

Motåtgärder i växtodlingen efter ett nedfall av radioaktivt strontium/strontium-90 vid olika nedfallsnivåer och årstider

KLAS ROSÉN, SLU, MARTIN RAPPE, SLU,
TORBJÖRN NYLÉN, FOI, JAN ERIKSSON, SLU



Klas Rosén, SLU, Martin Rappe, SLU, Torbjörn
Nylén, FOI, Jan Eriksson, SLU

Motåtgärder i växtodlingen
efter ett nedfall av radioaktivt
strontium/strontium-90 vid
olika nedfallsnivåer och
årstider

Titel	Motåtgärder i växtodlingen efter ett nedfall av radioaktivt strontium/strontium-90 vid olika nedfallsnivåer och årstider –
Title	Countermeasures in plant cultivation after a fallout of Strontium-90 at different fallout levels and seasons
Rapportnr/Report no	FOI-R--5055--SE
Månad/Month	April
Utgivningsår/Year	2023
Antal sidor/Pages	111
ISSN	1650-1942
Uppdragsgivare/Client	MSB
Forskningsområde	CBRN-frågor
FoT-område	Inget FoT-område
Projektnr/Project no	B401123
Godkänd av/Approved by	Niklas Brännström
Ansvarig avdelning	CBRN-skydd och säkerhet

Bild/Cover: Anders Landgren, MSB

Detta verk är skyddat enligt lagen (1960:729) om upphovsrätt till litterära och konstnärliga verk, vilket bl.a. innebär att citering är tillåten i enlighet med vad som anges i 22 § i nämnd lag. För att använda verket på ett sätt som inte medges direkt av svensk lag krävs särskild överenskommelse.

This work is protected by the Swedish Act on Copyright in Literary and Artistic Works (1960:729). Citation is permitted in accordance with article 22 in said act. Any form of use that goes beyond what is permitted by Swedish copyright law, requires the written permission of FOI.

Sammanfattning

Denna rapport innehåller förslag på motåtgärder inom växtodlingen vid ett radioaktivt nedfall, som kan minska överföringen av radioaktivt strontium till grödor och vidare till bröd, mjölk och kött. Arbetet bygger i hög grad på tidigare experimentella studier av radioaktivt strontium (i huvudsak ^{90}Sr) och dess flöden i primärproduktionen i svenskt jordbruk samt teoretisk modellering av detta. Rapporten är tänkt att användas av myndigheter inför planering av rekommendationer och beslut i syfte att nedbringa överföringen från radioaktivt nedfall till livsmedel. De parametervärden som ingår i beräkningarna är behäftade med stora osäkerheter men principerna för beräkningarna gäller. Observera att vid en inträffad händelse måste ingående parametervärden i möjligaste mån baseras på provtagning och mätning vid det tillfället.

Nyckelord: Radioaktivt strontium, Sr-90, jordbruk, livsmedelsproduktion

Summary

This report contains proposals for countermeasures for radioactive fallout, which can reduce the transfer of radioactive strontium (e.g. ^{90}Sr) to crops and further on to bread, milk and meat. The counter-measures are based on previous experimental studies of radioactive strontium in the primary production of Swedish agriculture and on theoretical modelling of this, and constitute a technical basis in the planning of recommendations and decisions in order to reduce the transfer from radioactive fallout to food. The parameter values included in the calculations are subject to large uncertainties, but the principles for the calculations apply. Note that after a radioactive fallout, it is preferred that the input parameter values must originate from data based on sampling and measurements of the actual situation.

Keywords: Radioactive strontium, Sr-90, agriculture, food production

Innehållsförteckning

1	Inledning	9
2	Faktorer som påverkar transport av radionuklider i agrara ekosystem	10
2.1	Typ av radionuklid	10
2.2	Årstid	11
2.3	Grödor och deposition	12
2.4	Markegenskaper.....	13
2.5	Djurhållning	14
2.5.1	Tidsperiod som krävs för att uppnå jämvikt.....	14
3	Beskrivning av motåtgärder	17
3.1	Åtgärder före nedfall av radioaktivt strontium för att minimera kontaminationen	18
3.1.1	Installning av betande djur	18
3.1.2	Minskning av ventilation i djurstallar	19
3.1.3	Tidigareläggning av skörd	19
3.1.4	Övertäckning av grödor.....	19
3.1.5	Utjämning av plöjd mark	19
3.2	Åtgärder under nedfallsåret för att minska överföringen av radioaktivt strontium till jordbruksprodukter	20
3.2.1	Bortförsel av snö	20
3.2.2	Putsning av beten och vallar	20
3.2.3	Bortförsel av gröda	20
3.2.4	Plöjning och omsådd av gröda.....	21
3.2.5	Djupplöjning	21
3.2.6	Användning av grödan för energiproduktion	21
3.2.7	Kalkning	21
3.2.8	Bortförsel av halm	22
3.2.9	Användning av gröda som djurfoder	22
3.2.10	Fosforgödsling	22
3.2.11	Senareläggning av betessläpp/betesuppehåll	22
3.2.12	Lägga marken i träda	23
3.3	Åtgärder för att minska överföringen av radioaktivt strontium åren efter nedfall	23
3.3.1	Kalkning	23
3.3.2	Plöjning	23
3.3.3	Bortförsel av den förorenade ytjorden.....	23
3.3.4	Val av gröda/sort med lägre upptag av strontium	23
3.3.5	Omläggning av produktionsinriktning	24
4	Handlingsstrategier.....	25
4.1	Allmänna principer och regler för motåtgärder	26

4.2	Förutsättningar och begränsningar för handlingsstrategierna i denna rapport.....	27
4.3	Spannmål för livsmedelsproduktion	32
4.3.1	Motåtgärder för brödspannmål	34
4.4	Spannmål till grisköttsproduktion och broileruppfödning	37
4.4.1	Slaktsvinsuppfödning	37
4.4.2	Broileruppfödning	39
4.5	Slåttervall, spannmål och naturbete till mjölkproduktion	40
4.5.1	Mjölkproduktion baserad på vinterutfodring	41
4.5.2	Mjölkproduktion med sommarbete på åkermark	47
4.6	Slåttervall, spannmål och naturbete till nötköttsproduktion	56
4.6.1	Vinterutfodring	56
4.6.2	Nötköttsproduktion på betesvall på åkermark	60
4.6.3	Nötköttsproduktion med bete på naturbetesmark	63
4.7	Övriga grödor	66
4.7.1	Potatis	66
4.8	Nedfall under vinterhalvåret utanför vegetationsperioden (Tidpunkt 0) 69	
5	Referenser	71
	Bilaga 1. Aktivitetskoncentration av radioaktivitet i grödor åren efter ett nedfall.....	77
	Aktivitetskoncentrationen i olika grödor året efter ett nedfall och i återväxt av vall	77
	5.1 Förändringar i grödornas aktivitetskoncentration på längre sikt	79
	Bilaga 2. Gränsvärden för livsmedel.....	82
	Bilaga 3. Metodblad för motåtgärder	84
	Kalkning	84
	Bortförsel och deponering av gröda	85
	Användning av grödan för energiproduktion.....	86
	Träda och betesuppehåll	87
	Bortförsel och deponering av snö.....	88
	Odling av gröda/sort som ackumulerar mindre strontium	89
	Plöjning till normalt djup	89
	Putsning av beten och vallar	90
	Senareläggning av betessläpp eller installning av betande djur	91
	Bilaga 4. Kritiska aktivitetskoncentrationer om alla foderslag är förorenade	93
	Bilaga 5. Dynamik i upptag och utsöndring i djurkroppen	95
	Bilaga 6. Översikt över vilka aktivitets-koncentrationer av radiostrontium i olika grödor ger i livsmedel vid olika nedfallsnivåer och årstider ...	101

1 Inledning

Syftet med arbetet som redovisas i denna rapport har varit att ta fram bättre underlag och ge konkreta förslag på motåtgärder i växtodlingen, som kan minska överföringen av radioaktivt strontium till grödor och vidare till bröd, mjölk och kött. Rapporten är upplagd på samma sätt som "Motåtgärder i växtodlingen efter ett nedfall av radioaktivt cesium vid olika nedfallsnivåer och årstider" [Rosén & Eriksson, 2008]. Arbetet bygger i hög grad på tidigare arbeten, både experiment och beräkningar, utförda av Åke Eriksson vid dåvarande Institutionen för radioekologi vid SLU [Eriksson, 1994, Eriksson m.fl., 1998a, 1998b]. Erfarenheter från uppföljningen av Tjernobylyolyckans konsekvenser för jordbruket har också nyttjats i hög grad [Rosén, 1996, Rosén m.fl. 1998, IAEA, 2001, 2010].

Rapporten riktar sig i första hand till tjänstemän på Jordbruksverket, länsstyrelser, Myndigheten för samhällsskydd och beredskap, Strålsäkerhetsmyndigheten m.fl., som i händelse av ett nedfall av radiostrontium har som uppgift att föreslå och besluta om åtgärder i växtodlingen. Rapporten är av handbokskaraktär med fokus på motåtgärder. Författarna har utgått från att de tjänstemän som är tänkta att hantera detta i ett skarpt läge har tillägnat sig nödvändiga grundläggande kunskaper om radioaktiva ämnen och deras egenskaper, hur man skyddar sig mot exponering, principer för motåtgärder m.m. Sådan bakgrundsinformation berörs bara summariskt i denna rapport, men finns i rapporterna "Livsmedelsproduktion vid nedfall av radioaktiva ämnen" [Andersson m.fl., 2002], "Avvägningsproblem för beslutsfattande vid radioaktivt nedfall" [Bergman m.fl., 1999] och "Resursbehov för motåtgärder och sanering vid kärnenergiolyckor i svenskt jordbruk" [Rosén & Haak, 2006].

Det är viktigt att understryka att de förväntade aktivitetskoncentrationer av radiostrontium i grödor och livsmedel som presenteras i denna rapport bara är avsedda att användas för en första skattning av situationen. De baseras på experimentella data och är beroende av hur säkra och allmängiltiga dessa grunddata är. De ger en uppfattning om storleksordningen på aktivitetskoncentrationer i grödor och livsmedel, men bör så fort som möjligt följas upp med kontinuerliga mätningar av de verkliga aktivitetskoncentrationerna vid den aktuella händelsen. De uppföljande mätningarna kan ibland medföra att åtgärderna efterhand måste modifieras.

Åtgärdsförslagen för varje produktionsgren utgår från olika scenarier avseende tidpunkt och nivå på ett nedfall av radioaktivt strontium. Som kriterium för när åtgärder behövs har vi använt rekommenderade EU-gränsvärden för aktivitetskoncentrationer i olika livsmedel enligt bilaga 2. Dessa värden är de som, åtminstone inledningsvis, kommer att tillämpas vid en framtida händelse med spridning av radioaktiva ämnen. Rapporten är upplagd så att man i kapitel 4 ska kunna hitta information om vilka åtgärder man kan vidta beroende på vilken produktionsgren, storlek på nedfall och nedfallstidpunkt som är aktuell. Kapitel 2 och 3 innehåller information där en tänkt beslutsfattare redan innan en akut situation uppstått kan skaffa sig en översiktlig bild av hur radioaktiva ämnen överförs till grödan och vilka motåtgärder som generellt finns att tillgå. Viktig bakgrundsinformation finns också i de inledande avsnitten (4.1 och 4.2) i kapitel 4. Viktiga kompletterande uppgifter för att kunna bedöma en nedfallssituation finns också i bilagorna i slutet av rapporten. De resultat och förslag till motåtgärder som redovisas förutsätter att den effektiva stråldosen till personal inte överskrider 20 mSv/år under fem år ICRP [ICRP96]. Om detta inte gäller finns inget alternativ till att lägga marken i träda

2 Faktorer som påverkar transport av radionuklider i agrara ekosystem

Efter ett nedfall av radioaktiva ämnen på jordbruksmark och i växande grödor blir det en viktig uppgift att genom olika åtgärder reducera överföring i livsmedelskedjan. Syftet är att minska den interna strålningsdosen till allmänheten. För att kunna föreslå lämpliga motåtgärder krävs en god förståelse av de processer som styr transporten av radionuklider genom agrara system. En översiktlig redogörelse följer nedan.

Vid ett nedfall av radioaktiva ämnen på jordbruksmark utgör den mängd som deponeras på kulturväxter och obevuxen mark en allvarlig källa till förorening av livsmedel. När radionuklider fångas upp av jordbruksgrödor överförs de till livsmedelskedjan via spannmål och andra vegetabilier, eller via djurfoder till animaliska produkter. Om radionuklider deponeras på obevuxen mark kan de senare överföras till jordbruksledet via grödornas rotupptag. Betande djur får även i sig radioaktiva ämnen via resuspenderad jord som hamnat på grödan [Andersson m.fl., 2002].

Överföringen av radionuklider till livsmedel via jordbruksledet bestäms av många olika faktorer såsom radionuklidens egenskaper, klimat och väderleksförhållanden, markens egenskaper, typ av djurhållning och grödans egenskaper. Något som gör jordbruksmiljön än mer komplex är dess cykliska natur. Förutsättningarna för överföringen av radionuklider till livsmedel är, beroende på säsongsbundna variationer i ovan nämnda faktorer, helt olika under vinter- respektive sommarhalvåret.

2.1 Typ av radionuklid

Efter Tjernobyolyckan varierade sammansättningen av radionuklider i det radioaktiva nedfallet beroende på avstånd från reaktorn och den tid som förflutit från utsläppstillfället. Förekomsten av radionuklider, såsom jod (^{131}I) och rutenium (^{103}Ru) minskade snabbt med tiden på grund av att de har kort halveringstid och efter den första odlings säsongen återstod i huvudsak ^{134}Cs , ^{137}Cs och ^{90}Sr . Radioaktivt cesium dominerade i nedfallet på längre avstånd från Tjernobyl (exempelvis i Sverige) medan huvudparten av radiostrontium deponerade på de närmaste omgivningarna [Oughton, 1992, Sandalls m.fl., 1993, UN Chernobyl Forum, 2005].

Strontium tillhör de alkaliska jordartsmetallerna och återfinns i grupp 2 och period 5 i det periodiska systemet. Strontium har atomnummer 38 och beteckning Sr. Strontium förekommer naturligt i fyra stabila isotoper, av vilka ^{88}Sr är den vanligaste [Peterson m.fl., 2007]. Gränsvärden för livsmedel är satta för summan av radioaktivitetskoncentrationer från strontium med isotopnummer 89 och 90 och som förekommer i det saluförda livsmedlet.

De första två dagarna efter en kärnvapenexplosion kommer ^{91}Sr med halveringstiden 9,63 timmar och ^{92}Sr med halveringstiden 2,71 timmar [NEA 2009] att ge huvuddelen av interndosen till människan från radioaktivt strontium. Därefter och under det första halvåret dominerar interndosen från ^{89}Sr vars halveringstid är 50,57 dagar [NEA 2009]. Under det andra halvåret kommer det relativa bidraget från ^{89}Sr succesivt minska och bidraget från ^{90}Sr att öka och efter drygt ett år kommer ^{90}Sr vars halveringstid är 28,79 år [NEA 2009] att vara den enda strontiumisotop som bidrar till stråldosen via oralt intag. Beräkningarna baseras på fission (neutronenergi ca 1 MeV) av ^{235}U och initialkvot mellan $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ ca 170 i kärnvapenfallet.

Vid ett reaktorhaveri där härden är i jämvikt är det framförallt ^{89}Sr och ^{90}Sr som ger interndos. Kvoten mellan dessa strontiumisotoper kommer initialt efter ett utsläpp från en jämviktshärd att vara ca 10 dvs. en faktor tio högre i aktivitetskoncentration av ^{89}Sr än av ^{90}Sr . Under tiden för reaktorolyckan i Fukushima var kvoten ca 11,5 [Nishihara m.fl. 2012]. ^{89}Sr och ^{90}Sr är alltså ur radioekologisk synpunkt de intressantaste isotoperna av strontium och det är för summan av dessa som livsmedelshygieniska gränsvärden och

åtgärdsnivåer är satta. ^{90}Sr kan utgöra problem inom livsmedelsproduktion under lång tid. Isotopen ^{90}Sr sönderfaller till yttrium-90 (^{90}Y) som har en halveringstid på ca 6,4 timmar och vilken i sin tur sönderfaller till zirkonium-90 (^{90}Zr), där det i det senare steget avges energirik betastrålning [Peterson m.fl., 2007]. I rapporten används benämningen strontium när strontiums allmänna ekologiska egenskaper avses respektive radiostrontium när de radioaktiva strontiumisotoperna ^{89}Sr och ^{90}Sr avses.

Vid ett nedfall av radioaktivt strontium i jordbruksmiljö kommer en del att fångas upp på grödornas ovanjordiska delar. Resterande deposition sker på öppna markytor, vattenytor, snö, byggnader och övrig vegetation. Vid deposition via nederbörd, s.k. våtdeposition, kommer en förhållandevis hög andel strontium fångas upp av grödan. Ytan på jordbruksgrödorna är negativt laddad [Ertel m.fl., 1992] och katjoner, såsom radiostrontium, fångas upp effektivare än anjoner (exempelvis jod) [Hoffman m.fl., 1995]. Uppfångningen av radiostrontium är mindre än uppfångningen av cesium (^{137}Cs) men den är större än andra studerade radionuklider, exempelvis cerium (^{141}Ce) och jod (^{131}I) [Hoffman m.fl., 1995]. Efterföljande kvarhållning på vegetationen är till viss del också beroende av vilken radionuklid det gäller, men för katjoner såsom radiostrontium och radiocesium är kvarhållningen ungefär likvärdig (IAEA, 2010).

Vid partikulärt nedfall, s.k. torrdeposition, bestämmer de radioaktiva partiklarnas storleksfördelning och kemiska form omfattningen av vidhäftning på ytor. Större partiklar uppfångas sämre än mindre, vilket beror på de större partiklarnas benägenhet att falla av vegetationen och hamna på marken [Pröhl, 2009]. När nukliden har fångats upp på växten kan den tas upp exempelvis genom bladens klyvöppningar och omfördelas inom växten, exempelvis mellan vegetativa och generativa delar. Strontium uppvisar låg sådan rörlighet [Mengel & Kirkby, 1987, Madoz-Escande m.fl., 2009] och detta minskar överföringen av radiostrontium till vegetabiliers generativa delar, såsom spannmålskärna, vilka används till humankonsumtion eller som djurfoder.

Upptaget från mark via växtrötter är större för strontium än för flera andra radionuklider, som exempelvis radiocesium och radiokobolt [Mascanzoni, 1988]. Detta beror på att strontium är kemiskt närbesläktat med makronäringsämnet kalcium och att strontium inte binds lika hårt i marken som radiocesium [Lönsjö, 1973]. Strontium fixeras inte till lermineral som cesium gör, se vidare under avsnitt 2.4.

2.2 Årstid

Vid vilken årstid ett radioaktivt nedfall sker är avgörande för graden av förorening av jordbruksgrödor [Aarkrog, 1969, Eriksson m.fl., 1998a, Vandecasteele m.fl., 2001]. Orsaken till att tidpunkten för nedfall spelar stor roll är att jordbruksgrödorna förorenas på olika sätt beroende på när i grödornas utveckling nedfall sker. Särskilt stor blir skillnaden mellan nedfall under växtperioden och nedfall under grödornas viloperiod. Vid nedfall under grödornas växtperiod förorenas grödorna huvudsakligen genom uppfångning, interception, av det radioaktiva materialet på ovanjordiska växtdelar. Graden av uppfångning under vegetationsperioden bestäms av grödans ovanjordiska biomassa och täckningsgrad (bladyteindex). På grund av radiostrontiums låga rörlighet i växter (se avsnitt 2.1), ger nedfall som uppfångas efter axgång upphov till särskilt hög föroreningsgrad. Det beror på att direktkontaminering av axet ger större överföring till kärnan än nedfall före axgång [Vandecasteele m.fl., 2001].

Vid en och samma tidpunkt är grödorna olika långt utvecklade beroende på grödslag. Exempelvis uppvisar höst- och vårsäd skillnader i hur stor uppfångningen av radiostrontium blir vid en given tidpunkt. Något som ytterligare komplicerar bilden är att grödornas utveckling tidsmässigt varierar mellan landets olika delar och mellan olika år.

Tiden som förflyter från nedfall till skörd har betydelse för föroreningsgraden hos den skördade produkten. Under denna tid ger grödans tillväxt en utspädning av uppfångade radionuklider [Eriksson m.fl., 1998a, 1998b]. Om tiden mellan nedfall och skörd är lång, minskar också kvarhållningen i grödan till följd av processer som bladavfall, avspolning

vid regn eller bortförsel vid blåst [Aarkrog, 1969, Vandecasteele m.fl., 2001]. Sammantaget blir aktivitetskoncentrationen i grödan vid skörd lägre ju längre tid som förflyter mellan nedfall och skördetillfälle.

Nedfall under vinterhalvåret medför att deposition sker på snö, bar mark, vallgrödor och beten eller på måttligt slutna höstgrödor. På bevuxen mark innebär detta att en mindre del av depositionen uppfångas direkt av grödan och den andel som når marken blir högre. Härigenom blir upptaget via rötter och djurens intag av jord från bete av relativt större betydelse för vidaretransport i livsmedelskedjan än de blir vid ett nedfall under sommarhalvåret.

2.3 Grödor och deposition

Luftburna föroreningar tillförs växter och mark genom deposition. Torrdeposition innebär att partiklar på grund av tyngdkraften faller ut ur en förorenad luftmassa och att partiklar adsorberas på ytor som luftmassan kommer i kontakt med. Våtdeposition innebär att föroreningar i luften tvättas ut med nederbörd. Grödans uppfångning av våtdeposition är en funktion av dess bladyteindex, dess vattenhållande förmåga, radionuklidens egenskaper och nederbördens intensitet. Bladyteindex anger ett bladverks horisontella täckningsgrad i förhållande till underliggande markyta. De faktorer som bestämmer uppfångningen av torrdeposition är partiklarnas storleksfördelning, kemiska form och grödans ovanjordiska biomassa [Pröhl, 2009].

Nedan ges funktioner som beskriver uppfångningen av våt- och torrdeposition i jordbruksgrödor [Müller & Pröhl, 1993, IAEA, 2010]. För våtdeposition kan uppfångningens storlek beskrivas med följande funktion (1):

$$f_w = \left(1; \frac{\text{LAI} \cdot k \cdot S}{R} \left(1 - e^{\frac{-\ln 2}{3 \cdot k \cdot S} R} \right) \right) \quad (1)$$

där f_w är uppfångad fraktion av våtdeponerad radionuklid, LAI är bladyteindex (m^2/m^2), R är ackumulerad nederbörd (mm), S är den vattenhållande förmågan i grödan (mm) och k är en nuklidspecifik koefficient (dimensionslös).

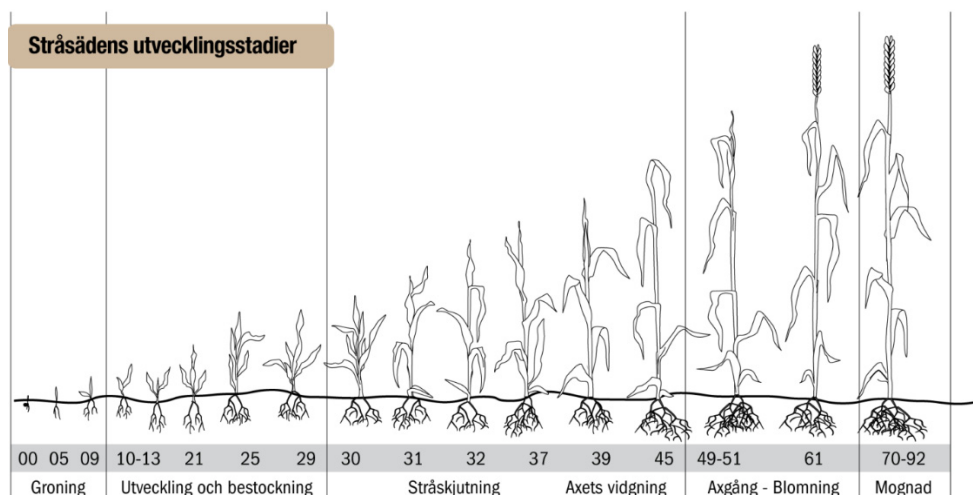
För torrdeposition kan uppfångningens storlek beskrivas med följande funktion (2) efter Chamberlain [Chamberlain, 1970]:

$$f = 1 - e^{-\mu B} \quad (2)$$

där f är uppfångad fraktion av torrdepositionen, μ är en empiriskt bestämd uppfångningskoefficient ($\text{Bq kg}^{-1}/\text{Bq m}^{-2} = \text{m}^2 \text{kg}^{-1}$) och B är ovanjordisk biomassa (kg m^{-2}). Som framgår av ekvation (2) är ovanjordisk biomassa betydelsefull även vid torrdeposition och ofta anges det med kvoten f/B hur den uppfångade fraktionen förändras med varierande biomassa [IAEA, 2010]. Andra författare [Vandecasteele m.fl., 2000] har omformulerat ekvation (2) till att ta hänsyn till LAI (bladyteindex), vilken då får formen:

$$f = 1 - e^{-\mu \text{LAI}} \quad (3)$$

där f är uppfångad fraktion av nedfallen aktivitet, μ är en empiriskt bestämd uppfångningskoefficient (i detta fall dimensionslös) och LAI är bladyteindex (m^2/m^2). Denna funktion (3) tydliggör betydelsen av grödans täckningsgrad, snarare än dess biomassa. I Internationella atomenergiorganets rapport [IAEA, 2010], refereras dock inte till denna funktion.



Figur 1. Olika utvecklingsstadier i spannmål och deras beteckningar enligt decimalskalan [Bengtsson m.fl. 2013].

Figur 1 visar olika utvecklingsstadier hos spannmål. Utvecklingsstadiet har, som framgått, stor betydelse för grödans uppfångningsförmåga. Uppfångningen är totalt sett relativt låg tidigt under grödans utveckling för att sedan öka med tillväxten av biomassa och bladyta [Pröhl, 2009]. Den direkta uppfångningen av radionuklider hos ett växtbestånd på en viss plats kan variera mellan 10 % och 90 % av depositionen [Aarkrog, 1969, Kinnersley & Scott, 2001, IAEA, 2010]. Vallgrödor och bete uppvisar generellt högre procentuell uppfångning än spannmålsgrödor [Eriksson m.fl., 1998b].

Grödan kan också kontamineras genom upptag av det radioaktiva ämnet från marken via rötterna. Detta är den dominerande processen om nedfall sker utanför vegetationsperioden liksom för grödor som odlas åren efter nedfallsåret. Det finns skillnader mellan grödor i upptag av radiostrontium via rötter [Haghi, 1964, IAEA, 1994b, IAEA, 2010]. Även mellan sorter inom samma gröda kan skillnader finnas i rotupptag [Gerstmann & Schimmack, 2006], vilket påverkar överföringen av radionuklider till jordbruksprodukter. Skillnader i växters upptag av radiostrontium via rötter kan härledas till skillnader i växters upptag av kalcium [Epstein & Leggett, 1954, Mengel & Kirkby, 1987, Putyatin m.fl., 2006].

2.4 Markegenskaper

I marken förekommer strontium huvudsakligen bundet i utbytbar form till negativa jonbytespositioner, både på organiskt material och på mineralpartiklar (Lönsjö, 1973). Strontium fixeras inte till markens lermineral på samma sätt som cesium [Nisbet, 1993, UN Chernobyl Forum, 2005] och därför uppvisar strontium högre rörlighet än cesium på de flesta jordar [Riise m.fl., 1990, Konoplev m.fl., 1993, Forsberg, 2000]. Strontium har i vissa studier visats binda hårt till organiskt material [Juo & Barber, 1970, Lee & Lee, 2000] och lägre upptag i växter har iakttagits på organogena jordar [Fredriksson & Eriksson, 1966, Nisbet & Shaw, 1994]. Höga pH-värden i marken ökar adsorptionen av strontium [Juo & Barber, 1970, Lönsjö, 1973] och därigenom minskar dess benägenhet att genom rotupptag nå jordbruksgrödor. Grödornas upptag av strontium har således visat sig minska med ökande pH, markens katjonbyteskapacitet och kalcium- och fosforstatus [Fredriksson m.fl., 1968, Mascanzoni, 1988a, 1998b].

Strontiums större växttillgänglighet innebär att det i högre grad tas upp via rötterna än vad cesium gör. Detta har visats för ett flertal grödor i ett antal fältförsök [Haak m.fl., 1973, Mascanzoni, 1988, Nisbet & Shaw, 1994, Vandecasteele m.fl., 2001]. Eftersom strontium kemiskt liknar kalcium förklarar markens innehåll av kalcium en stor del av variationen i

växtupptag av strontium [Haak & Lönsjö, 1975] och ett mindre upptag av strontium via växtrötter efter kalkning har påvisats [Fredriksson m.fl., 1961]. Generellt är upptaget i växter större på grovkorniga jordar, såsom sandjordar, än från lerjordar eller organogena jordar [Eriksson m.fl., 1998b].

Migrationsstudier har visat att strontium rör sig snabbare genom jordprofilen än cesium, särskilt i sandiga jordar, även om migrationshastigheten är låg, 0,5 – 1,1 cm/år [Forsberg, 2000]. På grund av denna transport nedåt i markprofilen torde också risken för rotupptag minska successivt [Ehlken & Kirchner, 2002]. Dock är inte resultaten från fältstudier helt entydiga [Lönsjö & Haak, 1986, Breihignac m.fl., 2000].

2.5 Djurhållning

I djurhållningen kan radioaktivt strontium överföras till livsmedel avsedda för humankonsumtion om djurens foder är kontaminerat. Animalieproduktion är en verksamhet med stor variation vad gäller djurslag, foderstat, stallbyggnader, betesgång/rastfällor och/eller produktionsnivå. Detta ger upphov till en stor variation i känsligheten för ett radioaktivt nedfall inom och mellan olika produktionsinriktningar. De djurslag som dominerar inom svensk livsmedelsproduktion är nötboskap, svin, höns, får och getter [SCB, 2016]. För de djurslag som i hög grad uppföds på bete anses risken för överföring av radiostrontium till livsmedelsprodukter vara särskilt stor [Eriksson, 1994].

I mjölkproduktion baserad på bete blir aktivitetsintaget större ju senare nedfallet sker under säsongen [Eriksson & Andersson, 1994]. Den lägre tillväxten hos betet under denna del av säsongen ger ett större intag per ko. Det beror på att betets tillväxt avtar och därmed också den utspädning av uppfångade radionuklider som ökad biomassa ger.

Absorptionen av radiostrontium i mag-tarm-kanalen förefaller vara mer beroende på skillnader i djurens dagliga kalciumintag än på fodertyp [Fesenko m.fl., 2007a, 2007b], se nedan. Djurens ålder har betydelse för absorption av radiostrontium i mag-tarm-kanalen [Fesenko m.fl., 2007a]. Absorptionen i mag-tarm-kanalen avtar drastiskt med ökande ålder [IAEA, 2010]. Detta antas vara en funktion av ett minskande kalciumbehov för tillväxt av ny benvävnad.

Överföringen av radiostrontium från bete till djur och vidare till mjölk är snabb. Risken är därför stor att det blir en omfattande överföring av radiostrontium till människor via mjölk om ett nedfall sker under betesperioden [Beresford m.fl., 2000]. Rysk forskning har visat att överföringen av radiostrontium till mjölk är större i get- och fårmjölksproduktion än den är i mjölkproduktion med nötkreatur [Fesenko m.fl., 2007b]. Överföringen till kött är ungefär densamma för svin, får/get, kyckling och nötboskap.

Många studier kring interaktionen mellan strontium och kalcium i foder har rapporterats i internationell litteratur. Studierna framhåller att det är på grund av att strontium och kalcium liknar varandra kemiskt som kalciumintaget påverkar upptaget av radiostrontium. Överföringen av strontium till mjölk och kött minskar med ökat dagligt intag av kalcium. Howard m.fl. fann att det dagliga intaget av kalcium förklarade 93 % av variationen i uppmätt överföring till mjölk, oberoende av laktationsstadium eller hur väl det dagliga intaget av kalcium svarade mot det dagliga behovet [Howard m.fl., 1996]. Andra författare framhåller dock att absorption av strontium i mag-tarmkanalen hos mjölkkor mer är en funktion av hur väl kalciumbehovet täcks av det dagliga kalciumintaget [Beresford m.fl., 2000]. Kalciummetabolismens centrala betydelse för att förutspå överföringen av radiostrontium till animaliska produkter framhålls också av flera andra [Howard m.fl. (1996)], [Fesenko m.fl., 2007a, 2007b) och IAEA (2010)].

2.5.1 Tidsperiod som krävs för att uppnå jämvikt

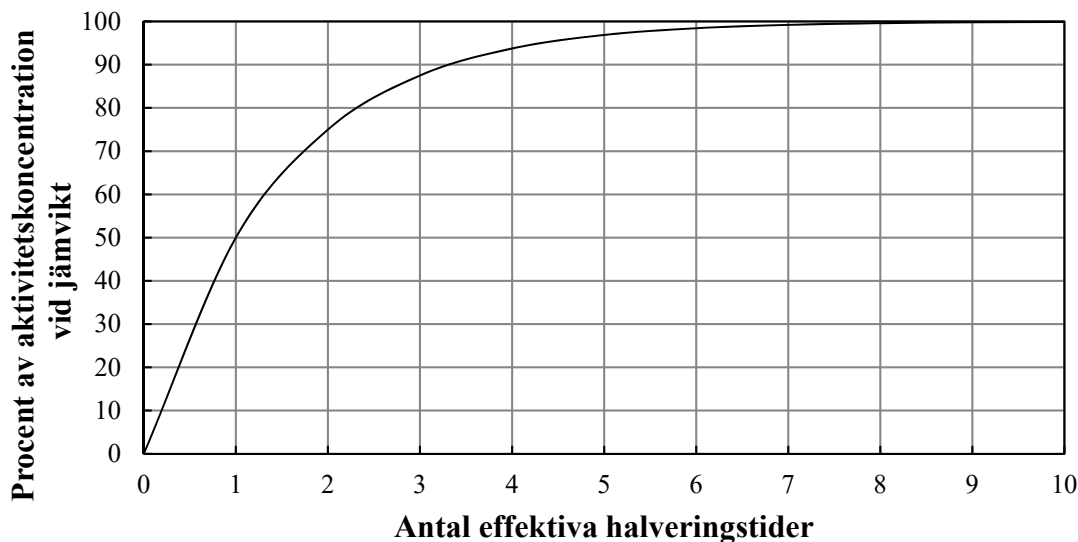
Om ett djur ställs på en foderstat med en viss aktivitetskoncentration av en nuklid byggs djurets förråd av nukliden upp tills dess att jämvikt mellan upptag och utsöndring nåtts. Hur snabbt denna jämvikt inställer sig beror på nuklidens biologiska (bio) och fysikaliska

(fys) halveringstider, sammanvägda till vad som kallas den effektiva (eff) halveringstiden, i djurkroppen

$$\frac{1}{t_{1/2,\text{eff}}} = \frac{1}{t_{1/2,\text{bio}}} + \frac{1}{t_{1/2,\text{fys}}} \quad (4)$$

Med fysikalisk halveringstid menas den tid det tar för en given mängd av ett radioaktivt ämne att sönderfalla till hälften. Här talar vi dock mer om uppbyggnad av mängden av ett radioaktivt ämne i en djurkropp. I det fallet menar vi med halveringstid den tid det tar för aktivitetskoncentrationen att uppnå hälften av den slutliga jämviktsnivån.

Sambandet mellan den effektiva halveringstiden och uppbyggnaden av ett ämne i djurkroppen illustreras i figur 2. Efter en effektiv halveringstid har aktivitetskoncentrationen i köttet eller mjölken stigit till hälften av den vid jämviktsnivån. Efter två halveringstider är den uppe i 75 %, efter tre i 87,5 %, efter fyra i 93,75 % osv. I stort kan man anse att jämvikt uppnåtts efter fyra halveringstider, eftersom aktivitetskoncentrationen därefter endast ändras marginellt.



Figur 2. Sambandet mellan effektiv halveringstid och uppbyggnaden av ^{90}Sr i djurkroppen vid tillförsel av en konstant daglig mängd via fodret.

Den fysikaliska halveringstiden för ^{90}Sr är 10 621 dagar (29 år) för strontium-90. Denna halveringstid är tillräckligt lång för att den effektiva halveringstiden huvudsakligen ska bestämmas av den biologiska halveringstiden. Den biologiska halveringstiden beror på hur stor andel av nuklidintaget som utsöndras från djurkroppen via träck, urin och mjölk. Kunskapen om hur strontium omsätts i hela djurkroppen är idag bristfällig, något som uppmärksammas av internationella rapporter [IAEA, 2010].

Att fastställa den biologiska halveringstiden för strontium i en djurkropp är svårt eftersom ämnet lagras in i tre olika pooler i djurkroppen, och de tre poolerna har olika halveringstider [Ilyin & Moskalev, 1957]. En pool utgörs av strontium som ackumuleras i skelettet. Denna pool omsätts långsamt och har den längsta halveringstiden. De två andra poolerna utgörs av muskelvävnad och kroppsvätskor och där är de biologiska halveringstiderna kortare [Crick & Simmonds, 1984]. De olika poolerna i djurkroppen befinner sig i jämvikt med varandra, varför en dynamisk modell är att föredra när det gäller att beskriva strontiums uppförande i hela djurkroppen [Crick & Simmonds, 1984]. [Fabbri m.fl., 1994] har erhållit god överensstämmelse mellan simulerad och observerad aktivitetskoncentration av radiostrontium i mjölk med modeller där två halveringstider använts, en kortare som speglar den labila poolen av radiostrontium i djurkroppen och en

längre som speglar den mängd strontium som ackumuleras i skelettet. [Müller & Pröhl, 1993] använder sig av modeller med två halveringstider även för gris-, kyckling- och nötkött.

I föreliggande rapport har radiostrontiums dynamik i djurkroppar modellerats utifrån rapporterade data och vedertagna modellansatser [Coughtrey & Thorne, 1983, Müller & Pröhl, 1993, Fabbri m.fl., 1994]. För samtliga djurslag har modeller som bygger på två biologiska halveringstider använts (se vidare bilaga 5). Dessa beräkningar bör med hänsyn till det osäkra kunskapsläget ses som ganska grova skattningar. Enligt beräkningarna kommer aktivitetskoncentrationen av ^{90}Sr i mjölk upp i 80 % av jämviktsnivån inom knappt 10 dagar efter att man börjar utfodra djuren med kontaminerat foder. Efter 50 dagar är aktivitetskoncentrationen mer än 90 % av jämviktsnivån. För svinkött tar det drygt två månader att uppnå 50 % av jämviktsnivån och för kycklingkött ca 10 dagar. Om ett slaktsvin utfodras med kontaminerat foder hela sin livstid (6-7 månader) efter avvänjningen, kommer aktivitetskoncentrationen vid slakt teoretiskt upp i ca 70 % av jämviktsnivån. För nötkött tar det ca 70 dagar att uppnå 50 % av jämviktsnivån och ca 200 dagar att uppnå 80 %.

3 Beskrivning av motåtgärder

Radioaktiva ämnen som hamnat i naturen kan inte förstöras genom något mänskligt ingrepp. Det är bara den process som utgör grunden till deras radioaktivitet, deras sönderfall till stabila ämnen, som med tiden definitivt kan "oskadliggöra" dem. Vi kan bara se till att människor inte exponeras till dess att ämnets aktivitet klingat av, flytta det radioaktiva materialet eller skärma av strålningen. Skyddet mot strålning bygger därför på tre enkla grundprinciper:

1. tid
2. avstånd
3. avskärmning.

Tid handlar om att utsätta sig för strålningen så kort tid som möjligt. Tid kan även handla om att vänta tills strålningen avklingat tillräckligt. Hur fort detta går kan vi inte påverka. När det gäller nedfall av radioaktiva ämnen bygger därför alla motåtgärder på avstånd och avskärmning, särskilt när radionuklider med lång fysikalisk halveringstid drabbar ett stort område där människor måste leva och hämta sin föda. De allra flesta åtgärder i denna rapport handlar om hur avståndet mellan det radioaktiva ämnet och människan kan upprätthållas eller ökas. Det är särskilt viktigt att människan inte får i sig radioaktiva ämnen genom födan eftersom avståndet och avskärmningen då blir obefintliga. Exempel på åtgärder som upprätthåller avståndet genom att förhindra att radioaktiva ämnen hamnar i livsmedlen är att kalka för att motverka upptaget av radiostrontium i grödan eller om möjligheten finns att täcka över grödan före nedfallet. Bortskrapning eller nerplöjning av ett förorenat ytskikt är andra exempel på åtgärder som ökar avståndet.

Åtgärder kan vidtas akut under ett förvarningsskede när utsläpp befaras eller efter ett nedfall, i det senare fallet både under innevarande odlingssäsong och under kommande år [Ulvsand m.fl., 1997]. Åtgärder före ett nedfall vidtas för att motverka kontamination eller minska sårbarheten genom att underlätta för senare motåtgärder [Rosén, 1997]. Åtgärder efter ett nedfall vidtas för att minska konsekvenserna av nedfallet – antingen genom att ta bort de radioaktiva ämnena (sanering, bortförsel av grödan från åkern etc.) eller genom att minska överföringen till gröda och djur.

Vilka motåtgärder som måste vidtas vid ett nedfall av radioaktiva ämnen över ett jordbruksområde beror på när under året nedfallet sker, dess storlek samt vilka grödor som odlas. Om nedfallet sker under sommarhalvåret kan både grödor och mark bli förorenade. Vid ett nedfall under odlingssäsongen styrs valet av åtgärder, förutom av nedfallets storlek och sammansättning, i hög grad av i vilket utvecklingsstadium olika grödor befinner sig.

Om nedfallet kommer i början av odlingssäsongen måste man snabbt ta ställning till om åtgärder behöver vidtas och vilka som i så fall är mest lämpliga. Ska grödan plöjas ner och sås om? Kan man genom gödslingsåtgärder, senareläggning av vallskörden etc. förvänta sig att aktivitetskoncentrationen radioaktiva ämnen i grödorna minskar i tillräckligt mycket? Valet underlättas om en nedfallsprognos snabbt blir tillgänglig. Om nedfallet kommer senare under odlingssäsongen måste man ta ställning till om grödorna överhuvudtaget kan användas för humankonsumtion eftersom aktivitetskoncentrationen generellt är högre i den skördade grödan vid senare nedfallstillfällen.

Om nedfallet är litet kan i bästa fall normala bruksåtgärder som t.ex. avslagning och bortförsel av grödan eller nerplöjning av nedfall på barmark räcka. I sämsta fall är nedfallet så stort att jordbruksdriften inte kan fortsätta på enskilda gårdar inom det drabbade området. Mellan dessa två extremer finns det många olika handlingsalternativ för att säkerställa att växtodling och djurhållning ska kunna fortsätta. Många av motåtgärderna handlar om plöjning, gödsling och annat som normalt utförs i konventionellt jordbruk, men åtgärderna måste anpassas till situationen så de innebär ändå större eller mindre ingrepp i växtodlingen och husdjursskötseln [IAEA, 1989, 1994a].

Eventuellt kan bröd- och foderspannmål som inte kan användas för livsmedelsproduktion istället användas som biobränsle. Vid höga föroreningsgrader måste grödorna dock slås av och transporteras bort från åkern snarast efter nedfall. Grödor har förmågan att fånga upp en stor del av nedfallet och markbeläggningen minskar därför genom en sådan åtgärd. Inför och under odlingssäsongerna efter nedfallsåret vidtas åtgärder för att motverka grödornas upptag av radioaktiva ämnen från marken i sådan grad att de kan användas för livsmedelsproduktion. Om föroreningsgraden är så hög att detta inte är möjligt eller ekonomiskt försvarbart måste kanske driftsinriktningen ändras, t.ex. till odling av industrigrödor eller energigrödor. I värsta fall måste odlingen temporärt upphöra och aktuella arealer läggas i träda.

Om nedfallet sker efter odlingssäsongen eller under vintern har man, om sanering genom borttagning av snö inte är aktuell, gott om tid på sig att planera hur man ska hantera den uppkomna situationen. Så är också fallet när man under nedfallsåret ska besluta om utformningen av åtgärder i växtodlingen under nästa säsong. Om nedfallet kommer strax före odlingssäsongen finns det fortfarande möjligheter att genom grödval och anpassning av gödsling och jordbearbetning motverka upptag i grödorna. I detta fall blir det fråga om snabba beslut som kan få avgörande inverkan på det första årets produktionsresultat för den enskilda gården. Det mest svårhanterliga läget är om ett nedfall sker efter betessläpp och strax före vallskörd eller spannmålsskörd.

Nedan beskrivs motåtgärder som kan vidtas för att undvika eller minska mängden av radioaktivt strontium i växt- och animalieprodukter mer i detalj. Åtgärderna behandlas i stor utsträckning i kronologisk ordning, från sådana som genomförs i samband med förvarning om ett utsläpp till sådana som genomförs under åren efter nedfallet. Tyngdpunkten ligger på åtgärder omedelbart före och efter nedfallet, men även åtgärder inför efterföljande år behandlas. Utförlig beskrivning av motåtgärder återfinns i bilaga 3. De föreslagna åtgärderna kan i de flesta fall utföras med den maskinuppsättning som normalt finns på en gård, men vissa åtgärder kräver specialmaskiner och kan därför vara svåra att genomföra om tiden är knapp. Mer att läsa om behov av och tillgång på resurser för olika motåtgärder finns i [Rosén och Haak, 2006].

3.1 Åtgärder före nedfall av radioaktivt strontium för att minimera kontaminationen

Dessa åtgärder avser en situation när en olycka är på väg att hända och man kan befara ett utsläpp eller att en olycka inträffat och man kan förutse att radioaktiva ämnen kommer att transporteras in och falla ned i det aktuella området inom någon eller några dagar [Rosén 1997]. Det kan då vara möjligt att med olika åtgärder undvika eller minimera direkt kontamination av djur och grödor. Tidsrymden för insatser bestäms i hög grad av meteorologiska förhållanden och tidsförloppet mellan utsläpp och nedfall. Storleken på nedfallet påverkas starkt av nederbörd. Regn (våtdeposition) i samband med plympassagen ökar nedfallet avsevärt, vilket Tjernobylolyckan visade [Wright m.fl., 1997], [Devell 2001]. Växlande väderleksförhållanden kan leda till att stora nedfall kan ske med flera dagars mellanrum. Efter Tjernobylolyckan skedde de stora nedfallen vid två tillfällen med en veckas mellanrum. Åtgärder före nedfall kräver vanligtvis mycket snabba beslut. De medger, om de genomförs i tid, i bästa fall att djurproduktionen kan fortgå utan allt för stora inskränkningar. Även störningarna i växtodlingen kan minskas. Efter stora nedfall kan det dock ändå bli nödvändigt att antingen sanera förorenad mark eller att använda den för annat än livsmedelsproduktion [Rosén & Haak, 2006].

3.1.1 Installning av betande djur

I djurhållningen är åtgärder för att undvika radioaktiva ämnen i mjölk och kött relativt enkla att genomföra. I en situation när ett nedfall kan förutses är det en enkel och given åtgärd i djurhållningen att ställa in betande djur, särskilt mjölkkor. Även om det kan finnas en osäkerhet om vilka områden som kommer att drabbas är det en inte alltför kostsam

åtgärd som bör vidtas överallt där det finns risk för nedfall. Så fort nya prognoser visar att ett visst område inte kommer att drabbas kan djuren i detta område släppas på bete igen (friklassas). Om betesuppehåll rekommenderas som en mer varaktig åtgärd måste det alltid, som senare berörs, vara väl motiverat och inte fortgå längre än nödvändigt. En redan införd rekommendation om betesuppehåll får dock inte hävas innan man är absolut säker på att faran är över. En hävning bör baseras på provtagning och analys av betesvegetationen.

3.1.2 Minskning av ventilation i djurstallar

Vid ett nedfall kommer radionuklider att finnas i luften i flera dagar [Moberg, 1991, Rosén, 1997]. Dörrar och fönster till djurstallar och foderutrymmen bör därför stängas och om möjligt bör ventilationen minimeras tills den förorenade luftmassan dragit förbi. För vissa djurslag såsom höns och grisar, kan dock inte ventilationen reduceras särskilt mycket. För foder som är under torkning bör ventilationen, om möjligt, minskas eller stängas av under den tid då den radioaktiva luftmassan passerar. Orsaken är att de luftburna radionukliderna kan sugas in med torkluften och kontaminera fodret. Möjligen kan filter temporärt installeras för att rena torkluften.

3.1.3 Tidigareläggning av skörd

Om man får förvarning om ett nedfall i god tid finns en möjlighet att förbereda och verkställa en snabb skörd av en vallgröda och ensilera denna innan den kontamineras. Detta är framförallt viktigt om nedfallet kommer före första skörden och om förråden av grovfoder är tömda. I denna situation gäller det framförallt att säkra så mycket grovfoder av acceptabel kvalitet att det räcker de första veckorna innan transport av foder från oförorenade områden hunnit organiseras. Tiden räcker förmodligen inte till för en större insats än så eftersom det krävs förtorkning för att få foder av hållbar kvalitet vid mer långsiktig lagring. Om nedfallet sker vid eller strax före normal skördetid för spannmål kan det också vara möjligt att rädda så mycket som möjligt från förorening genom att tidigarelägga skörden.

3.1.4 Övertäckning av grödor

Med vattentätt material, som plastfilmer och presenningar, kan man täcka över redan skördade produkter som högar eller stackar av sockerbetor, hö och halm som förvaras utomhus t.ex. i plansilos och eventuellt små arealer av växande gröda [Rosén, 1997]. Att täcka grödor kan dock vara problematiskt eftersom man förmodligen inte har täckningsmaterial tillgängligt som räcker ens till ganska små ytor. Många av de värdefulla grönsaksgrödor som skulle vara mest angelägna att rädda skadas förmodligen kvalitetsmässigt av täckning, speciellt om den varar några dagar. Fruktdlingar är kanske lättare att rädda med denna metod. Om man täcker en gröda bör man tänka på att man får en förhöjd koncentration av radioaktiva ämnen där avrinningen från det förorenade täckmaterialet hamnar. Det kan i ett senare skede krävas saneringsåtgärder på de drabbade markpartierna.

3.1.5 Utjämning av plöjd mark

Före ett befarat nedfall kan det vara lämpligt att om möjligt utjämna markytan genom harvning och eventuellt vältning om marken är plöjd. På en jämn markyta blir radionuklider som adsorberas i ytskiktet mindre utspridda i djupled, varför det blir enklare att via grävning och schaktning placera ett tunt kontaminerat ytskikt djupt i markprofilen. Det minskar också upptaget i en efterföljande gröda. Om nedfallet är så stort att marken måste saneras genom bortförsel av det förorenade ytskiktet är det också en fördel om det är så tunt som möjligt. Dels blir jordvolymen som måste bortföras inte så stor, dels kommer merparten av matjorden att lämnas kvar vilket är gynnsamt ur bördighetssynpunkt [Rosén & Haak, 2006].

3.2 Åtgärder under nedfallsåret för att minska överföringen av radioaktivt strontium till jordbruksprodukter

Ett flertal möjliga åtgärder har identifierats som har en dokumenterat reducerande verkan på överföringen till jordbruksprodukter efter ett nedfall av radioaktivt strontium (för mer detaljerad beskrivning av motåtgärder se bilaga 3). Dessa motåtgärder presenteras i översiktlig form även i [Andersson m.fl., 2000], [Rosén & Haak, 2006] och [Nisbet m.fl., 2009]. Åtgärdernas tillämpbarhet bestäms av deras anspråk på resurser, nedfallstillfälle, grödslag/produktionsinriktning och förväntad avstyrd dos. Beten och vallar är som regel känsligast för förorening, men även stråsådesgrödor kan vara känsliga i sena utvecklingsstadier. Hur åtgärderna kommer att verka är i många fall osäkert och löpande provtagning och övervakning bör vara ett självklart komplement för att kontrollera att avsedd effekt uppnås.

3.2.1 Bortförsel av snö

Om nedfallet inträffar under perioder med tillräckligt tjocka snölager kan bortförsel av snö vara en kraftfull motåtgärd. Åtgärden är synnerligen intressant då en stor andel radionuklider kan föras bort med snön (reduktion av dosen med upp till en faktor 20), vilket minskar de problem med förorening av mark som annars kan kvarstå åren efter nedfall. Ytterligare en fördel med åtgärden är att den inte är nuklidspecifik dvs. den har god effekt mot alla radionuklider, vilket är önskvärt då avvägningsproblematik mellan olika radionuklider kringgås. Åtgärden är dock dyr. De stora volymer av förorenad snö som samlas ihop behöver tas om hand. Transportkapacitet kan utgöra en flaskhals, likaså kan det vara svårt att finna en lämplig plats att deponera snön på. Om snötäcket är tjockt behöver endast det översta kontaminerade snöskiktet föras bort.

3.2.2 Putsning av beten och vallar

Efter nedfall av radiocesium på betesmarker och vallar är putsning en effektiv metod att minska aktivitetskoncentrationen i växter. För radiostrontium borde åtgärden vara mindre effektiv eftersom strontium lättare än cesium tas upp från marken via växters rötter, men metoden kan ändå utgöra ett alternativ på grund av dess goda genomförbarhet i stor skala. Syftet med åtgärden är att få ner gräset på markytan så att risken minskar att betande djur får i sig det, eller att det följer med det nya färskgräset vid vallskörden [Eriksson m.fl., 1998a]. Gräset bör slås med så kort stubb höjd som möjligt. Om det nedslagna torra gräset dessutom tas bort minskar man risken att betande djur får i sig radiostrontium och man erhåller också en marksanerande effekt, se nedan. Betesmarker i Sverige kan se mycket olika ut och vilka motåtgärder som sätts in och hur de utformas måste anpassas till marktypen. Permanent äldre betesmarker utvecklar ofta en s.k. betessvål som är mycket effektiv på att kvarhålla radionuklider. Den fungerar som ett filter och de uppfångade radionukliderna kan vara växttillgängliga under mycket lång tid [Rosén, 1996]. Sådana beten kan också vara svåra att putsa på grund av stenighet och förekomst av buskar och träd.

3.2.3 Bortförsel av gröda

Om nedfallet inträffar under vegetationsperioden är en möjlig åtgärd att föra bort grödan och transportera den till lämplig deponi. Bortförsel kan ske med hjälp av maskiner som redan finns i det ordinarie jordbruket, såsom vallskördemaskiner. Grödan kan också pressas i balar och plastas in för att sedan förvaras vid sidan av fältet tills lämplig deponi blir tillgänglig. För att nå bästa effekt bör grödan slås av och föras bort snarast efter nedfallet, för att förhindra att föroreningen når marken (via exempelvis avspolning genom regn) och därigenom blir tillgängligt för upptag av växters rötter. På grund av den marksanerande effekten är åtgärden särskilt lämplig vid höga nedfallsnivåer och sandiga

jordar. En tät och välsluten gröda (exempelvis flerårig vall eller höstsäd) fångar upp mer av nedfallet och borde således utgöra ett mer intressant objekt för åtgärden än glesare, nyss uppkomna grödor, t.ex. vårkorn [Pröhl, 2009]. Efter att åtgärden genomförts kommer överföringen av radiostrontium till jordbruksgrödan till största delen att bestämmas av upptag via växternas rötter. Detta ger betydligt lägre aktivitetskoncentrationen än vad som blir fallet vid direkt förorening av grödans ovanjordiska delar (se vidare bilaga 1).

3.2.4 Plöjning och omsådd av gröda

Vanlig plöjning till ett djup av 20 – 25 cm omfördelar deponerade radionuklider från det ytliga jordskiktet till hela matjordslagret [Nilsson, 1983]. Härigenom blir radionukliderna mindre åtkomliga för rotupptag eftersom de späds ut i en större jordvolym [IAEA, 1994a, Ehlken & Kirchner, 2002]. Det finns dock indikationer på att vanlig plöjning ibland inte har så stor effekt på grödans upptag av radiostrontium som vore önskvärt [Lönsjö & Haak, 1986, Vandecasteele m.fl., 2001, Camps m.fl., 2004]. Om åtgärden utförs i kombination med t.ex. kalkning torde större effekt uppnås på grund av att kalcium motverkar upptaget av radiostrontium. Åtgärden borde vara lätt att genomföra eftersom den utrustning som behövs redan används i det ordinarie jordbruket. Plöjning är dock tids- och resurskrävande och det kan bli svårt för enskilda odlare att hinna plöja och så om all sin areal, särskilt om nedfallet skett sent i den period då det är möjligt att göra detta. De odlare som tillämpar plöjningsfritt bör också överväga att plöja marken eller djupbearbeta på annat sätt, åtminstone hösten efter ett nedfall för att späda ut nedfallet i en större jordvolym. Åtgärden torde vara mer lämplig på lerjordar och jordar rika på organiskt material, eftersom radiostrontium binds effektivare i dessa än mullfattiga sandiga jordar.

3.2.5 Djupplöjning

Omplacering av det förorenade markskiktet till en nivå under normalt plöjningsdjup (> 25 cm) har i ett flertal studier visat sig vara en effektiv åtgärd [Lönsjö & Haak, 1986, Roed m.fl., 1996]. När förorenade markskikt placeras djupare i markprofilen blir kontakten med växternas rötter mindre och grödans upptag av radionukliden ifråga minskar. Om jorden kalkas före djupplöjning bör ännu bättre effekt kunna uppnås. En nackdel med metoden är att det krävs en särskild plog [Roed m.fl., 1996] som troligen måste tillverkas speciellt för detta ändamål. Med vanlig vändskiveplog är det svårt att effektivt vända ned jorden tillräckligt djupt. En annan nackdel är att åtgärden gör det svårare att genomföra en eventuell framtida sanering av fältet om föroreningsgraden visar sig vara större än man först trodde. Sanering är svår att genomföra om det förorenade skiktet placerats en bit ned i markprofilen.

3.2.6 Användning av grödan för energiproduktion

Vid nedfall nära in på skördetillfället eller vid höga nedfallsnivåer kan grödan bli så förorenad att den inte kan användas som livsmedelsråvara eller foder. Att använda grödan för energiproduktion kan, i sådana fall, vara en lämplig åtgärd som alternativ till deponering. Vid hög föroreningsgrad kan det dock bli problem med hantering av den förorenade grödan och dess aska vid energianläggningarna. Åtgärden kan även delvis förhindra att delar av det radioaktiva nedfallet når marken och därigenom blir tillgänglig för rotupptag. Åtgärdens effekt är lägre i tidiga utvecklingsstadier eftersom uppfångningen i grödan då är mindre. För etanolproduktion kan spannmål utgöra råvara, för biogas kan exempelvis vallgrödor och potatis tillsammans med stallgödsel eller slaktavfall vara alternativ.

3.2.7 Kalkning

Kalkning minskar upptaget av strontium i växten genom att kalcium tas upp på bekostnad av strontium [Mengel & Kirkby, 1987, Andersson m.fl., 2000]. Kalkning har även en pH-höjande effekt. Vid högre pH binds strontium hårdare till markens mineral och organiska

material [Juo & Barber, 1970], vilket torde minska dess benägenhet för upptag i växter. Effekten har visat sig vara större på jordar fattiga på baskatjoner och med låg Ca-status [Ellis m.fl., 1968, Shaw, 1993], såsom sandiga jordar. Kalkning kan utföras närhelst under året då det är möjligt att sprida och blanda in kalken i matjorden via efterföljande harvning eller plöjning. Vid nedfall i växande gröda är därför åtgärden mest aktuell om man måste plöja upp en befintlig gröda eller i samband med höstplöjning efter odlingssäsongen. Metoden har även en effekt flera år efter nedfallet [Haak, 1986]. På organogena jordar är effekten av kalkning osäker och kan till och med öka koncentrationen av radiostrontium i marklösningen [Nisbet, 1993]. Såväl underhållskalkning som grundkalkning av sura jordar bör rekommenderas efter ett nedfall av radiostrontium.

3.2.8 Bortförsel av halm

Det är möjligt att minska föroreningen av mark om halmen tas tillvara vid skörd av spannmål. Genom att pressa halm i stora balar och föra bort dem förhindrar man att en del radiostrontium förs till marken och därigenom blir tillgängligt för växtupptag efterföljande år (^{90}Sr). I försök har 4 - 38 % av nedfallet återfunnits i halm och bladrester vid skörd beroende på tidpunkt för nedfall och grödslag [Aarkrog, 1969]. Andelen radiostrontium som återfinns i halm är större vid nedfall strax före skörd än om det sker tidigt på säsongen. Liknande och högre upptag i halm har observerats för radiocesium [Rosén m.fl., 2014]. Åtgärden är av särskilt intresse på grund av att den är genomförbar i stor skala. Åtgärden har ingen effekt i avseendet avstyrd interndos under nedfallsåret, utan blir märkbar först andra året efter nedfall. Halmen kan sedan deponeras alternativt användas till energiproduktion.

3.2.9 Användning av gröda som djurfoder

Om föroreningen av grödan är så stor att man riskerar att överskrida gränsvärdena för vegetabiliska livsmedel satta av EU, kan grödan istället användas som djurfoder. För djurfoder finns ännu inga gränsvärden för radiostrontium, men det finns för radiocesium [Rådets förordning (Euratom) 2016/52]. Vid överföringen av radiostrontium från jordbruksgrödor till animaliska produkter minskar aktivitetskoncentrationen i den livsmedelsprodukt som når konsumenten [IAEA, 1994a, Eriksson m.fl., 1998a, 1998b, IAEA, 2010]. Om gränsvärden ändå skulle föreslås, skulle de rimligtvis vara högre än de gränsvärden som är satta för humankonsumtion, såsom är fallet för radiocesium. Vid jämförelse av överföringsfaktorer är det tydligt att överföringen av radiostrontium till livsmedel är liten, särskilt i svin- och nötköttsproduktion.

3.2.10 Fosforgödsling

Strontium kan bilda svårösliga salter tillsammans med fosfat. Lösligheten hos strontium sänks och därigenom möjligheten till växtupptag [Fredriksson, 1963, Moiseev m.fl., 1969, 1969b, Konoplev m.fl., 1993, Nisbet m.fl., 1993]. Fosforgödsling kan gynna rotnedträngning i marken, vilket kan gynna upptag av kalcium från en alv (djupare jordlager i åkermark) med bra kalktillstånd. Fosforgödselmedel av typ superfosfat innehåller även betydande mängder kalcium [YARA, 2007].

3.2.11 Senareläggning av betessläpp/betesuppehåll

Vid ett nedfall i betesvegetation kommer uppfångat radiostrontium att successivt spädas ut i grödan allteftersom grödan tillväxer. Radioaktiva partiklar eroderar även från grödan till marken (*fall-off*). Detta leder tillsammans till att aktivitetskoncentrationen i/på växter minskar med tiden. Om betessläpp kan skjutas upp kommer således djurens intag av radiostrontium via betet att minska. Även nedgången i aktivitetskoncentration på grund av sönderfall av ^{89}Sr bidrar. Aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i växande betesgräs sjunker efter ett nedfall till hälften på högst 60 dagar enligt [Eriksson m.fl., 1994]. I väntan på betessläpp kan åtgärder såsom putsning och/eller gödsling av betet utföras för att

ytterligare minska betets aktivitetskoncentration av radiostrontium. Vid nedfall senare under vegetationsperioden är det möjligt att ställa in djuren och göra betesuppehåll enligt samma princip. Hur lång tid som krävs för att aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i betesgräset ska sjunka ner under den tid som är den kritiska för respektive produktionsinriktning framgår av motåtgärdsmatriserna som redovisas i kapitel 4.

3.2.12 Lägga marken i träda

När nedfallet är så pass stort att livsmedelsproduktion inte är möjlig eller om åtgärderna är för kostsamma i förhållande till nyttan för den enskilde odlaren och/eller samhället i stort, kan det enda återstående alternativet vara att lägga marken i träda.

3.3 Åtgärder för att minska överföringen av radioaktivt strontium åren efter nedfall

3.3.1 Kalkning

Mekanismerna för hur kalk påverkar strontiums tillgänglighet beskrivs ovan i avsnitt 3.2. Kalkning kan utföras närhelst under året då det är möjligt att sprida och blanda in kalken i matjorden via efterföljande harvning eller plöjning. Om den sprids på hösten påverkar den nästa års och följande års grödor. Såväl underhållskalkning som grundkalkning av sura jordar bör rekommenderas efter ett nedfall av radiostrontium.

3.3.2 Plöjning

Plöjning som åtgärd beskrivs detaljerat i avsnitt 3.2. Om möjligt är det lämpligt att plöja ned deponerat radiostrontium redan under nedfallsåret, speciellt om nedfallet sker tidigt på säsongen. Plöjning har oftast störst effekt första gången det genomförs, men även upprepade plöjningar har effekt genom att radiostrontium då blir mer homogent inblandat och därigenom kommer i kontakt med och kan bindas till fler partikelytor.

3.3.3 Bortförsel av den förorenade ytdjorden

I Japan har man efter Fukushimaolyckan tillämpat metoden att sanera jorden genom att skrapa av och föra bort markens ytskikt där merparten av föroreningarna fångats upp. Detta är dock en ganska kostsam metod som också innebär att man för bort det skikt där näringsämnen och det för marken som växtplats viktiga organiska materialet finns. Åtgärden kan alltså minska åkermarkens produktivitet, men vid stark förorening kan den vara den enda möjligheten för att kunna fortsätta med jordbruksproduktion. En annan nackdel med metoden är att den som utför arbetet måste vara väldigt noggrann för att lyckas med att selektivt få bort merparten av den förorenade jorden. Vidare blir det snabbt stora förorenade jordmassor som måste tas om hand och deponeras på ett säkert sätt. [Rosén & Haak, 2006].

3.3.4 Val av gröda/sort med lägre upptag av strontium

Olika grödor har olika benägenhet för upptag av strontium [Middleton 1959, Haghiri, 1964, Eriksson m.fl., 1994]. Även inom samma grödslag har olika sorter visat sig ackumulera strontium i olika utsträckning [Gerstmann & Schimmack, 2006, Putyatin m.fl., 2006]. En skillnad i växtupptag med en faktor 2 - 50 har iakttagits mellan olika grödor och mellan olika sorter av vete är motsvarande faktor ca 2 - 6. Ett tänkbart problem med att välja alternativ gröda är att finna avsättning för den på marknaden. Tillgången på utsäde av mer lämpliga sorter och grödor kan också åtminstone de första åren vara begränsad. När det gäller sorter är det också fråga om det finns uppgifter om deras strontiumupptag. Vid val av sorter begränsas valfriheten av att de måste vara anpassade till odlingsbetingelserna i det området där de ska odlas.

3.3.5 Omläggning av produktionsinriktning

Om nedfallet är så pass stort att den normala produktionen inte är möjlig på grund av alldeles för hög aktivitetskoncentration i grödor, alternativt ekonomiskt oförsvarbar på grund av att de motåtgärder som behövs är alltför kostsamma, kan ett alternativ vara att ändra produktionsinriktning på gården. Omläggning till främst foderspannmålsproduktion på djurgårdar med stort inslag av vall på åker eller omläggning till energiproduktion alternativt skogsbruk är möjliga åtgärder. En omläggning till energiproduktion förutsätter att man kan lösa de oklarheter som är kopplade till arbetsmiljö och säkerhetsfrågor på energianläggningarna, varför denna åtgärd behöver undersökas vidare.

Att lägga marken i träda under längre tid kan bli aktuellt i områden där nedfallsnivån är mycket hög. Det är ingen önskvärd lösning, men kan tänkas vara enda alternativet när det är sannolikt att andra motåtgärder inte förmår bringa ner aktivitetskoncentrationen till en acceptabel nivå.

4 Handlingsstrategier

Åtgärder som vidtas i en olyckssituation för att minska stråldosen till individer kan innebära ett stort intrång i enskilda personers verksamhet, liv och egendom. Det kan innebära krav på inomhusvistelse, utrymning, intag av jodtabletter, livsmedelsrestriktioner och eventuellt tillfällig eller permanent evakuering av befolkning. Alla sådana åtgärder medför i sig olägenheter genom att utsätta individer för nya risker, begränsa friheten och ta samhällets resurser i anspråk [Frech & Gerber, 1995, UNSCEAR, 2000].

Den minskning i stråldos och sjukdomsrisk som kan uppnås med en åtgärd måste nogt vägas mot kostnaden i form av andra skaderisker, eventuellt lidande och ekonomiska förluster som orsakas av åtgärden. För att åtgärden ska vara motiverad måste den bedömas göra mer nytta än skada i ett vidare perspektiv. Att göra denna typ av avvägning är ibland svårt. Alla bedömningar bör baseras på de av den internationella strålskyddskommissionen, rekommenderade allmänna principer [ICRP, 2007] som beskrivs i avsnitt 4.1.

Åtgärder vidtagna för att minska stråldosen bör upphöra när nyttan av åtgärden inte längre överväger skadan eller när den inte längre gör någon nytta. Det som blir styrande är främst kostnader i form av ekonomiska uppoffringar, praktiska olägenheter och psykiskt lidande m.m. vägda mot den dosminskning som åtgärderna i fortsättningen förväntas medföra. Eftersom nytta alltid ska vägas mot skada är det sällan aktuellt att med hjälp av olika åtgärder reducera dosen till noll [Bergman m.fl., 1999]. Istället eftersträvas en reduktion till en acceptabel nivå.

När man överväger om en åtgärd är motiverad eller inte använder man begreppet avstyrd dos. Den avstyrda dosen är den minskning av den faktiska stråldosen som en åtgärd resulterar i. Om den avstyrda stråldosen som följd av en åtgärd är tillräckligt stor för att påtagligt minska skadeeffekten av radioaktiva ämnen kan den enligt ”kostnad mot nytta”-resonemanget ovan vara motiverad. Ett verkligt fall då ingen åtgärd vidtogs på grund av ett sådant övervägande är reaktorolyckan i Three Mile Island. Där skedde ett utsläpp av radioaktiva ädelgaser i kombination med en obetydlig mängd partikelbundna radioaktiva ämnen. Eftersom man inte hann utrymma området före utsläppet var det ingen idé att utrymma senare eftersom den avstyrbara dosen skulle bli för låg i förhållandena till olägenheterna med utrymningen. Hade det däremot varit möjligt att utrymma före utsläppet hade en sådan åtgärd varit motiverad. I detta sammanhang används begreppet åtgärdsnivå.

Åtgärdsnivån bestäms i förväg för varje åtgärd. Den anger hur stor avstyrd dos som måste uppnås för att ett genomförande av en åtgärd ska övervägas i ett akut läge. En åtgärd som är enkel att genomföra kan ha en låg åtgärdsnivå medan en kostsam och komplicerad åtgärd kan ha en hög åtgärdsnivå. När det gäller livsmedel krävs kännedom om sambandet mellan aktivitetskoncentrationen av radioaktiva ämnen i produktionsledet och aktivitetskoncentrationen i den färdiga livsmedelsprodukten för att kunna beräkna avstyrd dos. Detta beräknas med hjälp av s.k. *överföringsfaktorer* specifika för olika led i den aktuella produktionskedjan.

Överföringsfaktorerna beror förutom på typ av produktionskedja också bl.a. på lokala förhållanden (t.ex. jordart) och tidpunkten under odlings- och betessäsongen när nedfall sker samt väderleksförhållanden (se tidigare avsnitt). I ett tidigt skede efter en kärnenergiolycka är mängden radioaktiva ämnen som frigjorts till omgivningen av naturliga skäl inte så väl kartlagd. Man har därför ofta inte tillräckligt med mätresultat för en mer detaljerad skattning av hur stor dosen blir utan åtgärd och av avstyrbar dos vid olika tänkbara åtgärder. Man får förlita sig på grova beräkningar baserade på tidigare erfarenheter och studier.

4.1 Allmänna principer och regler för motåtgärder

I rapport 60 från Internationella kommissionen för radiologiskt skydd finns en mycket allmän diskussion om intervention och vilka principer som gäller för denna [ICRP, 2007]. Tanken är att nationella myndigheter ska utarbeta mer detaljerade manualer för de aktuella motåtgärder som anses lämpliga för respektive land. Nedan följer ett sammandrag av ICRP:s allmänna rekommendationer.

1. Alla ansträngningar ska sättas in för att förhindra allvarliga deterministiska (akuta) hälsorisker. Allvarliga akuta hälsoeffekter uppstår som regel inte om den effektiva stråldosen understiger 100 mSv.
2. Innan ett program för intervention startas ska det visas att åtgärden är berättigad, dvs. att åtgärden gör mera nytta än skada. De negativa effekterna orsakade av den införda motåtgärden ska uppvägas av de positiva effekterna. Det är inte bara monetära kostnader som ska räknas med utan även sociala kostnader av typen oro bland personer som omfattas av motåtgärden.
3. Metoder för intervention ska väljas så att strålskyddet optimeras. Kostnaden för motåtgärden är inte bara den monetära kostnaden utan även icke radiologiska risker som påverkar människors välbefinnande. Till exempel så orsakar evakuering mycket oro vilket måste tas med i beräkningarna vid en optimering av strålskyddet.
4. Processen för att optimera det radiologiska skyddet måste vara väl genomtänkt. Detta fordrar en omfattande genomgång av möjliga motåtgärder, när de är adekvata och deras positiva och negativa effekter. Dessutom fordras ekonomiska och omgivningsmässiga modeller och framförallt personer som tränats i användande av dessa modeller. Motåtgärder ska utnyttjas så länge som de är relevanta och optimerade. Kostnadsaspekten ska beaktas och med lämpliga mellanrum ska motåtgärden testas om den fortfarande är optimerad.

Dessa principer finns också refererade i [Bergman m.fl., 1999]. I den skriften diskuteras också följande punkter:

Åtgärdsnivåerna bör så långt som möjligt optimeras så att åtgärden medför så positivt resultat som möjligt.

En åtgärd är optimerad när skillnaden mellan de skadeverkningar som avstyrs med åtgärden och de skadeverkningar som åtgärden medför blir så stor som möjligt. Optimering innebär också en sammanvägning av effekter av olika åtgärder så att största möjliga positiva resultat erhålls. Vid optimeringen måste man utgå från den kunskap om nedfallssituationen som finns tillgänglig vid just det tillfälle då ett beslut tas. Det kan i sin tur innebära att val av åtgärder och åtgärdsnivåer måste ändras efterhand som situationen förändras eller kunskapen om situationen ökar. Ju bättre den avstyrda dosen kan beräknas, desto bättre kan avvägningen mellan de positiva och negativa effekterna av en åtgärd göras.

Begränsningar i handlingsfrihet och bindningar för framtiden bör undvikas.

Det är viktigt att vara medveten om att en vidtagen åtgärd kan minska antalet möjliga åtgärder som kan genomföras senare. Plöjning (inklusive nerplöjning av en stående gröda) reducerar externstrålningen från en ytlig deposition och minskar i allmänhet upptaget i efterföljande grödor. Innan åtgärden genomförs bör dock sådana positiva effekter ställas mot värdet av att behålla tillräcklig handlingsfrihet för andra insatser längre fram i tiden. Även om plöjning kan synas vara lämplig för att minska externstrålning eller upptag i grödor, så är den "irreversibel" i den meningen att den minskar möjligheten till eventuella senare saneringsåtgärder, som exempelvis att avlägsna det ytliga markskiktet eller föra bort en starkt förorenad växtbiomassa.

Man bör även undvika åtgärder som medför alltför stora framtida ekonomiska åtaganden. Sådana kan bli långvariga inte bara på grund av långa fysikaliska halveringstider, utan även exempelvis om reglerna för ekonomisk ersättning utformas så att t.ex. jordbrukarnas incitament att vidta andra konsekvensbegränsande åtgärder minskar. Värdet av bibehållen handlingsfrihet, åtminstone i ett relativt tidigt skede, överväger i många fall.

Handlingsfriheten måste dock vägas mot värdet av att snabbt få igång effektiva åtgärder i fall där detta förutsätter beslut om ekonomiskt stöd.

Åtgärderna bör i allmänhet vara genomförbara utan omfattande investeringar.

Kostnadskrävande motåtgärder är oftast inte genomförbara på grund av tidsbrist, bristande vilja att göra nödvändiga investeringar eller svårigheter att låna upp det nödvändiga kapitalet. Djupplöjning är exempel på en sådan motåtgärd eftersom den kräver plogar som normalt inte är allmänt tillgängliga i jordbruket. Djupplöjning kräver också tillgång till traktorer med stor dragkraft. Även sanering genom bortförsel av jord är dyrt och besvärligt att genomföra. Sådana krävande åtgärder blir bara motiverade i situationer med brist på ej kontaminerad jordbruksmark eller i områden med särskilda förutsättningar för vissa ekonomiskt värdefulla grödor.

Åtgärden bör vara långsiktig och varaktig.

Gödsling med fosfor kan ge god effekt för att minska transporten av radiostrontium till olika grödor. Upphör fosfortillförseln kan upptaget öka igen. Bortförsel av en starkt förorenad gröda minskar belastningen på marken och därigenom upptaget i kommande grödor.

Inga åtgärder ska vidtas i strid med gällande lagstiftning eller internationella överenskommelser.

För att undvika oklarheter om ansvarsförhållanden gäller den normala rollfördelningen mellan de centrala myndigheterna under ett förvarningsskede och ett akutskede. Detta uttrycks i de så kallade ansvars- och likhetsprinciperna - ”Det är statsmakternas utgångspunkt att den ansvarsfördelning samt de ledningsorganisationer och ledningsmetoder som tillämpas i samhället under normala förhållanden så långt som möjligt även tillämpas också i en krissituation.”

Dessa regler och principer får påverkan på livsmedelsproduktionen. Ifall omständigheterna så kräver vid en kärnteknisk olycka eller annan radiologisk nödsituation inom EU eller befarat radioaktivt nedfall över EU, kommer kommissionen omedelbart att anta en förordning med redan fastställda maximalt tillåtna aktivitetskoncentrationer för försäljning av livsmedel [Euroatom 1987, 1989]. Dessa syftar till att hålla bidraget till den totala effektiva stråldosen från livsmedel under 1 mSv i effektiv stråldos under första året efter ett radioaktivt nedfall [SSM 2017].

4.2 Förutsättningar och begränsningar för handlingsstrategierna i denna rapport

Handlingsstrategierna i denna rapport gäller för radiostrontium (^{89}Sr och ^{90}Sr). ^{89}Sr sönderfaller relativt snabbt, med en halveringstid på ca 51 dagar. Överföringen av ^{89}Sr till människa är därför främst ett problem vid mjölkproduktion baserad på bete och i vissa fall grönsaksodling på friland under nedfallsåret. Handlingsstrategier för övriga produktionsinriktningar i denna rapport avser därför enbart ^{90}Sr .

Eftersom ett radioaktivt nedfall sannolikt innehåller ett flertal radionuklider, och motåtgärderna delvis är grundämnesspecifika, kommer vissa avvägningsproblem att uppstå. Vissa åtgärder som reducerar överföringen av radiostrontium kan tänkas öka överföringen av andra radionuklider, vilket ger upphov till svåra avvägningar. Ett nedfall kommer sannolikt också innehålla radiocesium (^{134}Cs och ^{137}Cs) som också kan tas upp i grödorna, men de nukliderna behandlas inte här utan läsare hänvisas till tidigare utgiven

rapport [Rosén & Eriksson, 2008]. Jod (^{131}I) är kortlivad (8 dagars halveringstid) vilket innebär att den inte förorsakar några omfattande åtgärder i själva växtproduktionen. Däremot kan ^{131}I bli ett stort problem i mjölkproduktion baserad på bete den närmaste tiden efter ett nedfall. Detta påverkar indirekt växtproduktionen genom restriktioner för bete och användande av grönfoder till mjölkarna under tiden som aktiviteten hos de kortlivade jodisotoperna avtar. Åtgärder mot radioaktiv jod i mjölkproduktionen tas dock inte upp i åtgärdsmatriserna i denna rapport.

De jordbruksprodukter som studerats i denna rapport har valts ut efter följande kriterier:

- De ska vara av signifikant betydelse för svensk livsmedelsförsörjning.
- De ska vara av sådan art att risken är stor att en förorening med radioaktivt strontium förs vidare till konsumtionsledet i sådan grad att den blir skadlig för människors hälsa.
- Överföringsfaktorer redovisade i vetenskapliga tidskrifter och baserade på ett stort dataunderlag ska finnas tillgängliga.

Fem olika produktionsinriktningar uppfyllde nämnda kriterier: spannmålsproduktion, slaktkycklingproduktion, slaktsvinsproduktion, mjölkproduktion och nötköttsproduktion. Till viss del kommer även motåtgärder inom potatisodling vid ett nedfall av radiostrontium att behandlas i rapporten. För oljeväxtodling saknas i dagsläget kunskap om överföring till livsmedel, varför den utelämnats i denna rapport.

Storlek och tidpunkt för nedfall av radioaktiva ämnen avgör graden av förorening av olika jordbruksprodukter. Beräkningarna i denna rapport baseras på experiment där ett nedfall av radiostrontium i form av våtdeposition simulerats [Eriksson, 1994, 1998a]. Deposition kan även ske i form av torrdeposition, men hur denna uppfångas och kvarhålls och därmed påverkar grödans aktivitetskoncentration finns det lite information om. Erfarenheter från Tjernobyl indikerar dock att de riktigt stora nedfallen med radionuklider är kopplade till nederbörd och därmed sker genom våtdeposition. Det är framförallt nära källan som även torrdepositionen kan vara stor. I Tjernobylfallet var nedfallsnivåerna generellt så låga att inga motåtgärder krävdes i de delar av Sverige där torrdepositionen dominerade. Vi tror därför att beräkningarna i denna rapport bör vara någorlunda säkra i de flesta fall så länge det inte handlar om ett större utsläpp inom landet.

När det gäller nedfallstidpunkten innebär ett nedfall utanför vegetationsperioden en lägre föroreningsgrad än ett nedfall som inträffar under vegetationsperioden [Eriksson, 1997]. Under vegetationsperioden blir föroreningsgraden högre men starkt beroende av grödans utvecklingsstadium (se kapitel 2). Vi har därför gjort beräkningar för sex olika tidpunkter under odlingsäsongen (tabell 4.1). Datumen gäller för Svealands slättbygder och de experiment och beräkningar som gjordes avser också detta område [Eriksson, 1994, Eriksson m.fl., 1998a, 1998b]. Tidpunkterna är dock också relaterade till olika grödors utvecklingsstadier för att åtgärdsmatriserna ska kunna tillämpas i andra delar av landet även om andra datum är aktuella där. Numera tas ofta tre vallskördar i landets södra delar. Detta finns dock inte med i motåtgärdsmatriserna eftersom det saknas indata. Förmodligen kan dock de matriser som anges för andra skörd tillämpas. Konsekvenserna av nedfall under vegetationsperioden, tidpunkt 1–5, behandlas i avsnitt 4.3, medan konsekvenserna av nedfall under vinterhalvåret utanför vegetationsperioden behandlas i avsnitt 4.8. Skattningarna av aktivitetskoncentrationer i grödor och därpå följande förslag på motåtgärder baseras på data från jordar som klassas som leriga jordar (5–15 % ler) och lerjordar (> 15 % ler). När det gäller nedfall direkt på en välutvecklad gröda spelar jordarten liten roll eftersom aktivitetskoncentrationen i den skördade produkten i huvudsak bestäms av uppfångning och upptag via bladen.

Vid nedfall under vintern, eller tidigt på säsongen, bestäms dock aktivitetskoncentrationen i grödan huvudsakligen av upptag via rötterna. Skattningarna i scenarierna i denna rapport avser jordar med ett påtagligt lerinnehåll. Enligt tabell B1.1 i bilaga 1, kan det i extrema fall vara dubbelt så höga aktivitetskoncentrationer i grödor som odlats i sandjordar än när de odlats i ler- och mulljordar, när allt tas upp via rötterna. Skillnaden är störst om

sandjorden är sur och näringsfattig. Om ett nedfall sker vid en tidpunkt då marken inte är sådd eller grödan inte vuxit ut ordentligt, är det därför sannolikt att aktivitetskoncentrationen i grödor på ler- och humusfattiga sandjordar blir högre än vad våra skattningar anger. Hur dessa jordar ska hanteras under nedfallsåret finns med i diskussionen av motåtgärder i de olika scenarierna.

För att bedöma hälsoriskerna vid olika föroreningsgrader måste aktiviteten i grödorna i de olika scenarierna räknas om till motsvarande aktivitet i livsmedelsprodukterna, oavsett om grödan används direkt som livsmedelsråvara eller om vägen till färdigt livsmedel går via animalieproduktionen. För denna omräkning används så kallade överföringsfaktorer [IAEA, 1994b, IAEA, 2010]. Överföringsfaktorer anger kvoten mellan aktivitetskoncentrationerna i de medier mellan vilka överföringen av nuklider sker. Överföringsfaktorerna antas vara oberoende av aktivitetskoncentration inom rimliga gränser [Eriksson m.fl., 1994], dvs. förhållandet mellan aktivitetskoncentrationer i de medier som avses uppvisar ett rätlinjigt samband där överföringsfaktorn motsvarar lutningen på kurvan (figur 3).

Tabell 4.1. Nedfallstidpunkter för vilka förväntade aktivitetskoncentrationer av radiostrontium i livsmedel beräknats. Datumen gäller för Svealands slättbygder.

Tidpunkt 0. Nedfall under vinterhalvåret utanför vegetationsperioden.

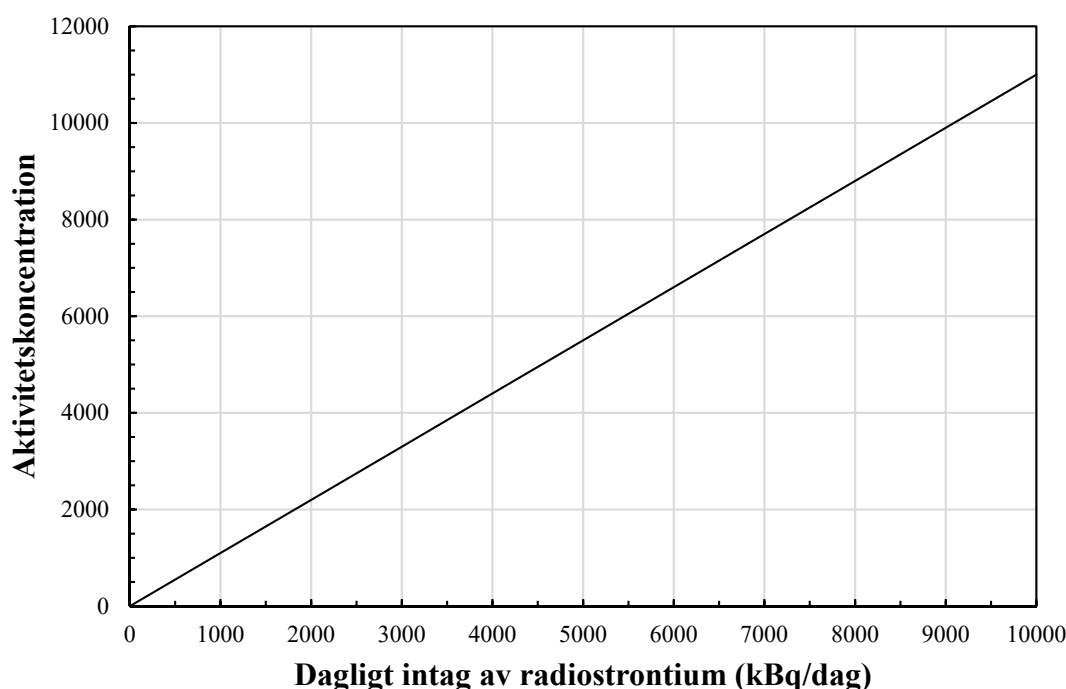
Tidpunkt 1. Vid vegetationsperiodens inledning. Vid vårsådden av spannmålsgrödor. (ungefär 1 maj)

Tidpunkt 2. Vid tidpunkten då djur släpps på bete. Slåttervallens växter har utvecklade blad med förlängda bladslidor (gräs) och bladskäft (baljväxter). Utvecklingsstadium (figur 6) ca 23–30 för höstveten och ca 12–13 i slutet av perioden för vårkorn. (ungefär 22 maj)

Tidpunkt 3. Vid denna tidpunkt börjar vallfoderväxter vara klara för ensilageskörd. Kapaciteten hos slåttervallar och beten att fånga upp ett nedfall är stor. Utvecklingsstadium ca 30–31 – 39–41 för höstveten och ca 12–13 – 31–32 för vårkorn. (ungefär 12 juni)

Tidpunkt 4. Slåttervallar är nu skördade och återväxer. Efter denna tidpunkt används skördade vallar för bete på en del gårdar. Utvecklingsstadium ca 51–71 för höstveten och ca 35–39 – 59 för vårkorn. (ungefär 10 juli)

Tidpunkt 5. Före en eventuell andra vallfoderskörd och före skörd av spannmål och oljeväxter. Utvecklingsstadium ca 71–83 (mjölmognad, börjar gulna) för höstsådd och ca 59–83 för vårsådd spannmålsgröda. (ungefär 1 augusti)



Figur 3. Sambandet mellan ^{90}Sr i mjölk och ^{90}Sr -intag via foder. Överföringsfaktorn $F_m = \delta y / \delta x$ har i detta exempel värdet 0,0011 dag/l.

För vegetabilier är överföringsfaktorn oftast kvoten mellan aktivitetskoncentrationen i livsmedlet och aktivitetskoncentrationen i den använda växten/växt delen. För animalieprodukter används ofta kvoten mellan aktivitetskoncentrationen i livsmedlet och det dagliga intaget hos djuret (se beräkningsrutor senare i detta kapitel).

Överföringsfaktorer används också vid beräkning av växters upptag av radioaktiva ämnen från marken eller vid direktuppfångning av nedfall. Prognoser avseende föroreningsgraden för radiostrontium i stråsäd, vallgrödor och beten i olika situationer som vi gjort i denna rapport, baseras på överföringsfaktorer och beräkningar gjorda av [Eriksson m.fl., 1994] och för animaliska livsmedel på beräkningar av [Eriksson & Andersson, 1994], samt på kalkyler som bygger på dessa två rapporter av [Eriksson, 1997]. I Sverige har vi inte tagit fram egna överföringsfaktorer för överföringen från grödor till animaliska eller vegetabiliska livsmedel. I denna rapport har vi använt Internationella atomenergiorganets rekommenderade värden [IAEA, 1994b, IAEA, 2010]. Överföringsfaktorerna varierar med omständigheterna och därför anger handboken både ett intervall och ett förväntat värde. Det senare kallas för "bästa skattning" och är det värde som rekommenderas om lokalt framtagna värden saknas.

När ett djur utfodras med foder kontaminerat med radiostrontium ökar aktivitetskoncentrationen gradvis i djurets vävnader. Allteftersom aktivitetskoncentrationen radiostrontium i djurets vävnader byggs upp kommer en ökande andel av redan upptaget radiostrontium att utsöndras från kroppen igen. Ju högre aktivitetskoncentration i djurets vävnader desto större utsöndring. Till slut är utsöndringen lika stor som djurets intag av radionuklider och då har jämvikt uppnåtts (se avsnitt 2.5.1). Överföringsfaktorer för animalier avser situationen när djurets intag och utsöndring är i jämvikt, dvs. när aktivitetskoncentrationen av strontium i djurets vävnader inte förändras. Överföringsfaktorerna måste därför korrigeras när de används för beräkningar i situationer där djurets radionuklidintag och utsöndring inte är i jämvikt. Innan jämvikt nåtts överskattar prognoser baserade på överföringsfaktorer transporten av radionukliden till livsmedlet i fråga. De förväntade aktivitetskoncentrationerna i kött i scenarier med vinterutfodring som redovisas i denna rapport avser aktivitetskoncentrationer vid jämvikt

(⁹⁰Sr). Det innebär att om djuren utfodras med kontaminerat foder under en kortare tid fram till slakt än vad som krävs för att nå jämvikt blir aktivitetskoncentrationerna i motsvarande grad lägre. Hur mycket kan skattas med hjälp av diagrammen i bilaga 5.

När djuren går på bete blir det ännu mer komplicerat. Då är det dagliga intaget av radionuklider inte konstant eftersom aktivitetskoncentrationen i betet sjunker med tiden på grund av den utspädning som tillväxten ger. Det innebär att aktivitetskoncentrationen i kött stiger den första tiden efter ett nedfall, men efter några veckor när det avtagande intaget via foder slår igenom bryts den uppåtgående trenden innan jämvikt nåtts och aktivitetskoncentrationen i köttet börjar gradvis avta.

Tilläggs kan att den dynamik som beskrivs ovan kan användas för att styra aktivitetskoncentrationen i kött vid slakt. Man kan utfodra djuren med måttligt kontaminerat foder en viss tid och sedan gå över till okontaminerat foder resterande tid fram till slakt. Då får vi ett förlopp som beskrivs av kurvan i figur 2 om den vänds upp och ner, dvs. när man går över till det okontaminerade fodret sjunker aktivitetskoncentrationen inledningsvis mycket snabbt. Om man ändrar utfodring en halveringstid före slakt halverar man aktivitetskoncentrationen osv. Detta är inget vi diskuterar i detalj i denna rapport eftersom den är inriktad på åtgärder i växtodlingen, men det är något att ha i åtanke när man funderar på olika handlingsalternativ på djurgårdar.

Som kriterium för högsta tillåtna aktivitetskoncentration av radiostrontium i livsmedel från ett kontaminerat område har vi använt rekommenderade EU-gränsvärden enligt bilaga 2. För mjölkprodukter är detta gränsvärde för radiostrontium 125 Bq per kg bruksvara och för spannmålsbaserade produkter 750 Bq per kg bruksvara. När det förväntade värdet på radiostrontium i olika produkter ligger under dessa gränsvärden har vi i våra handlingsmatriser utgått ifrån att inga omedelbara åtgärder behövs. Man ska dock vara medveten om att prognoserna är osäkra och att det är viktigt att följa upp grödornas utveckling med mätningar av de verkliga radiostronaktivitetskoncentrationerna.

Utifrån gränsvärden för animaliska livsmedel och överföringsfaktorer för olika steg i produktionskedjan kan den *kritiska aktivitetskoncentrationen* för olika fodermedel beräknas om foderstaten är känd. Den kritiska aktivitetskoncentrationen är den aktivitetskoncentration av radiostrontium i grödan som ger upphov till en aktivitetskoncentration av radiostrontium i livsmedel som motsvarar EU:s gränsvärde. Om grödans aktivitetskoncentration understiger den kritiska aktivitetskoncentrationen bör risken vara låg att gränsvärdet i livsmedlet överskrids. För djurslag vars foderstat består av flera fodertyper kommer den kritiska aktivitetskoncentrationen i ett fodermedel bero på det dagliga intaget av radiostrontium via de övriga fodermedlen. Detta ger upphov till en komplex dynamik (se bilaga 4) och visar på vikten av att handskas med begreppet kritisk aktivitetskoncentration med varsamhet.

Det är viktigt att understryka att förväntade aktivitetskoncentrationer av radiostrontium i grödor och livsmedel som presenteras i denna rapport bara är en första skattning av situationen. De ger en uppfattning om storleksordningen på aktivitetskoncentrationer i grödor och livsmedel och bör så fort som möjligt följas upp med mätningar av de verkliga aktivitetskoncentrationerna. Eftersom förutsägelserna är lite osäkra kan det kanske också vara klokt att om möjligt vidta åtgärder när prognosen är att värdet i produkten kommer att ligga strax under den kritiska aktivitetskoncentrationen. Tilläggs kan att om ett nedfall drabbar ett begränsat område, är det möjligt att det blir svårt att få avsättning för jordbruksprodukterna därifrån även om aktivitetskoncentrationerna i grödorna ligger klart under de fastställda gränsvärdena. För tveksamma konsumenter räcker det med att aktivitetskoncentrationen är förhöjd. I ett sådant perspektiv kan det vara motiverat att överväga framförallt långsiktiga åtgärder även när det inte är nödvändigt enligt matriserna.

4.3 Spannmål för livsmedelsproduktion

Beräkningarna nedan avser brödspannmål. För att skatta spannmålens aktivitetskoncentration av radiostrontium har data från tidigare fältstudier vid dåvarande Institutionen för radioekologi vid SLU använts [Eriksson m.fl. 1998b]. Som visas i tabell 4.2 är den förväntade aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i spannmålskärna högst vid sena nedfallstillfällen. Höstsäd har större uppfångning än vårsäd under större delen av perioden och når maximum tidigare än vårsäd (tabell 4.2), vilket är en effekt av dess tidigare utveckling och större bladyteindex (se avsnitt 2.2 och 2.3).

Tabell 4.2. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i kärna av höst- och vårsäd (Bq/kg ts) vid skörd efter nedfall vid olika tidpunkter och nedfallsnivåer.

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
<u>Höstsäd:</u>					
10	2	2	200	300	250
100	20	20	2 000	3 000	2 500
1 000	200	200	20 000	30 000	25 000
<u>Vårsäd:</u>					
10	2	2	10	200	300
100	20	20	100	2 000	3 000
1 000	200	200	1 000	20 000	30 000

Det är viktigt att hålla i minnet att data i tabell 4.2 bygger på en beräkning för aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i grödan om inga motåtgärder vidtas. Oavsett om åtgärder vidtas är det viktigt att kontinuerligt mäta grödans aktivitetskoncentration under växtsäsongen och kontrollera att prognosen beräkningarna håller.

Att aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i spannmålskärna vid skörd blir högst vid sena nedfallstidpunkter, både för höst- och vårsäd, har flera orsaker. Till viss del blir det en effekt av att *fall-off* (förlust till markytan av det radioaktiva materialet som initialt har uppfångats av grödan) via regn och vind minskar vid senare nedfallstillfällen. Det beror även på att effekten av utspädning genom tillväxt avtar i senare stadier. Vid senare nedfallstillfällen är även uppfångningen högre eftersom grödans bladyteindex och biomassa är störst under senare delen av växtsäsongen [Aarkrog, 1969, Vandecasteele m.fl, 2001, Pröhl, 2009]. Strontium är också en radionuklid med låg rörlighet i växten [Mengel & Kirkby 1987, Vandecasteele m.fl., 2001, Madoz-Escande m.fl., 2009] och omfördelas därför i liten grad från vegetativa delar till kärna, vilket ytterligare förstärker tendensen till låga aktivitetskoncentrationer av radiostrontium i spannmålskärna när tidiga nedfallstidpunkter jämförs med sena. Spannmålskärna förorenas särskilt starkt när nedfall sker efter axgång [Madoz-Escande m.fl., 2009], eftersom radiostrontium då deponeras direkt på det färdiga axet.

Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i bröd framställt av höstsäd respektive vårsäd visas i tabell 4.3 och 4.4 nedan.

Tabell 4.3. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i bröd (Bq/kg) framställt av höstsäd vid olika nedfallstidpunkter och nedfallsnivåer om inga motåtgärder vidtas. Skuggade aktivitetskoncentrationer ligger över gränsvärdet på 750 Bq/kg.

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
10	<1	<1	60	90	75
100	6	6	600	900	750
1 000	60	60	6 000	9 000	7 500

Tabell 4.4. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i bröd (Bq/kg) framställt av vårsäd vid olika nedfallstidpunkter och nedfallsnivåer om inga motåtgärder vidtas. Skuggade aktivitetskoncentrationer ligger över gränsvärdet på 750 Bq/kg.

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
10	<1	<1	3	60	90
100	6	6	30	600	900
1 000	60	60	300	6 000	9 000

Beräkningar

Vid beräkningarna av aktivitetskoncentrationen i bröd används en s.k. "Food processing retention factor" (F_r):

$$F_r = \frac{\text{Aktivitetskoncentration i bröd, (Bq/kg)}}{\text{Aktivitetskoncentration i spannmål, (Bq/kg)}} \quad (1)$$

Omräkning av aktivitetskoncentration i spannmålskärna till aktivitetskoncentration i bröd:

För denna beräkning skrivs formel (1) om så här:

$$S_r \text{ i bröd} = S_r \text{ i spannmål} \times F_r \quad (2)$$

Enligt IAEA (2010) varierar F_r mellan 0,1 och 0,6, med ett medelvärde på 0,3. Vi använder medelvärdet i våra beräkningar. Om nedfallet är 100 kBq/m² vid tidpunkt 3 blir aktivitetskoncentrationen 2 000 Bq/kg i höstsäd enligt tabell 4.2. Med hjälp av formel (2) kan vi räkna ut att detta ger aktivitetskoncentrationen i bröd = 0,3 × 2 000 Bq/kg spannmål = 600 Bq/kg bröd. (se tabell 4.3)

Beräkning av den kritiska aktivitetskoncentrationen i spannmål för brödproduktion

EU:s gränsvärde för aktivitetskoncentrationen radiostrontium i bröd är 750 Bq/kg. Om formel (1) skrivs så här kan vi räkna ut motsvarande kritiska aktivitetskoncentration i spannmålskärna:

$$\text{Aktivitetskoncentration i spannmål} = \frac{\text{Gränsvärde } S_r \text{ i bröd}}{F_r} = \frac{750 \text{ Bq/kg}}{0,3} = 2\,500 \text{ Bq/kg}$$

Om aktivitetskoncentrationen i spannmålskärna kan förväntas överskrida 2 500 Bq/kg torrsustans (ts) vid skörd är risken alltså stor att aktivitetskoncentrationen i bröd kommer överstiga EU:s gränsvärde.

4.3.1 Motåtgärder för brödspannmål

Det finns flera olika motåtgärder att ta till efter ett nedfall. Förslag på motåtgärder är att

- använda grödan som djurfoder
- slå av och föra bort grödan (deponi)
- använda grödan för energiproduktion
- fördela radiostrontium i matjorden genom nedplöjning
- kalka.

Tabell 4.3 och 4.4 visar att spannmålen i de flesta nedfallsscenarierna är så pass ringa förorenade att inga motåtgärder behövs. Vid höga nedfallsnivåer och sena nedfallstidpunkter behövs dock motåtgärder för att säkra god livsmedelskvalitet. De motåtgärder som kan bli aktuella under nedfallsåret visas i tabell 4.5 och 4.6. Vid sena nedfallstidpunkter blir åtgärder såsom kalkning i stort sett utan effekt under nedfallsåret. Bortförsel av gröda med efterföljande plöjning och sådd av höstgröda senare under säsongen kan bli aktuell. Denna motåtgärd ger inte odlaren någon intäkt under nedfallsåret. Odlaren kan dock få en intäkt om det går att använda grödan för energiproduktion eller som foder, exempelvis i svinuppfödning.

Tabell 4.5. Motåtgärdsmatris. Höstsäd avsedd för brödproduktion.

Nedfalls-nivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
10	(1) • ingen åtgärd	(2) • ingen åtgärd	(3) • ingen åtgärd	(4) • ingen åtgärd	(5) • ingen åtgärd
100	(6) • ingen åtgärd	(7) • ingen åtgärd	(8) • ingen åtgärd	(9) • djurfoder • energigröda • plöja ned gröda (• slå av, föra bort)	(10) • djurfoder • energigröda • plöja ned gröda (• slå av, föra bort)
1 000	(11) • ingen åtgärd (• plöja) (• kalka)	(12) • ingen åtgärd (• plöja) (• kalka)	(13) • djurfoder • energigröda • slå av, föra bort (• plöja) (• kalka)	(14) • djurfoder • energigröda • slå av, föra bort (• plöja) (• kalka)	(15) • djurfoder • energigröda • slå av, föra bort (• plöja) (• kalka)

Kommentarer till tabell 4.5 - Höstsäd

(1)–(8), (11)–(12): Den förväntade aktivitetskoncentrationen av radiostrontium vid skörd blir så låg att inga åtgärder behövs, förutsatt att prognosen håller. Den åtgärd som ändå är aktuell är kontinuerlig provtagning för att säkerställa tillförlitligheten i beräkningarna.

Vid tidiga nedfall med den högsta nedfallsnivån, (11) och (12), överskrider inte den kritiska aktivitetskoncentrationen på 2 500 Bq/kg för spannmål avsett för brödproduktion året efter nedfall. Eftersom belastningen på marken blir hög kan dock åtgärder ändå övervägas för att undvika onödigt höga aktivitetskoncentrationer i efterföljande grödor. Detta är speciellt viktigt på känsliga sandjordar (tabell B1.1, bilaga 1). Om jorden har dåligt kalktillstånd kan det vara på sin plats att kalka före sådd av kommande gröda eftersom det minskar upptaget av strontium. Kalkningens effekt är beroende av jordart och markens pH (se bilaga 3), men effekten är långvarig. Plöjning ökar bindningen av strontium i jorden och minskar därmed upptaget. Om man normalt tillämpar plöjningsfri odling kan det vara på

sin plats att tillfälligt plöja jorden på hösten efter nedfallet. Det är fördelaktigt att plöja så djupt som möjligt, men det finns ingen anledning av att plöja så djupt att man plöjer upp alv i matjorden.

(9)–(10): Eftersom den kritiska aktivitetskoncentrationen för användande av spannmålen till brödproduktion endast överskrider marginellt, kan en motåtgärd vara att använda grödan som djurfoder. I bästa fall kanske aktivitetskoncentrationen också visar sig bli tillräckligt låg även för användning i brödproduktion. Spannmålen kan, enligt våra beräkningar, användas i alla de animalieproduktionsgrenar som behandlas i denna rapport utan att EU:s gränsvärde för animaliska livsmedel överskrider. Några gränsvärden för tillåtna aktivitetskoncentrationer radiostrontium i djurfoder finns inte för närvarande, men det kan komma att ändras. Man bör kontrollera vad som gäller.

Ett annat alternativ kan vara att använda grödan för energiproduktion. Om den används i förbränningsanläggningar eller till biogasframställning kan man utnyttja både halm och kärna för att uppnå maximalt renande effekt på marken. Det är i nuläget dock tveksamt att rekommendera användning för energiproduktion utan att först utreda konsekvenserna av detta. Särskilt bekymmersam är frågan kring arbetarskydd vid energianläggningar och deponier. Vid energianläggningarna kommer stora mängder restprodukt från framställningsprocessen att behöva hanteras och läggas i deponi.

Om energin utvinns genom förbränning koncentreras radiostrontium till en mindre mängd aska. Mindre mängder radioaktivt avfall som behöver deponeras skapas härmed, vilket kan vara önskvärt om belastningen vid deponi är hög. Förbränningsugnar har olika arbetstemperatur beroende på system, men strontiums höga kokpunkt (1380 °C) torde göra frågan om avgång av radiostrontium i gasform mindre problematisk än för radiocesium som har en lägre kokpunkt (670 °C).

Om det inte finns avsättning för grödan är det enklare och mindre kostsamt att plöja ned den än att ta bort den och lägga den i deponi. Vid denna nedfallsnivå kommer inte aktivitetskoncentrationen i kommande års grödor att hamna nära den kritiska gränsen för något grödslag även om grödan inte tas bort (tabell B1.1, bilaga 1).

(13)–(15): Nedfallsnivån är hög och aktivitetskoncentrationen i vetekärnan likaså eftersom grödan är välutvecklad när nedfallet sker vilket ger en effektiv uppfångning. Bröd som produceras från detta spannmål riskerar att få en aktivitetskoncentration av radiostrontium som är ca tio gånger högre än gränsvärdet och tillräckligt kraftfulla åtgärder som skulle kunna göra spannmålen användbar för humankonsumtion saknas.

Även vid denna höga nedfallsnivå är det möjligt att använda grödan för energiproduktion eller som djurfoder. När det gäller energiproduktion ökar dock riskerna vid hantering i energiproduktionsanläggningen, vilket diskuterats ovan. Det gör det ännu mer angeläget att utreda konsekvenserna innan detta kan rekommenderas. Att använda grödan som foder i djurproduktionen, t.ex. i slaktsvins- eller broileruppfödning medför liten risk för aktivitetskoncentrationer över gränsvärdet i kött (se vidare avsnitt 4.4). Möjligen kan dock en del personer tycka det är oetiskt att djuren ska tvingas inta foder med så hög radiostrontiumaktivitetskoncentration även om det mesta passerar igenom kroppen utan att tas upp. Troligen kan det också istället bli problem med höga koncentrationer i stallgödseln.

Det är inte nödvändigt att föra bort grödan för att sanera marken. Inte ens på sandjordar blir aktivitetskoncentrationen över gränsvärdet i kommande års brödsädesgrödor (tabell B1.1, bilaga 1). Om man också odlar vallgrödor kan det dock vara önskvärt att sanera jorden speciellt om den är sandig. Med tanke på att belastningen är hög kan det också vara skäl till att föra bort och deponera grödan för att öka konsumenternas förtroende för produkter som kommer från belastade gårdar. Försök visar att upp till 50 % av nedfallet radiostrontium återfunnits i grödans ovanjordiska delar i välutvecklade och slutna bestånd.

Bortförsel av grödan bör utföras så fort som möjligt om maximal sanerande effekt önskas. Spannmål slås lämpligen av som helsäd. Vid behov kan grödan plastas in i balar och ställas vid sidan av fältet till en lämplig deponi har iordningställts. Vid inplastningen bör fler lager plast än vanligt användas för att försäkra sig om det inte går håll på plasten. Annars riskerar man att radiostrontium läcker ut till omkringliggande mark via pressaft. Alternativt kan man lägga balarna på en betongplatta där eventuellt läckage av växtsaft kan samlas upp. Balarna bör hållas under uppsikt under tiden de lagras.

Kalkning och plöjning kan i vissa situationer ytterligare reducera upptag i efterföljande gröda (jfr diskussion om scenarierna (11)–(12) ovan).

Tabell 4.6. Motåtgärdsmatris. Vårsäd avsedd för brödproduktion.

Nedfalls-nivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
10	(1) • ingen åtgärd	(2) • ingen åtgärd	(3) • ingen åtgärd	(4) • ingen åtgärd	(5) • ingen åtgärd
100	(6) • ingen åtgärd	(7) • ingen åtgärd	(8) • ingen åtgärd	(9) • ingen åtgärd	(10) • djurfoder • energigröda (• slå av, föra bort)
1 000	(11) • ingen åtgärd (• plöja) (• kalka)	(12) • ingen åtgärd (• plöja) (• kalka)	(13) • ingen åtgärd (• plöja) (• kalka)	(14) • djurfoder • energigröda • slå av, föra bort (• plöja) (• kalka)	(15) • djurfoder • energigröda • slå av, föra bort (• plöja) (• kalka)

Kommentarer till tabell 4.6 - Vårsäd

(1)–(9), (11)–(13): De förväntade aktivitetskoncentrationerna av radiostrontium vid skörd blir så låga att inga åtgärder behövs, förutsatt att prognosen håller. Den åtgärd som ändå kan bli aktuell är kontinuerlig provtagning för att säkerställa tillförlitligheten i prognoserna.

Vid tidiga nedfall med den högsta nedfallsnivån, (11)–(13), överskrider inte den kritiska aktivitetskoncentrationen för odling av spannmål avsett för brödproduktion under nedfallsåret. Eftersom belastningen på marken blir hög kan dock åtgärder ändå övervägas för att undvika onödigt höga aktivitetskoncentrationer i efterföljande grödor. Detta är speciellt viktigt på känsliga sandjordar (tabell B1.1, bilaga 1). Om jorden har dåligt kalktillstånd kan det vara på sin plats att kalka före sådd av kommande gröda eftersom det minskar upptaget av strontium. Kalkningens effekt är beroende av jordart och markens pH (se bilaga 3), men effekten är långvarig. Plöjning ökar bindningen av strontium i jorden och minskar därmed upptaget. Om man normalt tillämpar plöjningsfri odling kan det vara på sin plats att tillfälligt plöja jorden på hösten efter nedfallet. Det är fördelaktigt att plöja så djupt som möjligt men det finns ingen anledning att plöja så djupt att man plöjer upp alv i matjorden.

(10): Nedfallet ger här upphov till aktivitetskoncentrationer i spannmålskärnan strax över den kritiska nivån. I stort är samma motåtgärder som vid (9) och (10) för höstsäd lämpliga även vid (10) i vårsäd. Markbeläggningen är inte så hög varför motåtgärder såsom bortförsel av gröda medför lägre avstyrd dos än vid högre nedfallsnivåer. Om det inte finns avsättning för grödan är det enklare och mindre kostsamt att plöja ned den än att ta

bort den och lägga den i deponi eftersom aktivitetskoncentrationen i kommande års grödor inte hamnar nära den kritiska gränsen (tabell B1.1, bilaga 1). Om grödan kan användas till energiproduktion får man reningseffekten på köpet, se tidigare diskussion i avsnitt om höstsäd.

Nedfallet sker så pass sent under säsongen att kalkning, som syftar till att begränsa rotupptaget, torde vara utan effekt under nedfallsåret. Eftersom den kritiska aktivitetskoncentrationen för användandet av spannmålen till brödproduktion endast överskrider marginellt, kan en motåtgärd vara att använda grödan som djurfoder till exempelvis slaktsvin, dock med de invändningar som diskuteras för motsvarande situation i höstsäd.

(14)–(15): Nedfallsnivån är hög och aktivitetskoncentrationen i vetekärnan likaså eftersom grödan är välutvecklad när nedfallet sker vilket ger en effektiv uppfångning av nedfallet. Bröd som produceras med denna spannmål riskerar att få ca tio gånger högre aktivitetskoncentration radiostrontium än EU:s gränsvärde och tillräckligt kraftfulla åtgärder som skulle kunna göra spannmålen användbar för humankonsumtion saknas. Att nedfallet sker så pass nära inpå skörden gör att motåtgärder såsom kalkning troligtvis är utan effekt. De motåtgärder som kan bli aktuella är i stort sett desamma som de för höstsäd vid (13), (14) och (15). Att föra bort och deponera grödan blir särskilt önskvärt med tanke på den stora uppfångning som skett i grödan och med tanke på den stora markbeläggning som annars uppstår. Att pressa och plasta in grödan för att förvara den tillfälligt vid sidan av fältet kan ske om deponi inte har iordningställts. Energiproduktion kan ge en möjlig avsättning för den bortförda grödan, se tidigare diskussion i avsnitt om motåtgärder till höstsäd. Om grödan används till energiproduktion eller förs till deponi bör den slås ned som helsäd.

Kalkning och plöjning kan i vissa situationer ytterligare reducera upptag i efterföljande gröda (jfr diskussion om scenarierna (11)–(13) ovan).

4.4 Spannmål till grisköttsproduktion och broileruppfödning

4.4.1 Slaktsvinsuppfödning

Slaktsvinens foderstat är i våra beräkningar baserad på den så kallade SLU-normen [Andersson, 1985]. SLU-normen är en utfodringsmodell där fodertilldelningen är en funktion av grisarnas levande vikt. Grisarna får en större tilldelning av foder i förhållande till sin kroppsvikt i början av uppfödningsperioden än i slutet för att begränsa fettansättningen. Beräkningarna nedan baseras på en foderstat bestående av 60 % vete och 20 % korn, resterande del förutsätts bestå av andra fodermedel, såsom slaktsvinskoncentrat.

Beräkningar:

Vid beräkningarna av aktivitetskoncentrationen i griskött används en s.k. "Meat transfer

$$\text{factor"} (F_f): F_f = \frac{\text{Aktivitetskoncentration i kött, (Bq/kg)}}{\text{Dagligt intag av radiostrontium, (Bq/dag)}}$$

(1)

Omräkning av aktivitetskoncentrationen i spannmålskärna till motsvarande i griskött:

För denna beräkning skrivs formel (1) om enligt:

$$\text{Sr i griskött} = \text{Dagligt intag av radiostrontium} \times F_f \quad (2)$$

Det dagliga intaget beror på grisens spannmålskonsumtion enligt följande:

$$\text{Sr-intag (Bq/dag)} = \text{Sr-aktivitetskoncentration i spannmål (Bq/kg)} \times \text{Mängd spannmål (kg/dag)} \quad (3)$$

Vid ett nedfall på 100 kBq/m² i höstsäd vid tidpunkt 3 blir strontiumaktivitetskoncentrationen i spannmål 2 000 Bq/kg enligt tabell 4.2. Om man antar en konsumtion av 2,5 kg spannmål per gris och dag under tiden närmast före slakt blir det dagliga intaget av strontium enligt (3):
2 000 Bq/kg × 2,5 kg/dag = 5 000 Bq/dag.

Enligt IAEA (2010) varierar det förväntade F_f vid grisköttsproduktion mellan 0,0005 och 0,008 dag/kg, med ett medelvärde på 0,0025 dag/kg. Vi använder medelvärdet i våra beräkningar. För grisar utfodrade med höstsäd på 2 000 Bq/kg blir aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i griskött enligt
(2) = 5 000 Bq/dag × 0,0025 dag/kg = 13 Bq/kg kött, dvs. långt under EU:s gränsvärde på 750 Bq Sr/kg.

Beräkning av den kritiska aktivitetskoncentrationen i foderspannmål för slaktsvinsuppfödning:

Först måste det kritiska dagliga intaget beräknas. Därför skrivs formel (1) om så här:

$$\text{Dagligt intag av radiostrontium, (Bq/dag)} = \frac{\text{Aktivitetskoncentration i kött, (Bq/kg)}}{F_f} \quad (4)$$

Om vi sätter in EU:s gränsvärde i täljaren i formel (4) blir det kritiska dagliga intaget
 $= 750 \text{ Bq/kg} / 0,0025 \text{ dag/kg} = 300\,000 \text{ Bq/dag}$

För att sedan beräkna den kritiska aktivitetskoncentrationen i kärna skrivs formel (3) om:

$$\text{Aktivitetkoncentration i spannmål (Bq/kg)} = \frac{\text{Dagligt Sr-intag (Bq/dag)}}{\text{Mängd utfodrad spannmål (kg/dag)}}$$

Med ett dagligt intag av spannmål på 2,5 kg per gris och dag blir den kritiska aktivitetskoncentrationen i

$$\text{spannmålskärna} = 300\,000 \text{ Bq/dag} / 2,5 \text{ kg/dag} = 120\,000 \text{ Bq/kg}$$

Om spannmålen uppvisar högre aktivitetskoncentration radiostrontium än 120 000 Bq/kg är risken stor att aktivitetskoncentrationen i griskött kommer överstiga EU:s gränsvärde och således att denna spannmålsråvara blir olämplig att använda vid slaktsvinsuppfödning.

Den kritiska aktivitetskoncentrationen i spannmål vid broileruppfödning beräknas på samma sätt som beskrivs ovan.

Tabell 4.7. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i griskött (Bq/kg) vid slaktsvinsuppfödning vid olika nedfallstidpunkter och nedfallsnivåer om inga motåtgärder vidtas. Gränsvärdet är 750 Bq/kg.

Nedfallsni (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
10	<1	<1	1	2	2
100	<1	<1	10	20	20
1 000	1	1	100	200	200

Som visas i tabell 4.7 är risken relativt liten att aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i griskött kommer överstiga EU:s gränsvärde oavsett nedfallsnivå och tidpunkt. Detta beror på att foderstaten huvudsakligen består av spannmål som inte uppvisar så höga aktivitetskoncentrationer av radiostrontium och att överföringen från foder till griskött inte är särskilt stor. Dessutom avser ju beräkningarna aktivitetskoncentrationen vid jämvikt mellan intag och utsöndring, vilket slaktsvin inte riktigt når upp till ens om de får kontaminerat foder under hela sin livstid. Sannolikt behöver därför inga åtgärder specifikt vidtas för att säkra att griskött får aktivitetskoncentrationer av radiostrontium under EU:s gränsvärde. Däremot kan de åtgärder som diskuteras i avsnitt 4.3, såsom kalkning och plöjning för att minska upptaget följande år övervägas om också matgrödor ingår i växtföljden. Detta gäller speciellt vid den högsta nedfallsnivån.

4.4.2 Broileruppfödning

Överföringen av radiostrontium till kycklingkött är, som visas i tabell 4.8, liten och därmed också risken att aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i kycklingkött kommer överstiga EU:s gränsvärde. Detta beror på att foderstaten huvudsakligen består av

spannmål som inte uppvisar så höga aktivitetskoncentrationer av radiostrontium, och att överföringen från foder till kycklingkött inte är särskilt stor. Sannolikt behöver inga åtgärder vidtas för att säkra att kycklingkött får aktivitetskoncentrationer av radiostrontium under EU:s gränsvärde. Däremot kan de åtgärder som diskuteras i avsnitt 4.3 såsom kalkning och plöjning för att minska upptaget följande år övervägas om också matgrödor ingår i växtföljden. Detta gäller speciellt vid den högsta nedfallsnivån.

Tabell 4.8. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i kycklingkött (Bq/kg) vid broileruppfödning vid olika nedfallstidpunkter och nedfallsnivåer om inga motåtgärder vidtas. EU:s gränsvärde är 750 Bq/kg.

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
10	<1	<1	<1	<1	<1
100	<1	<1	3	4	3
1 000	<1	<1	30	40	30

4.5 Slåttervall, spannmål och naturbete till mjölkproduktion

För mjölkproduktion har beräkningar av förväntade aktivitetskoncentrationer av radiostrontium i mjölk gjorts för några olika typiska foderstater. Dessa redovisas översiktligt i tabell 4.9. I ekologisk mjölkproduktion används ofta mer grovfoder och mindre kraftfoder än i konventionell. Detta medför större känslighet för ett nedfall av radiostrontium.

Tabell 4.9. Foderstater vid mjölkproduktion som använts i beräkningarna i denna rapport.

	Grovfoder		Kraftfoder
	Ensilage (kg ts/dag)	Bete (kg ts/dag)	Vårсад (kg ts/dag)
Konventionell mjölkproduktion vintertid	10	0	6
Ekologisk mjölkproduktion vintertid	12	0	3
Konventionell mjölkproduktion	5	5	6
Ekologisk mjölkproduktion sommartid	5	8	3

För mjölkproduktion kan överföringen av nuklider från foder till mjölk beskrivas med en överföringsfaktor som betecknas F_m . Överföringsfaktorn är kvoten mellan aktivitetskoncentrationen i mjölk och det dagliga intaget av radiostrontium (se beräkningsruta senare i texten). Det har dock visat sig att F_m varierar med det dagliga kalciumintaget [Howard m.fl., 1996, IAEA, 2010]. F_m -värdet för strontium i mjölkproduktion bör därför justeras med hänsyn djurets dagliga kalciumintag. Följande funktion [IAEA, 2010] beskriver sambandet mellan kalciumintaget och överföringsfaktorn, F_m :

$$F_m = \frac{0,127}{I_{Ca}} \quad (5)$$

F_m (dag/l) är överföringsfaktorn för mjölk, I_{Ca} är djurets dagliga kalciumintag (g/dag) och faktorn 0,127 en konstant (g/l) som beräknats från typiska kvoter mellan kalcium och strontium i mjölk respektive foder och medelaktivitetskoncentration av kalcium i mjölk.

Med hjälp av denna formel kan man beräkna F_m vid olika foderstater och avkastningsnivåer om man känner fodrets kalciuminnehåll.

Tabell 4.10 visar några olika värden på F_m från olika källor. F_m -värdet vid ett kalciumintag på 115 g/dag har i denna rapport använts för beräkningar som avser konventionell produktion, medan ett värde som motsvarar ett kalciumintag på 100 g/dag har antagits vid ekologisk produktion.

Tabell 4.10. Överföringsfaktorer för strontium, F_m , i mjölkproduktion. Värden anpassade till kalciumintag har beräknats enligt formel (5).

	F_m (dag/l)
IAEA (1994b)	1×10^{-3} – 3×10^{-3} (förväntat = $2,8 \times 10^{-3}$)
IAEA (2010)	min–max $3,4 \times 10^{-4}$ – $4,3 \times 10^{-3}$ (medelvärde $1,3 \times 10^{-3}$)
F_m vid dagligt Ca-intag på 115 g	$1,1 \times 10^{-3}$
F_m vid dagligt Ca-intag på 100 g	$1,3 \times 10^{-3}$

4.5.1 Mjölkproduktion baserad på vinterutfodring

Vid ett nedfall av radiostrontium kommer vallgrödorna att fånga upp en stor del av nedfallet. Aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i slåttervall vid olika nedfallstidpunkter och nivåer visas i tabell 4.11. Jämfört med kärna från stråsäd är aktivitetskoncentrationerna i vall mycket högre. Det beror på att hela den ovanjordiska delen skördas av vall. Även om man jämför med hela den ovanjordiska delen av en spannmålsgröda, fångar vallen upp mer eftersom den är flerårig och därmed förhållandevis väl sluten och tät även vid tidiga nedfall. Detta ger effektivare uppfångning av radiostrontium i grödan. Högst blir dock aktivitetskoncentrationen vid nedfall strax före skörd, eftersom grödan då är maximalt utvecklad och att tiden mellan nedfalls- och skördetillfälle är kort vilket gör att *fall-off* och utspädning blir mindre.

Tabell 4.11. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i vall (Bq/kg ts) vid skörd efter nedfall vid olika nedfallsnivåer och nedfallstidpunkter. Två skördar med första skörd vid tidpunkt 3.

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
	<i>Första skörd:</i>			<i>Andra skörd:</i>	
10	210	820	3 160	1 320	2 970
100	2 100	8 200	31 600	13 200	29 700
1 000	21 000	82 000	316 000	132 000	297 000

Det är viktigt att hålla i minnet att data i tabell 4.11 bygger på en prognos för aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i grödan om inga motåtgärder vidtas. Oavsett om åtgärder vidtas är det viktigt att kontinuerligt mäta grödans aktivitetskoncentration under växtsäsongen och kontrollera att prognosen håller.

Med hjälp av förväntade aktivitetskoncentrationer av radiostrontium i spannmål och slåttervall (tabell 4.2 och 4.11) kan den förväntade aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i mjölk beräknas för representativa foderstater enligt tabell 4.9. Foderstaterna avser avkastningsnivån 10 000 kg energikorrigerad mjölk (energikorrigerad mjölk uttrycker mängden mjölk korrigerad för fett- och proteininnehåll) för konventionell produktion och 8 540 kg energikorrigerad mjölk för ekologisk produktion. Hur beräkningarna utförs beskrivs i beräkningsrutan nedan. Resultatet när det gäller konventionell produktion vid vinterutfodring redovisas i tabell 4.12 och motsvarande siffror för ekologisk produktion i tabell 4.13. På grund av en högre aktivitetskoncentration av radiostrontium och en större daglig konsumtion ger ensilaget ett betydligt större bidrag till mjölkens innehåll av radiostrontium än spannmålen. Generellt ger senare

nedfallstidpunkter större överföring av radiostrontium till mjölk. Detta beror på att uppfångningen av radiostrontium i grödorna är större i senare utvecklingsstadier. Första skörden sker efter tidpunkt 3, vilket förklarar varför aktivitetskoncentrationerna i mjölk är lägre efter nedfall vid tidpunkt 4. Endast en liten del av överfört radiostrontium till mjölk kommer från spannmålen. Som framgår av tabellerna blir överföringen till mjölk med de foderstater vi räknat på ca 35 % större i ekologisk produktion än i konventionell. Det beror dels på större andel grovfoder i det ekologiska alternativets foderstat, dels på att överföringsfaktorn F_m blir något större än i konventionell produktion, eftersom foderstaten innehåller mindre kalcium (tabell 4.10). I förhållande till EU:s gränsvärde för mjölk skiljer sig de olika redovisade kombinationerna av nedfallsnivå och nedfallstidpunkt inte särskilt mycket åt mellan produktionsslagen. Det är endast vid ett nedfall på 100 kBq/m^2 vid tidpunkt 2 som det skiljer sig. I detta fall ligger den förväntade aktivitetskoncentrationen i mjölk strax över gränsvärdet i ekologisk mjölk, men under gränsvärdet i konventionell mjölkproduktion (jfr. tabellerna 4.12 och 4.13). Eftersom mönstret i aktivitetskoncentration i mjölk i förhållande till EU:s gränsvärde skiljer sig lite mellan konventionell och ekologisk mjölkproduktion redovisas de tillsammans i motåtgärdsmatriserna.

Beräkningar:

Vid beräkningarna av aktivitetskoncentrationen i mjölk används en s.k. ”Milk transfer factor”, F_m :

$$F_m = \frac{\text{Aktivitetskoncentration i mjölk, (Bq/l)}}{\text{Dagligt intag av radiostrontium, (Bq/dag)}} \quad (1)$$

Omräkning av aktivitetskoncentrationer i foder till aktivitetskoncentrationer i mjölk:

För denna beräkning skrivs formel (1) om så här:

$$\text{Aktivitetskoncentrationen } S_r \text{ i mjölk} = \text{Dagligt } S_r\text{-intag} \times F_m \text{ (Bq/l mjölk)} \quad (2)$$

Det dagliga intaget beror på kornas konsumtion av grovfoder och spannmål enligt följande:

$$\text{Dagligt } S_r\text{-intag} = (\text{aktivitetskoncentration i grovfoder} \times \text{mängd grovfoder}) + (\text{ i spannmål} \times \text{mängd spannmål}) \quad (3)$$

Om nedfallet är 100 kBq/m^2 vid tidpunkt 3 blir strontiumaktivitetskoncentrationen i vallgräs $31\,600 \text{ Bq/kg}$ enligt tabell 4.11 och vårsäd är 100 Bq/kg enligt tabell 4.2. Om vi räknar på konventionell produktion med en foderstat med 10 kg grovfoder (vall) och 6 kg spannmål (vårsäd) per dag blir det dagliga intaget enligt formel (3):
 $= (31\,600 \text{ Bq/kg} \times 10 \text{ kg/dag}) + (100 \text{ Bq/kg} \times 6 \text{ kg/dag}) = 316\,600 \text{ Bq/dag}$

För de foderstater vi räknat på är F_m -värdet $0,0011 \text{ dag/l}$ för konventionell produktion (tabell 4.10)

Enligt formel (2) blir i vårt exempel aktivitetskoncentrationen radiostrontium i mjölk då
 $= 316\,600 \text{ Bq/dag} \times 0,0011 = 348 \text{ Bq/l mjölk}$ (jfr tabell 4.12.)

En aktivitet på 348 Bq/l mjölk ligger över EU:s gränsvärde för mjölk på 125 Bq/l mjölk.

Beräkning av den kritiska aktivitetskoncentrationen i foder för mjölkproduktion:

EU-gränsvärdet för radiostrontium i mjölk är 125 Bq/l. Om formel (1) skrivs om kan vi beräkna vad detta motsvarar i dagligt Sr-intag via vallgräs (vi bortser här från eventuellt bidrag från spannmål):

$$\text{Dagligt intag} = \frac{\text{Gränsvärde Sr i mjölk}}{F_m} = \frac{125 \text{ Bq/l}}{0,0011 \text{ dag/l}} = 114\,000 \text{ Bq/dag}$$

Med en konsumtion av vallgräs på 10 kg ts per ko och dag blir motsvarande aktivitetskoncentration i vallgräs

$$= \frac{\text{Intag via vallgräs}}{\text{Konsumerad mängd vallgräs}} = \frac{114\,000 \text{ Bq/dag}}{10 \text{ kg ts/dag}} = 11\,400 \text{ Bq/kg ts}$$

Om aktivitetskoncentrationen i vallgräs kan förväntas överstiga 11 400 Bq/kg ts vid skörd är risken alltså stor att aktivitetskoncentrationen i mjölk kommer att överstiga EU:s gränsvärde. Om Sr-aktivitetskoncentrationen anges per våtvikt är motsvarande värde ca 2 300 Bq/kg. Om nedfallet sker vid sådan tidpunkt att foderspannmålets bidrag till det dagliga Sr-intaget är signifikant (jfr. sista raden i tabell 4.12) sänks den kritiska gränsen för vallgräset i motsvarande grad.

Tabell 4.12. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i mjölk (Bq/l) vid konventionell mjölkproduktion under vinterhalvåret vid olika nedfallstidpunkter och nedfallsnivåer om inga motåtgärder vidtas. Foderstat: 10 kg ts ensilage + 6 kg ts spannmål per dag. Skuggade värden ligger över gränsvärdet på 125 Bq/l. % fr spml = spannmålets procentuella bidrag till radiostrontiuminnehållet i mjölken.

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
10	2	9	35	16	35
100	20	90	350	160	350
1 000	200	900	3 500	1 600	3 500
% fr spml	1	<1	<1	8	5

Tabell 4.13. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i mjölk (Bq/l) vid ekologisk mjölkproduktion under vinterhalvåret vid olika nedfallstidpunkter och nedfallsnivåer om inga motåtgärder vidtas. Foderstat: 12 kg ts ensilage + 3 kg ts spannmål per dag. Skuggade värden ligger över gränsvärdet på 125 Bq/l. % fr spml = spannmålets procentuella bidrag till radiostrontiuminnehållet i mjölken.

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
10	3	13	49	21	48
100	34	130	490	215	475
1 000	340	1 300	4 900	2 150	4 750
% fr spml	<1	<1	<1	4	2

Motåtgärder för spannmål till mjölkkor

Av tabellerna 4.12 och 4.13 framgår att andelen radiostrontium i mjölk som kommer från spannmål är liten, som högst 8 %. Det finns inga tillräckligt effektiva åtgärder för att minska aktivitetskoncentrationen radiostrontium i spannmålen under nedfallsåret. Om ej förorenad spannmål uppbringas på annat håll avstyrs dock som högst 8 % av överföringen av radiostrontium till mjölk. Det är därför mer motiverat att fokusera på motåtgärder inom vallodlingen, eftersom denna bidrar mest till överföringen av radiostrontium till mjölk.

Motåtgärder för vallodling till vinterutfodring i konventionell och ekologisk mjölkproduktion

Följande motåtgärder kan vidtas för att minska överföringen från vall till mjölk:

- slå av och föra bort grödan (deponi)
- använda grödan för energiproduktion
- fördela radiostrontium i matjorden genom nedplöjning följt av nysådd
- kalka
- lägga marken i träda.

Som visas i tabellerna 4.12 och 4.13 kan, vid sena nedfallstillfällen och nedfallsnivån 100 kBq/m² och vid alla nedfallstillfällen vid den högsta nedfallsnivån, aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i mjölk vid stallutfodring med egenproducerat foder bli så stor att den utgör ett allvarligt problem i mjölkproduktionen. Intressant är också att vid ett nedfall på 1 000 kBq/m² vid tidpunkt 4 eller 5 räcker det inte att använda ej förorenat grovfoder i konventionell produktion för att få acceptabel aktivitetskoncentration i mjölken. Bidraget från förorenad spannmål ger, trots att det utgör mindre än 10 %, ensamt aktivitetskoncentrationer över gränsvärdet.

Tabell 4.14 visar överskådligt vilka motåtgärder som är möjliga inom vallodlingen för att minska överföringen av radioaktivt strontium till mjölk. Man bör ha i åtanke att med andra foderstater blir även de prognostiserade aktivitetskoncentrationerna annorlunda, vilket man bör ta hänsyn till när man bestämmer vilka motåtgärder som ska sättas in. Eftersom andelen grovfoder i foderstaten är större i ekologisk mjölkproduktion än i konventionell (se tabell 4.9) blir det också en skillnad i aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i mjölk mellan dessa produktionssätt. I relation till gränsvärdena är det dock i stort sett samma bild (tabell 4.12), dvs. i de fall åtgärder behövs i ekologisk produktion är detsamma oftast fallet i konventionell. Åtgärdsmatrisen i tabell 4.14 är därför i stort sett densamma för de båda produktionssätten, men i de fall det krävs speciella åtgärder i den ekologiska produktionen står det beskrivet i textavsnitten nedan.

Man bör också vara medveten om att brytpunkterna mellan de redovisade nedfallsnivåerna och tidpunkterna skiljer sig. Om det sker ett nedfall på 30 kBq/m² vid tidpunkt 5 kommer förväntad aktivitetskoncentration mjölk i konventionell produktion att vara $3 \times 35 = 105$ Bq/l, dvs. under EU:s gränsvärde, medan det i ekologisk produktion blir 144 Bq/l, vilket är över gränsvärdet.

Tabell 4.14. Motåtgärdsmatris. Ensilage avsett för konventionell och ekologisk mjölkproduktion.

Nedfalls- nivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
	<i>Första skörd:</i>			<i>Andra skörd:</i>	
10	(1) • ingen åtgärd	(2) • ingen åtgärd	(3) • ingen åtgärd	(4) • ingen åtgärd	(5) • ingen åtgärd
100	(6) • ingen åtgärd	(7) • ingen åtgärd • slå av, föra bort ^a • energigröda ^a	(8) • slå av, föra bort • energigröda	(9) • slå av, föra bort • energigröda	(10) • slå av, föra bort • energigröda
1 000	(11) • plöja och så om • kalka (• lägga marken i träda)	(12) • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• energigröda) (• lägga marken i träda)	(13) • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• energigröda) (• lägga marken i träda)	(14) • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• energigröda) (• lägga marken i träda)	(15) • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• energigröda) (• lägga marken i träda)

^a Gäller ekologisk produktion.Kommentarer till tabell 4.14 - Ensilage*Första skörd:*

(1)–(3), (6)–(7): Nedfallsnivån och uppfångningen i vallgrödan är så pass låg att inga specifika motåtgärder behövs, förutsatt att prognosen håller. Den åtgärd som ändå är aktuell är kontinuerlig provtagning för att säkerställa tillförlitligheten i prognoserna. Det är inte heller nödvändigt att slå av och föra bort vallgrödan för att minska föroreningen av marken.

Vid tidpunkt 2 och ett nedfall på 100 kBq/m² (7) finns en risk för att aktivitetskoncentrationen i mjölk hamnar precis över gränsvärdet i ekologisk mjölkproduktion. Om vallen slås av kommer den kritiska aktivitetskoncentrationen i vallens återväxt troligen inte att överskridas. Ett alternativ är att avvakta och kontrollera hur aktivitetskoncentrationen i vallen utvecklas eftersom sannolikheten för att aktivitetskoncentrationen aldrig når den kritiska nivån kan vara betydande. Om behov finns kan det förorenade ensilaget användas till köttdjur utan att EU:s gränsvärde för kött överskrids (se vidare avsnittet om köttjursproduktion).

(8): Aktivitetskoncentrationen i mjölk överskrider gränsvärdet med upp till en faktor 3 (tabell 4.12). I detta läge är det viktigt att slå av och föra bort vallen eftersom grödan är tät och frodig då nedfallet skett och en stor del uppfångats i grödans ovanjordiska delar. Om vallen slås av och grödan förs bort kan, enligt våra prognoser, återväxten användas till mjölkproduktion. Om vallen slås av och grödan förs bort uppnås även en marksanerande effekt. Om grödan plastas in i balar kan balarna placeras vid sidan av fältet för mellanlagring innan slutlig deponi har iordningställts. Vid inplastningen bör fler lager plast än vanligt användas för att försäkra sig om det inte går håll på plasten. Annars riskerar man att radiostrontium läcker ut till omkringliggande mark via pressaft. Alternativt kan man lägga balarna på en betongplatta där eventuellt läckage av växtsaft kan samlas upp. Balarna bör hållas under uppsikt under tiden de lagras.

Vallgrödan kan vid denna nedfallsnivå kanske användas till energiproduktion efter att den bortförs. Det är dock tveksamt att i nuläget rekommendera användning av vall för detta ändamål utan att först utreda det ordentligt. Vallgräs är svårare att hantera än spannmål

och har ofta högre aktivitetskoncentrationer av radiostrontium. Om vallbiomassan ska användas i förbränningsanläggningar är det en fördel om den förtorkas om nedfall sker i växande vall. Om förtorkningen görs på fältet är det risk att en stor del radiostrontium blir kvar på fältet genom att det spolats av eller att torkade blad ramlar av. Detta minskar en eventuellt eftersträvd reningseffekt på marken. Om vallen ska användas som biobränsle är det kanske bäst att använda den för biogasproduktion. Etanolproduktion är inte aktuell eftersom det kräver en stärkelse- eller sockerrik råvara. Oavsett för vilket energiändamål vallen används efter ett nedfall är risken stor att en mycket hög koncentration av radiostrontium, som dessutom blir ännu högre i aska och i restprodukter från etanol och biogasframställning, blir ett stort problem när den ska tas om hand (se också diskussion om användning av höstsäd som energigröda i avsnitt 4.3).

(11)–(13): Nedfallsnivån och uppfångningen i vallen är så pass stor att den kritiska aktivitetskoncentrationen för vall till mjölkkor överskrids och motåtgärder är nödvändiga, se tabell 4.12. Vid tidpunkterna 2 och 3 är det viktigt att slå av och föra bort grödan eftersom en stor del av deponerat radiostrontium återfinns i vallgrödans ovanjordiska delar. Härigenom uppnås en marksanerande effekt som på denna höga nedfallsnivå ger en önskvärd minskning i upptaget i återväxt och kommande års grödor. På ler- och mulljordar bör denna åtgärd ofta vara tillräcklig för att aktivitetskoncentrationerna i kommande vallskördar med god marginal kommer att ligga under den kritiska nivån (bilaga 1, tabell B1.1). Om grödan bortförs behöver den tas om hand i deponi eller vid bioenergianläggning enligt ovan. Vid den högsta nedfallsnivån är det dock ännu mer tveksamt om vallgrödan kan hanteras på ett säkert sätt i en bioenergianläggning.

Om nedfallet sker vid tidpunkt 1 finns inte så mycket biomassa att föra bort, och enligt tabell B1.1 i bilaga 1 kommer då aktivitetskoncentrationen i kommande vallgrödor att ligga nära den kritiska nivån på ler och mulljordar och nästan en faktor 2 över på sandjordar. Då kan en åtgärd vara att bryta upp vallen och plöja och kalka jorden för att minska strontiums växttillgänglighet. Sedan kan man så om med ny permanent vall, helsädesensilage eller annan gröda. En efterföljande spannmålsgröda kommer efter en sådan åtgärd att få en aktivitetskoncentration av radiostrontium långt under den kritiska aktivitetskoncentrationen om den används till foder eller brödproduktion. För en ler- och mullfattig sandjord är det inte säkert att en sådan åtgärd är tillräcklig om man fortsätter odla vall, så om möjligt bör man gå över till mindre känsliga grödor och tills vidare odla vallen på mindre känsliga jordar. Om nedfallet sker vid tidpunkt 2 eller speciellt vid tidpunkt 3, borde det även på dessa sandjordar vara möjligt att genom att kombinera bortförsel av grödan och vallbrott med efterföljande plöjning och kalkning minska upptaget tillräckligt även i en efterföljande vallgröda.

Av ovanstående resonemang framgår att risken att man ska behöva lägga marken i träda vid den högsta nedfallsnivån i våra scenarier är ganska liten. Det är bara de känsligaste sandjordarna som är kritiska och bara om det inte är möjligt att odla andra grödor är vallgrödor.

Andra skörd:

(4)–(5): Den förväntade aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i vallgrödan är så pass låg att inga specifika motåtgärder behövs, förutsatt att prognosen håller. Den åtgärd som ändå är aktuell är kontinuerlig provtagning för att säkerställa tillförlitligheten i prognoserna. Det är heller inte motiverat att slå av och föra bort vallgrödan för att minska markbeläggningen, eftersom nedfallsnivån är låg.

(9)–(10), (14)–(15): Nedfallsnivån och/eller uppfångningen i vallgrödan är så hög att motåtgärder är nödvändiga om vallen ska användas till mjölkkor i produktion. Vid den lägre nedfallsnivån, (9), kan en avslagning och bortförsel av vallgräset bereda vägen för en återväxt som har tillräckligt låga aktivitetskoncentrationer. Om vallen slås av och förs bort vid (10) är det kanske tveksamt om ytterligare skörd hinner tas från återväxten under innevarande år i landets nordligare delar. Den bortförda vallgrödan måste läggas i deponi

eller eventuellt användas för energiproduktion, se vidare beskrivningen av scenario (8) ovan. Om vallen slås av och grödan förs bort uppnås även en marksanerande effekt.

Vid den högsta nedfallsnivån (14) och (15) är situationen jämförbar med den inför första skörd (för detaljerad beskrivning av motåtgärder se text om scenarierna (11)–(13) ovan). Vallgrödan bör slås av och föras bort från fältet och läggas i deponi eller eventuellt användas för energiproduktion. Åtminstone vid (15) ger detta en välbehövlig marksanerande effekt, vid (14) bereder man i första hand väg för en återväxt, som åtminstone på ler- och mulljordar, bör ha aktivitetskoncentrationer under den kritiska nivån. På känsliga sandjordar kan det bli nödvändigt att plöja upp och kalka jorden om man vill fortsätta odla vall eller byta till en annan gröda som ger mindre problem när den förädlas till livsmedel.

Om behov finns kan en förorenad andra skörd av ensilaget vid båda nedfallsnivåerna användas till köttdjur utan att EU:s gränsvärde för kött överskrids (se vidare avsnitten om köttdjursproduktion).

4.5.2 Mjolkproduktion med sommarbete på åkermark

Under sommarhalvåret utgörs ofta en stor del av mjölkkornas intag av grovfoder, av bete på anlagd betesvall på åkermark. Resterande intag av grovfoder utgörs ofta av grönfoder som ur strontiumsynpunkt är jämförbart med åkermarksbete. För mjölkkor som går ute i s.k. rastfällor är betesintaget begränsat men skillnaden mot traditionellt bete blir inte så stor om de utfodras med grönfoder. Andelen grovfoder som intas i form av bete är generellt större i ekologisk än i konventionell mjolkproduktion (tabell 4.9). Bete kan ge en stor överföring av radionuklider till djur [Eriksson & Andersson, 1994]. Mjolkproduktion som baseras på bete innebär dessutom att överföring av radionuklider till människa sker på några dagar om mjölken kommer ut i handeln. Hur mycket radioaktiva ämnen som djuren får i sig från bete vid en given nedfallsnivå beror på ett samspel mellan betestillväxten och djurens betesbeteende. Betestillväxten är liten i början av säsongen men tilltar snabbt inom några veckor. Mängden radiostrontium i betesgräset minskar också med tiden på grund av *fall-off*. Tabell 4.15 visar förväntade aktivitetskoncentrationer av radiostrontium i betesgräs på åker 3, 30 och 60 dagar efter nedfall vid olika tidpunkter. Tabellen gäller också för bete av återväxt på slåttervall (tidpunkterna 4 och 5).

Tabell 4.15. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium (Bq/kg ts) i betesgräs på åkermark 3, 30 respektive 60 dagar efter nedfall vid olika tidpunkter och nedfallsnivåer.

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
<i>3 dagar efter nedfall</i>					
10	1 340	20 330	21 150	22 890	22 890
100	13 400	203 300	211 500	228 900	228 900
1 000	134 000	2 033 000	2 115 000	2 289 000	2 289 000
<i>30 dagar efter nedfall</i>					
10	880	1 610	2 430	3 470	4 400
100	8 800	16 100	24 300	34 700	44 000
1 000	88 000	161 000	243 000	347 000	440 000
<i>60 dagar efter nedfall</i>					
10	620	670	880	1 220	-
100	6 200	6 700	8 800	12 200	-
1 000	62 000	67 000	88 000	122 000	-

Det är viktigt att hålla i minnet att data i tabell 4.15 bygger på en prognos för aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i grödan om inga åtgärder vidtas. Oavsett om åtgärder vidtas är det viktigt att kontinuerligt mäta grödans aktivitetskoncentration under växtsäsongen och kontrollera att prognosen håller.

Överlag är aktivitetskoncentrationerna i betesgräset höga, särskilt första dagarna efter ett nedfall. Att data inte redovisas för 60 dagar efter nedfall vid tidpunkt 5 beror på att djuren då bör vara installerade för vintern.

Betesgräsets bidrag till förväntade aktivitetskoncentrationer av radiostrontium i mjölk, om korna skulle gå på bete direkt efter nedfallstillfället, redovisas i tabell 4.16 (konventionell produktion) och i tabell 4.17 (ekologisk produktion). I detta fall blir de förväntade aktivitetskoncentrationerna av radiostrontium i mjölk mycket högre än vid vinterutfodring med kontaminerat grovfoder (tabell 4.12). Gränsvärdet inom EU för mejeriprodukter (mjölk och grädde) överskrider enligt prognosen vid de flesta nedfallsnivåer och tidpunkter om djuren skulle gå på bete tre dagar efter nedfall. Med tiden minskar dock skillnaderna i takt med att aktivitetskoncentrationen av radiostrontium minskar p.g.a. *fall-off* och utspädning när betesgräset växer. Vid den högsta nedfallsnivån är aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i mjölk, liksom vid stallutfodring, hög även 60 dagar efter ett nedfall.

Vid planering av åtgärder kompliceras situationen i detta fall av att både betet och grovfodret vid nedfall från och med tidpunkt 3 kan vara förorenade. Denna problemställning behandlas också i bilaga 4. Störst problem blir detta vid nedfall vid tidpunkt 3. Som framgår av fotnoterna under tabellerna 4.16 och 4.17 kan omkring hälften av intaget 30 till 60 dagar efter nedfallet komma från ensilaget/grönfodret om inga åtgärder vidtas. Bidraget blir större i ekologisk produktion än i konventionell eftersom en större del av det totala intaget i det förra fallet kommer från betet (se tabell 4.9). Vid nedfall vid tidpunkt 4 och 5 blir det inget tillskott vid utfodring med ensilage eftersom okontaminerat sådant från första skörden finns att tillgå. Om grovfodret utgörs av grönfoder blir dock belastningen utöver det som kommer från bete fortsatt stor även vid nedfall efter tidpunkt 3. Om nedfallet sker vid tidpunkt 5 tillkommer också en andra skörd av ensilage, som på motsvarande sätt som för grönfoder påtagligt bidrar till

radiostrontiumaktivitetskoncentrationen i mjölk om det ges till betande mjölkkor. Förmodligen är dock detta ensilage i första hand tänkt att användas i den efterföljande vinterutfodringen (se vidare avsnitt 4.5.1).

I våra förslag till åtgärder i mjölkproduktion baserat på bete nedan, har vi fokuserat på betet. När aktivitetskoncentrationen i mjölk enligt prognoserna förväntas hamna klart under gränsvärdet behövs inga åtgärder vare sig för betet eller för ensilage/grönfoder. När aktivitetskoncentrationen i mjölk förväntas hamna klart över gränsvärdet går det inte att minska aktivitetskoncentrationerna i bete och ensilage/grönfoder tillräckligt mycket under nedfallsåret och åtgärderna få inriktas på att säkra kommande års produktion när så är möjligt. I de fall aktivitetskoncentrationen i mjölk förväntas hamna strax över gränsvärdet kan det vara möjligt att påverka situationen genom åtgärder för att minska aktivitetskoncentrationen i betet, i kombination med åtgärder för att säkra så låga aktivitetskoncentrationer som möjligt i återväxten av ensilage/grönfoder (se vidare avsnitt 4.5.1). I mjölkornas foderstat ingår också spannmål, men i våra scenarier har vi räknat med att okontaminerad spannmål från förra årets skörd finns att tillgå betessäsongen ut under nedfallsåret.

Tabell 4.16. Beräknad genomsnittligt bidrag från betet till aktivitetskoncentration av radiostrontium i mjölk (Bq/l) vid konventionell produktion med bete på åkermark, 3, 30 respektive 60 dagar efter nedfall, vid olika tidpunkter och nedfallsnivåer om inga motåtgärder vidtas. Foderstat: 5 kg ts betesgräs + 5 kg ts ensilage + 6 kg ts spannmål. Skuggade värden ligger över gränsvärdet på 125 Bq/l.

Nedfallsniv (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
<i>3 dagar efter nedfall</i>					
10	8	115	120 ^a	130	130
100	80	1 150	1 200 ^a	1 300	1 300
1 000	800	1 100	12 000 ^a	13 000	13 000
<i>30 dagar efter nedfall</i>					
10	5	9	14 ^b	20	25
100	50	90	140 ^b	200	250
1 000	500	900	1 400 ^b	2 000	2 500
<i>60 dagar efter nedfall</i>					
10	4	4	5 ^c	7	-
100	40	40	50 ^c	70	-
1 000	400	400	500 ^c	700	-

^a Om ensilage/grönfoder som förorenats vid samma tillfälle använts ökar aktivitetskoncentrationen till 140, 1 400 resp. 14 000 Bq/l.

^b Om ensilage/grönfoder som förorenats vid samma tillfälle använts ökar aktivitetskoncentrationen till 31, 310 resp. 3 100 Bq/l.

^c Om ensilage/grönfoder som förorenats vid samma tillfälle använts ökar aktivitetskoncentrationen till 22, 220 resp. 2 200 Bq/l.

Den ekologiska produktionen uppvisar enligt våra prognoser högre aktivitetskoncentrationer av radiostrontium i mjölk än den konventionella (tabell 4.17). Detta beror på en större andel av det totala foderintaget som kommer från bete (jfr. tabell 4.9). Vidare är överföringen (högre F_m-värde) större vid ekologisk produktion eftersom kalciumintaget via kraftfoder är lägre. Betesperioden är ofta även längre för

ekologiskt producerande kor. I våra beräkningar har vi antagit 4,5 månaders betesgång i ekologisk produktion mot 3,5 månader i konventionell.

Motåtgärder för bete på åkermark vid konventionell mjölkproduktion

Följande motåtgärder kan vidtas för att minska överföringen från betesgräs till mjölk:

- fördröja betessläpp eller göra ett betesuppehåll
- putsa betet och låt gräset ligga kvar
- slå av och föra bort betesgräset (deponi)
- fördela radiostrontium i matjorden genom nedplöjning följt av nysådd
- kalka
- använda grödan för energiproduktion
- lägga marken i träda tills vidare.

Som visas i tabell 4.16 kan aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i mjölk hamna långt över gränsvärdet i konventionell produktion om en stor del av grovfoderintaget sker i form av bete på åkermark. Vid nedfallsnivån 1000 kBq/m² är aktivitetskoncentrationerna fortfarande alldeles för höga 60 dagar efter nedfall. Tabell 4.18 visar överskådligt vilka motåtgärder som är möjliga i betesskötseln för att minska överföringen av radioaktivt strontium till mjölk från betet.

Tabell 4.17. Beräknad genomsnittligt bidrag från betet till aktivitetskoncentration av radiostrontium i mjölk (Bq/l) vid ekologisk produktion med bete på åkermark, 3, 30 respektive 60 dagar efter nedfall, vid olika tidpunkter och nedfallsnivåer om inga motåtgärder vidtas. Foderstat: 8 kg ts betesgräs + 4 kg ts ensilage + 3 kg ts spannmål. Skuggade värden ligger över gränsvärdet på 125 Bq/l.

Nedfallsniv (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
<i>3 dagar efter nedfall</i>					
10	14	210	210 ^a	230	230
100	140	2 100	2 100 ^a	2 300	2 300
1 000	1 400	21 000	21 000 ^a	23 000	23 000
<i>30 dagar efter nedfall</i>					
10	9	16	25 ^b	35	44
100	90	160	250 ^b	350	440
1 000	900	1 600	2 500 ^b	3 500	4 400
<i>60 dagar efter nedfall</i>					
10	6	7	9 ^c	12	-
100	60	70	90 ^c	120	-
1 000	600	700	900 ^c	1 200	-

^a Om ensilage/grönfoder som förorenats vid samma tillfälle använts ökar aktivitetskoncentrationen till 230, 2 300 resp. 23 000 Bq/l.

^b Om ensilage/grönfoder som förorenats vid samma tillfälle använts ökar aktivitetskoncentrationen till 42, 420 resp. 4 200 Bq/l.

^c Om ensilage/grönfoder som förorenats vid samma tillfälle använts ökar aktivitetskoncentrationen till 26, 260 resp. 2 600 Bq/l.

Tabell 4.18. Motåtgärdsmatris, bete på åkermark för konventionell mjölkproduktion.

Nedfalls- nivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
10	(1) • ingen åtgärd	(2) • ingen åtgärd	(3) • ingen åtgärd	(4) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort)	(5) • betesuppehåll • putsa betet • betesuppehåll (• slå av, föra bort)
100	(6) • ingen åtgärd	(7) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort) (• energigröda)	(8) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort) (• energigröda)	(9) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort) (• energigröda)	(10) • betesuppehåll • putsa betet (• energigröda)
1 000	(11) • betesuppehåll • plöja och så om • kalka (• lägga marken i träda)	(12) • betesuppehåll • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• lägga marken i träda)	(13) • betesuppehåll • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• lägga marken i träda)	(14) • betesuppehåll • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• lägga marken i träda)	(15) • betesuppehåll • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• lägga marken i träda)

Kommentarer till tabell 4.18 – Bete på åkermark

(1), (6): Den förväntade aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i mjölk är så pass låg att inga specifika motåtgärder behövs, förutsatt att prognosen håller. Mjölkkorna är fortfarande installerade men bör kunna släppas på bete vid normal tid efter att provtagning och analys bekräftat att aktivitetskoncentrationerna i betesgräset är tillräckligt låga.

(2)–(5): Aktivitetskoncentrationen i mjölk förväntas ligga strax under eller över gränsvärdet. Aktivitetskoncentrationerna sjunker dock enligt prognosen snabbt, så det bör räcka med att ställa in korna någon vecka. För att vara på den säkra sidan bör korna stallas in redan vid förvarning om ett nedfall. Eftersom prognoserna är osäkra är det dock viktigt att mäta aktivitetskoncentrationen i betesgräset innan korna åter släpps på bete. För att snabbare få ned aktivitetskoncentrationerna kan man så snabbt som möjligt efter nedfallet putsa betet. För att få god effekt av putsning måste man vänta några veckor så att nytt och mindre förorenat gräs hinner växa upp innan betet återupptas. Om växtresterna också förs bort kan man korta tiden tills korna kan släppas på bete igen. Växtresterna bör också föras bort om gräset är så långt att det kan kväva återväxten om det ligger kvar.

(7)–(10): Uppfångningen i betesvegetationen är så stor att det förutom vid (7) tar mer än en månad innan aktivitetskoncentrationerna sjunker till acceptabel nivå. Korna måste stallas in och utfodras på annat sätt under övergångsperioden. För att vara på den säkra sidan bör korna stallas in redan vid förvarning om ett nedfall. Vid denna nedfallsnivå är det ännu mer motiverat än i fallet ovan att putsa betet eller ännu hellre slå ned och föra bort växtresterna för att få undan det mest förorenade materialet. Om gräset är långt och beståndet väl slutet kommer uppfångningen att vara stor. Det främsta syftet med åtgärden är att så långt som möjligt minimera tiden då korna måste vara installerade. Om nedfallet

sker sent på betessäsongen (10) är det dock tveksamt om dessa åtgärder är motiverade eftersom betessäsongen ändå snart är över. I betesfällor där gräset är högt vid nedfallstillfället bör det kanske ändå putsas. Om ett redan högt gräs får stå och växa ytterligare en månad utan att betas ned blir det annars lätt för mycket förorenat fjolårsgräs i början på nästa års betessäsong. Vid (8) måste korna förmodligen stallas in längre än 60 dagar, kanske för resten av säsongen, om ensilage från första skörden används. Å andra sidan har man i detta skede förmodligen tillgång till en andra skörd av acceptabel kvalitet som kanske kan användas istället. Om kontaminerat grönfoder används kommer det enligt prognosen att ge för hög aktivitetskoncentration i mjölk både vid (7) och (8).

Bortfört växtmaterial måste tas om hand i deponi eller möjligen användas i bioenergianläggning. Om betesvegetationen plastas in i balar kan balarna placeras vid sidan av fältet för mellanlagring innan slutlig deponering har iordningställts. Vid inplastningen bör fler lager plast än vanligt användas för att försäkra sig om att det inte går hål på plasten. Annars riskerar man att radiostrontium läcker ut till omkringliggande mark via pressaft. Alternativt kan man lägga balarna på en betongplatta där eventuellt läckage av växtsaft kan samlas upp. Balarna bör hållas under uppsikt under tiden de lagras. Möjligheten att använda förorenade grödor som biobränsle diskuteras i avsnitt 4.5.1 (se scenario (8) i beskrivning av motåtgärder vid nedfall för första skörd). Invändningarna mot användning som biobränsle är starkare än för vallfoder eftersom aktivitetskoncentrationerna av radiostrontium är högre. Om det är möjligt att använda betesgräs för energiproduktion borde det vara mest aktuellt att använda det för biogasframställning.

(11)–(15): Nedfallet är så stort att aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i mjölk förväntas ligga 3–7 gånger högre än gränsvärdet fortfarande 60 dagar efter nedfall vid alla nedfallstidpunkter. För sena nedfallstidpunkter är bedömningen att inga motåtgärder räcker för att få ner aktivitetskoncentrationerna tillräckligt i betesgräset innan betessäsongen är över. Om nedfallet sker vid tidpunkt 1 och 2 kan det dock vara möjligt att korna kan släppas på bete sent på säsongen. Under alla förhållanden måste korna hållas installerade eller i sluten lösdrift under en stor del av den återstående betessäsongen. Även om det inte alltid bidrar till att möjliggöra bete under innevarande säsong är det angeläget att försöka slå av och föra bort förorenat betesgräs för att sanera marken, vilket dock förutsätter att gräset har sådan höjd att mängden avslaget gräs blir någorlunda stor. Skälet är att undvika att aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i betet blir för hög även kommande år (bilaga 1, Tabell B1.1). För ler- och mulljordar bör det vara möjligt att få ned belastningen på marken tillräckligt mycket för att aktivitetskoncentrationerna i följande års betesvallar ska ligga under den kritiska nivån. För att vara på den säkra sidan kan man också överväga att bryta upp vallen och plöja och kalka jorden för att minska strontiums växttillgänglighet, särskilt om betesgräset vid nedfallet inte är så högt och slutet att uppfångningen inte är maximal, eller att det inte går att föra bort så mycket biomassa. Efter en sådan åtgärd bör en nyetablerad betes- eller slåttervall få acceptabel aktivitetskoncentration. För sandjordar är det ännu mer tveksamt om det räcker att bara föra bort betesgräset. Möjligen kan effekten bli tillräcklig om man därefter bryter upp vallen och plöjer och kalkar jorden för att minska strontiums växttillgänglighet. Om det visar sig att de föreslagna åtgärderna inte hjälper återstår att odla alternativa mindre känsliga grödor, t.ex. spannmål eller att lägga marken i träda tills vidare. Om man tvingas till sådana åtgärder på en stor del av gårdens areal torde det vara svårt att fortsätta med mjölkproduktion, åtminstone i samma skala som tidigare om man inte köper in en stor del av grovfodret från inte drabbade eller mindre förorenade områden.

Den bortförda växtbiomassan måste tas om hand på ett säkert sätt och läggas i deponi alternativt användas som biobränsle. Hur biomassa som ska läggas i deponi ska hanteras behandlas i scenarierna (7)–(10) ovan. Att använda starkt förorenat betesgräs för bioenergiproduktion känns dock tveksamt. Se vidare diskussion om användning av betesgräs som biobränsle ovan och den mer detaljerade diskussionen om vallgrödor som biobränsle i avsnitt 4.5.1.

Motåtgärder för bete på åkermark vid ekologisk mjölkproduktion

Följande motåtgärder kan vidtas för att minska överföringen från bete till ekologisk mjölk:

- fördröja betessläpp eller göra ett betesuppehåll
- putsa betet och låt gräset ligga kvar
- slå av och föra bort betesgräset (deponi)
- fördela radiostrontium i matjorden genom nedplöjning följt av nysådd
- kalka
- lägga marken i träda tills vidare.

Som framgår om man jämför tabell 4.17 med tabell 4.16 kan aktivitetskoncentrationerna av radiostrontium i mjölk under betesperioden bli nästan dubbelt så höga i ekologisk som i konventionell mjölkproduktion. Vid nedfallsnivån 1 000 kBq/m² kan betena inte användas i mjölkproduktionen under någon del av säsongen. Tabell 4.19 visar överskådligt vilka motåtgärder som är möjliga för att minska överföringen av radioaktivt strontium till mjölk via bete.

Tabell 4.19. Motåtgärdsmatris, bete på åkermark för ekologisk mjölkproduktion.

Nedfalls- nivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
10	(1) • ingen åtgärd	(2) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort)	(3) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort)	(4) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort)	(5) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort)
100	(6) • betesuppehåll • putsa betet	(7) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort (• energigröda)	(8) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort (• energigröda)	(9) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort (• energigröda)	(10) • betesuppehåll • putsa betet (• energigröda)
1 000	(11) • betesuppehåll • plöja och så om • kalka (• lägga marken i träda)	(12) • betesuppehåll • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• lägga marken i träda)	(13) • betesuppehåll • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• lägga marken i träda)	(14) • betesuppehåll • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• lägga marken i träda)	(15) • betesuppehåll • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• lägga marken i träda)

Kommentarer till tabell 4.19 – Bete på åkermark

(1): Den förväntade aktivitetskoncentrationen radiostrontium i mjölken är så pass låg att inga specifika motåtgärder behövs, förutsatt att prognosen håller. Mjölkkorna är fortfarande installerade men bör kunna släppas på bete vid normal tid efter att provtagning och analys bekräftat att aktivitetskoncentrationerna i betesgräset är tillräckligt låga.

(2)–(5), (6): Aktivitetskoncentrationen i mjölk förväntas ligga över gränsvärdet men inte mer än att det förväntas sjunka under detsamma inom 30 dagar. Man tvingas ställa in korna några veckor. För att vara på den säkra sidan bör korna ställas in redan vid förvarning om ett nedfall. Eftersom prognoserna är osäkra är det viktigt mäta aktivitetskoncentrationerna i betesgräset innan korna åter släpps på bete. För att snabbare få ned aktivitetskoncentrationerna kan man så snabbt som möjligt efter nedfallet putsa betet. Då trycks det förorenade gräset ned och nytt mindre förorenat gräs växer upp.

Om växtresterna också förs bort kan man förkorta tiden tills korna kan släppas på bete igen ännu mer. Växtresterna bör också föras bort om gräset är så långt att det kan kväva återväxten om det ligger kvar. Vid (6) har tillväxten knappt startat så då lär det inte finnas mycket att föra bort. Putsning kan dock i bästa fall medföra att man kan betessläppa i normal tid.

(7)–(10): Uppfångningen i betesvegetationen är så stor att det tar mer än en månad innan aktivitetskoncentrationerna sjunker till acceptabel nivå. Korna måste ställas in och utfodras på annat sätt under övergångsperioden. För att vara på den säkra sidan bör korna ställas in redan vid förvarning om ett nedfall. Vid denna nedfallsnivå det ännu mer motiverat än i fallet ovan att putsa betet eller ännu hellre slå ned och föra bort växtresterna för att få undan det mest förorenade materialet. Om gräset är långt och beståndet väl slutet kommer uppfångningen att vara stor. Det främsta syftet med åtgärden är att så långt som möjligt minimera tiden då korna måste vara installerade. Om nedfallet sker sent på betessäsongen (10) är det inte sannolikt att dessa åtgärder hinner få tillräcklig effekt eftersom betessäsongen snart är över. I betesfällor där gräset är högt vid nedfallstillfället

bör det kanske ändå putsas. Om ett redan högt gräs får stå och växa ytterligare en månad utan att betas ned blir det annars lätt för mycket förorenat fjolårsgräs i början på nästa års betessäsong. Vid (8) måste korna förmodligen stallas in längre än 60 dagar, kanske för resten av säsongen, om ensilage från första skörden används. Å andra sidan har man i detta skede förmodligen tillgång till en andra skörd av acceptabel kvalitet som kanske kan användas istället. Om kontaminerat grönfoder används kommer det enligt prognosen att ge för hög aktivitetskoncentration i mjölken både vid (7) och (8).

Bortfört växtmaterial måste tas om hand i deponi eller möjligen användas i bioenergianläggning. Om betesvegetationen pressas och plastas in bör fler lager plast än vanligt användas för att försäkra sig om att det inte går hål på plasten. Annars riskerar man att radiostrontium läcker ut till omkringliggande mark via pressaft. Alternativt kan man lägga balarna på en betongplatta där eventuellt läckage av växtsaft kan samlas upp. Balarna bör hållas under uppsikt under tiden de lagras. Möjligheten att använda förorenade grödor som biobränsle diskuteras i avsnitt 4.5.1 (se scenario (8) i beskrivning av motåtgärder vid nedfall för första skörd). Invändningarna mot användning som biobränsle är starkare än för ensilage eftersom strontiumaktivitetskoncentrationerna är högre i betesgräs. Om det är möjligt att använda betesgräs för energiproduktion borde det vara mest aktuellt att använda det för biogasframställning. Att använda det i förbränningsanläggningar är kanske mindre realistiskt, eftersom det handlar om små mängder per ytenhet.

(11)–(15): Nedfallet är så stort att aktivitetskoncentrationen radiostrontium i mjölk förväntas ligga 5–10 gånger över gränsvärdet fortfarande 60 dagar efter nedfall vid alla nedfallstidpunkter. Förmodligen finns inga motåtgärder som tillräckligt får ner aktivitetskoncentrationerna i betesgräset innan betessäsongen är över. Korna måste hållas installerade eller i sluten lösdrift under den återstående betessäsongen. Även om det inte alltid bidrar till att möjliggöra bete under innevarande säsong är det angeläget att försöka slå av och föra bort förorenat betesgräs för att sanera marken, vilket dock förutsätter att gräset har sådan höjd att mängden avslaget gräs blir någorlunda stor. Skälet är att undvika att aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i betet blir för hög även kommande år (Bilaga 1, Tabell B1.1.) För ler- och mulljordar bör det vara möjligt att få ned belastningen på marken tillräckligt mycket för att aktivitetskoncentrationerna i följande års betesvallar ska ligga under den kritiska nivån. För att vara på den säkra sidan kan man också överväga att bryta upp vallen och plöja och kalka jorden för att minska strontiums växttillgänglighet, särskilt om betesgräset vid nedfallet inte är så högt och slutet att uppfångningen är maximal eller att det inte går att föra bort så mycket biomassa. Efter en sådan åtgärd bör en nyetablerad betes- eller slåttervall få acceptabel aktivitetskoncentration. För sandjordar är det ännu mer tveksamt om det räcker att bara föra bort betesgräset. Möjligen kan effekten bli tillräcklig om man därefter bryter upp vallen och plöjer och kalkar jorden för att minska strontiums växttillgänglighet. Om det visar sig att de föreslagna åtgärderna inte hjälper återstår att odla alternativa mindre känsliga grödor, t.ex. spannmål eller att lägga marken i träda tills vidare. Om man tvingas till sådana åtgärder på en stor del av gårdens areal torde det vara svårt att fortsätta med mjölkproduktion åtminstone i samma skala som tidigare om man inte köper in en stor del av grovfodret från inte drabbade eller mindre förorenade områden.

Den bortförda växtbiomassan måste tas om hand på ett säkert sätt och läggas i deponi alternativt användas som biobränsle. Att använda starkt förorenat betesgräs för bioenergiproduktion känns dock ytterst tveksamt. Se vidare diskussion om användning av betesgräs som biobränsle vid (7)–(10) ovan och den mer detaljerade diskussionen om vallgrödor som biobränsle i diskussionen av motåtgärder, scenario (8) i avsnitt 4.5.1.

4.6 Slåttervall, spannmål och naturbete till nötköttsproduktion

Inom nötköttsproduktionen finns flera uppfödningssystem med varierande intensitet, foderstat och uppfödningstid. I denna rapport har överföringen av radiostrontium till nötkött i uppfödningssystemen stut, grovfodertjur och mjölkko till slakt beräknats. Skillnaderna mellan uppfödningssystemen beror främst på hur foderstaten ser ut (tabell 4.20) och är mindre under vintern, då djuren utfodras på stall, än under betesperioden.

Hänsyn bör tas till att det tar relativt lång tid för köttjuren att komma i jämvikt, se bilaga 5. De uträkningar som föreligger i kött nedan har beräknats då jämvikt råder varför vissa aktivitetskoncentrationer kan komma att överskattas.

Tabell 4.20. Foderstater de sista månaderna före slakt för stutar, grovfodertjuror och mjölkko vid vinterutfodring och vid sommarutfodring med bete.

	Vinterutfodring		Sommarutfodring		
	Ensilage (kg ts)	Spannmål (kg ts)	Bete (kg ts)	Ensilage (kg ts)	Spannmål (kg ts)
Stut	8	1	8	-	-
Grovfodertjur	5	5	-	5	5
Mjölkko för	9	3	-	9	3

4.6.1 Vinterutfodring

Förväntade aktivitetskoncentrationer av radiostrontium i nötkött i olika uppfödningssystem vid vinterutfodring på stall har beräknats för foderstater med ensilage som grovfoder (se tabell 4.11) och spannmål som kraftfoder (se tabell 4.20).

Tabell 4.21. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i nötkött (Bq/kg) vid vinterutfodring av stutar efter olika nedfallstidpunkter och nedfallsnivåer om inga motåtgärder vidtas. Skuggade värden ligger över gränsvärdet på 750 Bq/kg. % fr spml = spannmålets procentuella bidrag till radiostrontiuminnehåll i köttet.

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
10	3	10	37	16	35
100	30	100	370	160	350
1 000	300	1 000	3 700	1 600	3 500
% fr spml	<1	<1	<1	2	2

Vid uppfödning av stutar blir aktivitetskoncentrationerna lägre än EU:s gränsvärde vid alla nedfallstidpunkter vid de båda lägsta nedfallsnivåerna, men bara vid tidpunkt 1 vid den högsta (tabell 4.21). Grovfodertjuror utfodras, till skillnad från stutar, på stall hela uppfödningssperioden, och går således på ungefär samma foderstat oavsett säsong (se tabell 4.20). Förväntade aktivitetskoncentrationer i nötkött för grovfodertjuror redovisas i tabell 4.22. Som framgår av tabellerna 4.21, 4.22 och 4.23 är överföringen av radiostrontium till kött ungefär lika i förhållande till EU:s gränsvärde i de olika uppfödningssystemen vid utfodring vintertid.

Beräkningar:

Vid beräkningarna av aktivitetskoncentrationen i nötkött används en s.k. ”Meat transfer factor”, F_f :

$$F_f = \frac{\text{Aktivitetskoncentration i kött, (Bq/kg)}}{\text{Dagligt intag av radiostrontium, (Bq/kg)}} \quad (1)$$

Omräkning av aktivitetskoncentrationer i foder till aktivitetskoncentrationer i nötkött:

För denna beräkning skrivs formel (1) om så här:

$$\text{Aktivitetskoncentrationen Sr i kött} = \text{Dagligt Sr-intag} \times F_f \text{ (Bq/kg kött)} \quad (2)$$

Det dagliga intaget beror på djurens konsumtion av grovfoder och spannmål enligt följande:

$$\text{Dagligt Sr-intag} = (\text{Sr-aktivitetskoncentration i grovfoder} \times \text{Mängd grovfoder}) + (\text{Sr-aktivitetskoncentration i spannmål} \times \text{Mängd spannmål}) \quad (3)$$

Vid situationen 100 kBq nedfall per m² och tidpunkt 3 blir aktivitetskoncentrationen i vallgräs 31 600 Bq/kg enligt tabell 4.11 och vårsäd är 100 Bq/kg enligt tabell 4.2. Om vi antar att konsumtionen är 5 kg grovfoder/dag och 5 kg spannmål (vårsäd)/dag (grovfodertjur enligt tabell 4.20) blir det dagliga intaget enligt (3):

$$\text{Dagligt Sr-intag} = (31\,600 \text{ Bq/kg} \times 5 \text{ kg/dag}) + (100 \text{ Bq/kg} \times 5 \text{ kg/dag}) = 158\,500 \text{ Bq/dag}$$

Enligt IAEA (2010) varierar den förväntade ”meat transfer factor”, F_f , vid nötköttsproduktion mellan 0,0002 och 0,009 dag/kg, med ett medelvärde på 0,0013 dag/kg. Vi använder medelvärdet i våra beräkningar.

Enligt formel (2) blir strontiumaktivitetskoncentrationen i nötkött från grovfodertjur:

$$\text{Aktivitetskoncentrationen Sr i kött} = 163\,000 \text{ Bq/dag} \times 0,0013 \text{ dag/kg} = 207 \text{ Bq/kg kött (jfr. tabell 4.22.)}$$

Beräkning av den kritiska aktivitetskoncentrationen i foder för nötköttsproduktion:

EU-gränsvärdet för radiostrontium i kött är 750 Bq/kg. Om formel (1) skrivs om kan vi beräkna vad detta motsvarar i dagligt strontiumintag via foder (vi förutsätter här att endast grovfodret är förorenat):

$$\text{Dagligt intag} = \frac{\text{Gränsvärde Sr i nötkött}}{F_f} = \frac{750 \text{ Bq/dag}}{0,0013 \text{ dag/kg}} = 576\,920 \text{ Bq/dag}$$

Med en konsumtion av vallgräs på 5 kg ts per djur och dag blir motsvarande aktivitetskoncentration i vallgräs

$$= \frac{\text{Intag via vallgräs}}{\text{Konsumerad mängd vallgräs}} = \frac{576\,920 \text{ Bq/dag}}{5 \text{ kg ts/dag}} = 115\,380 \text{ Bq/kg ts}$$

Om aktivitetskoncentrationen i vallgräs kan förväntas överstiga 115 000 Bq/kg ts vid skörd är risken alltså stor att aktivitetskoncentrationen i nötkött från uppfödda tjurkarvar kommer att överstiga EU:s gränsvärde. Om aktivitetskoncentrationen anges per våtvikt är motsvarande värde ca 23 000 Bq/kg.

Tabell 4.22. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i nötkött (Bq/kg) vid vinterutfodring enligt modell med uppfödning av tjurar, vid olika nedfallstidpunkter och nedfallsnivåer om inga motåtgärder vidtas. Skuggade värden ligger över gränsvärdet på 750 Bq/kg.
% fr spml = spannmålsens (vårsäd) procentuella bidrag till radiostrontiuminnehåll i nötkött.

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
10	1	5	21	10	21
100	10	50	210	100	210
1 000	100	500	2 100	1 000	2 100
% fr spml	1	<1	<1	13	9

Tabell 4.23. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i nötkött (Bq/kg) vid vinterutfodring till mjölkkor tiden före slakt, vid olika nedfallstidpunkter och nedfallsnivåer om inga motåtgärder vidtas. Skuggade värden ligger över gränsvärdet på 750 Bq/kg.
% fr spml = spannmålsens (vårsäd) procentuella bidrag till radiostrontiuminnehåll i nötkött.

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
10	3	10	37	16	36
100	30	100	370	160	360
1 000	300	1 000	3 700	1 600	3 600
% fr spml	<1	<1	<1	5	3

Motåtgärder för vinterfoder till nötköttsproduktion med stutar, grovfodertjurar och mjölkkor som ska till slakt

Följande motåtgärder kan vidtas för att minska överföringen från vall till nötkött:

- slå av och föra bort betesgräset (deponi)
- använda grödan för energiproduktion
- fördela radiostrontium i matjorden genom nedplöjning följt av nysådd
- kalka
- lägga marken i träda.

Som illustreras av tabellerna 4.21, 4.22 och 4.23 är risken för överföring av radiostrontium från foder till nötkött inte något stort problem vid de lägre nedfallsnivåerna om förorenat foder används vid stallutfodring. Vid nedfallsnivån 10 kBq/m² och 100 kBq/m² kan kontaminerat foder användas utan restriktioner i alla produktionsformerna. Vid nedfallsnivån 1 000 kBq/m² riskerar man att gränsvärdet överskrider och att motåtgärder kan behövas. Grovfodret ger ensamt upphov till aktivitetskoncentrationer av radiostrontium i nötkött som överskrider EU:s gränsvärde på 750 Bq/kg kött. Spannmålets bidrag till överföringen av radiostrontium från foder till nötkött är litet (som högst 13 %) och av denna anledning är det främst av intresse att fokusera på motåtgärder inom vallodlingen för att minska överföringen av radiostrontium till nötkött. I tabell 4.24 nedan visas överskådligt möjliga motåtgärder inom vallodling avsedd för nötköttsproduktion.

Tabell 4.24. Motåtgärdsmatris, för vallodling avsedd för nötköttsproduktion.

Nedfalls- nivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
	<i>Första skörd:</i>			<i>Andra skörd:</i>	
10	(1) • ingen åtgärd	(2) • ingen åtgärd	(3) • ingen åtgärd	(4) • ingen åtgärd	(5) • ingen åtgärd
100	(6) • ingen åtgärd	(7) • ingen åtgärd	(8) • ingen åtgärd	(9) • ingen åtgärd	(10) • ingen åtgärd
1 000	(11) • ingen åtgärd	(12) • ingen åtgärd ^a • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• energigröda) (• lägga marken i träda)	(13) • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• energigröda) (• lägga marken i träda)	(14) • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• energigröda) (• lägga marken i träda)	(15) • slå av, föra bort • plöja och så om • kalka (• energigröda) (• lägga marken i träda)

^a Gäller uppfödning av tjurkalvar.

Kommentarer till tabell 4.24 - Vallodling

Första skörd:

(1)–(3), (6)–(8): Vid nedfallsnivåerna 10 och 100 kBq/m² och vid tidpunkt 1 vid den högsta nedfallsnivån blir aktivitetskoncentrationen radiostrontium i nötkött så låg att inga specifika motåtgärder behövs, förutsatt att prognosen håller. Den åtgärd som ändå är

aktuell är kontinuerlig provtagning och analys av grödan för att bekräfta att aktivitetskoncentrationerna i betesgräset är tillräckligt låga.

(11)–(13): Vid tidpunkt 1 behövs egentligen inga åtgärder när grödan används för nötköttsproduktion. I de fall det handlar om mjölkkor till slakt, och marken också kan bli aktuell för foderproduktion till lakterande mjölkkor, bör de åtgärder rekommenderas i avsnitt 4.5.1 övervägas vid alla tidpunkter på denna nedfallsnivå. Vid tidpunkterna 2 och 3 och nedfallsnivån 1 000 kBq/m² kan aktivitetskoncentrationen radiostrontium i nötkött bli så hög att den kritiska aktivitetskoncentrationen överskrider för stutar och mjölkkor till slakt. Vid dessa nedfallsnivåer är det viktigt att slå av och föra bort grödan för att bereda väg för en återväxt med acceptabel aktivitetskoncentration och för att uppnå en marksanerande effekt. Det senare ger, vid denna höga nedfallsnivå, en önskvärd minskning i upptaget i återväxt och kommande års grödor. Den kritiska aktivitetskoncentrationen i vallgräset är i detta fall ca 62 000 Bq/kg ts vilket är långt över de förväntade aktivitetskoncentrationerna under kommande år. (bilaga 1, tabell B1.1). För uppfödning av tjurar behövs åtgärden i princip inte vid nedfallsnivå 2, men om man inte slår av grödan blir belastningen på marken ganska hög. Om grödan plastas in i balar kan balarna placeras vid sidan av fältet för mellanlagring innan slutlig deponi har iordningställts. Vid inplastningen bör fler lager plast än vanligt användas för att försäkra sig om det inte går hål på plasten. Annars riskerar man att radiostrontium läcker ut till omkringliggande mark via pressaft. Alternativt kan man lägga balarna på en betongplatta där eventuellt läckage av växtsaft kan samlas upp. Balarna bör hållas under uppsikt under tiden de lagras.

Vid denna höga nedfallsnivå gäller samma tveksamhet om huruvida vallgrödan kan hanteras på ett säkert sätt i en bioenergianläggning, som diskuterades i avsnitt 4.5.1 om ensilage till vinterutfodring av mjölkkor (diskussion om motåtgärder i detta avsnitt).

Andra skörd:

(4)–(5), (9)–(10): Vid nedfallsnivåerna 10 och 100 kBq/m² blir aktivitetskoncentrationen radiostrontium i nötkött så låg att inga specifika motåtgärder behövs, förutsatt att prognosen håller. Den åtgärd som ändå är aktuell är kontinuerlig provtagning och analys av grödan som bekräftar att aktivitetskoncentrationerna i betesgräset är tillräckligt låga.

(14)–(15): Liksom vid första skörden blir aktivitetskoncentrationen radiostrontium i nötkött vid denna nedfallsnivå så hög att motåtgärder är nödvändiga. Det är viktigt att slå av och föra bort grödan för att bereda väg för en återväxt med acceptabel aktivitetskoncentration och för att uppnå en marksanerande effekt. I övrigt gäller samma resonemang kring åtgärder som för (11)–(13) vid nedfall före första skörd ovan, inklusive att i de fall det handlar om mjölkkor till slakt och marken också kan bli aktuell för foderproduktion till lakterande mjölkkor, bör de åtgärder som rekommenderas i avsnitt 4.5.1 övervägas på denna nedfallsnivå.

4.6.2 Nötköttsproduktion på betesvall på åkermark

Mer extensiva uppfödningssystem i nötköttsproduktion baseras oftast på betesdrift. Stutar kan slutuppfödas på bete om de är födda på hösten, men vårfödda stutar brukar slutuppfödas på stall och slaktas under senvinter. I detta avsnitt behandlas bete anlagt på åkermark för nötköttsproduktion. Naturbetesmark för nötköttsproduktion behandlas i avsnitt 4.6.3.

I tabell 4.25 redovisas förväntade aktivitetskoncentrationer i nötkött från höstfödda stutar som slutuppföds till slakt på åkermarksbete. Beräkningen bygger på de aktivitetskoncentrationer radiostrontium i betesvegetationen som redovisas i tabell 4.15 och avser ett intag av betesgräs på 8 kg ts/dag.

Enligt tabell 4.25 är aktivitetskoncentrationen i nötkött vid bete högre än aktivitetskoncentrationen i nötkött vid stallutfodring (jfr. tabellerna 4.21, 4.22 och 4.23). Detta beror på att betet uppvisar högre aktivitetskoncentrationer av radiostrontium än

ensilage vid jämförbara nedfallsnivåer och tidpunkter. Vid den lägsta nedfallsnivån överskrider inte gränsvärdet vid några nedfallstidpunkter och 30 dagar efter nedfall kan betet användas inom nötköttsproduktion även vid nedfallsnivån 100 kBq/m². Föreslagna motåtgärder för på bete på åkermark för nötköttsproduktion redovisas i tabell 4.26 nedan.

Tabell 4.25. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i nötkött (Bq/kg) vid produktion baserad på bete på åkermark, 3, 30, 60 dagar efter nedfall vid olika tidpunkter och nedfallsnivåer om inga motåtgärder vidtas. Skuggade värden ligger över gränsvärdet på 750 Bq/kg kött.

Nedfallsniv (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
<i>3 dagar efter nedfall</i>					
10	14	210	220	240	240
100	140	2 100	2 200	2 400	2 400
1 000	1 400	21 000	22 000	24 000	24 000
<i>30 dagar efter nedfall</i>					
10	9	17	25	36	46
100	90	170	250	360	460
1 000	900	1 700	2 500	3 600	4 600
<i>60 dagar efter nedfall</i>					
10	6	7	9	13	19
100	60	70	90	130	190
1 000	600	700	900	1 300	1 900

Motåtgärder för bete på åkermark till nötköttsproduktion

Följande motåtgärder kan vidtas för att minska överföringen från bete på åkermark till nötköttsproduktion:

- fördröja betessläpp eller göra ett betesuppehåll
- slå av och föra bort betesgräset (deponi)
- putsa betet och låt gräset ligga kvar
- använda grödan för energiproduktion.

Som visas i tabell 4.25 kan aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i nötkött, hos djur som uppföds på bete på åkermark sista tiden fram till slakt, hamna över gränsvärdet vid de högre nedfallsnivåerna. Vilka åtgärder som kan vidtas vid olika nedfallsnivåer och tidpunkter framgår översiktligt av tabell 4.26.

Tabell 4.26. Motåtgärdsmatris för bete på åkermark avsett för nötköttsproduktion.

Nedfalls nivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
10	(1) • ingen åtgärd	(2) • ingen åtgärd	(3) • ingen åtgärd	(4) • ingen åtgärd	(5) • ingen åtgärd
100	(6) • ingen åtgärd	(7) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort) (• energigröda)	(8) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort) (• energigröda)	(9) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort) (• energigröda)	(10) • betesuppehåll • putsa betet (• energigröda)
1 000	(11) • betesuppehåll • slå av, föra bort • putsa betet	(12) • betesuppehåll • slå av, föra bort • putsa betet	(13) • betesuppehåll • slå av, föra bort • putsa betet	(14) • betesuppehåll • slå av, föra bort • putsa betet	(15) • betesuppehåll • slå av, föra bort • putsa betet

Kommentarer till tabell 4.26 – Bete på åkermark

(1)–(5), (6): Den förväntade aktivitetskoncentrationen radiostrontium i nötkött blir så låg att inga specifika motåtgärder behövs, förutsatt att prognosen håller. Den åtgärd som ändå är aktuell är kontinuerlig provtagning och analys av grödan för att bekräfta att aktivitetskoncentrationerna i betesgräset är tillräckligt låga.

(7)–(10): Aktivitetskoncentrationen i nötkött förväntas ligga över gränsvärdet men inte mer än att det förväntas sjunka under detsamma inom 30 dagar. Man tvingas ställa in djuren några veckor. För att vara på den säkra sidan bör djuren stallas in redan vid förvarning om ett nedfall. Eftersom prognoserna är osäkra är det viktigt att mäta aktivitetskoncentrationen i betesgräset innan djuren åter släpps på bete. För att snabbare få ned aktivitetskoncentrationerna kan man så snabbt som möjligt efter nedfallet putsa betet. Då trycks det förorenade gräset ned och nytt och mindre förorenat gräs växer upp. Om växtresterna också förs bort kan man korta tiden tills djuren kan släppas på bete igen ännu mer. Växtresterna bör också föras bort om gräset är så långt att det kan kväva återväxten om det ligger kvar.

Bortfört växtmaterial måste tas om hand i deponi eller möjligen användas i bioenergianläggning. Om betesvegetationen pressas och plastas in bör fler lager plast än vanligt användas för att försäkra sig om att det inte går hål på plasten. Annars riskerar man att radiostrontium läcker ut till omkringliggande mark via pressaft. Alternativt kan man lägga balarna på en betongplatta där eventuellt läckage av växtsaft kan samlas upp. Balarna bör hållas under uppsikt under tiden de lagras. Möjligheten att använda förorenade grödor som biobränsle diskuteras i avsnitt 4.5.1 (se scenario (8) i beskrivning av motåtgärder vid nedfall för första skörd). Invändningarna mot användning som biobränsle är starkare än för ensilage eftersom Sr-aktivitetskoncentrationerna är högre i betesgräs. Om det är möjligt att använda betesgräs för energiproduktion borde det vara mest aktuellt att använda det för biogasframställning. Att använda det i förbränningsanläggningar är kanske mindre realistiskt, eftersom det handlar om små mängder per ytenhet.

(11)–(15): Vid den högsta nedfallsnivån är nedfallet så stort att det förväntas dröja nästan 60 dagar innan aktivitetskoncentrationen radiostrontium i betet sjunker under den kritiska nivån, om nedfallet sker vid tidpunkt 1. Om nedfallet sker vid tidpunkt 2 förväntas detta

ske lite mer än 60 dagar efter nedfall. Vid tidpunkt 4 och definitivt vid tidpunkt 5 är det inte sannolikt att aktivitetskoncentrationerna blir tillräckligt låga innan betessäsongen är över, om inga åtgärder vidtas. För att korta perioden då djuren måste hållas installerade eller i sluten lösdrift är det angeläget att försöka slå av och föra bort förorenat betesgräs. De betesfällor där gräset är tätt och någorlunda högvuxet är de som är mest lämpliga för åtgärden. Om gräset är för kort för att få bort nämnvärda mängder får man nöja sig med att putsa det. Med dessa åtgärder får man snabbare en återväxt med acceptabel aktivitetskoncentration. Om uppfångningen är stor och det går att få bort en någorlunda stor mängd gräs får denna åtgärd också en sanerande effekt på marken. Sanering är i och för sig inte nödvändig för att på längre sikt få tillräckligt låga aktivitetskoncentrationer i betet ens på de känsligaste sandjordarna, men det är ändå bra att minska belastningen när nedfallet är på denna höga nivå. Att träda jorden blir inte aktuellt vid nötköttsproduktion om prognosen stämmer.

Om nedfallet sker sent på betessäsongen (15) är det inte sannolikt att åtgärderna ovan hinner få tillräcklig effekt eftersom betessäsongen snart är över. I betesfällor där gräset är högt vid nedfallstillfället bör det kanske ändå putsas. Om ett redan högt gräs får stå och växa ytterligare en månad utan att betas ned blir det annars lätt för mycket förorenat fjölårsgräs i början på nästa års betessäsong.

Den bortförda växtbiomassan måste tas om hand på ett säkert sätt och läggas i deponi alternativt användas som biobränsle. Att använda starkt förorenat betesgräs för bioenergiproduktion känns dock ytterst tveksamt. Se vidare diskussion om användning av betesgräs som biobränsle vid (7)–(10) ovan och den mer detaljerade diskussionen om vallgrödor som biobränsle i diskussionen av motåtgärder, scenario (8) i avsnitt 4.5.1.

4.6.3 Nötköttsproduktion med bete på naturbetesmark

Naturbetesmarker får normalt en högre aktivitetskoncentration av radiostrontium i betesgräset än betesvall på åker vid en jämförbar nedfallsnivå. Naturbeten fångar enligt [Rosén & Eriksson, 2008] upp ungefär tre gånger mer radiostrontium per kilogram torrsbstans än betesvall, och liknande uppgifter finns i såväl i internationell som i svensk litteratur [Ellis m.fl., 1965, Fredriksson, 1963]. I tabell 4.27 har vi därför skattat aktivitetskoncentrationerna av radiostrontium i naturbete vid olika nedfallsnivåer och tidpunkter genom att multiplicera aktivitetskoncentrationerna i betesvall i tabell 4.15 med en faktor 3. Aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i betet blir generellt högre ju senare under säsongen nedfall sker. Samtidigt avtar aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i betesgräset med tiden när nedfallet väl skett på grund av utspädning vid betets tillväxt och avspolning via regn och vind.

Tabell 4.27. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i bete på naturbetesmark (Bq/kg ts) 3, 30 och 60 dagar efter nedfall vid olika nedfallsnivåer och tidpunkter.

Nedfallsniv (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
<i>3 dagar efter nedfall</i>					
10	4 020	60 990	63 450	68 670	68 670
100	40 200	609 900	634 500	686 700	686 700
1 000	402 000	6 099 000	6 345 000	6 867 000	6 867 000
<i>30 dagar efter nedfall</i>					
10	2 640	4 830	7 290	10 410	13 200
100	26 400	48 300	72 900	104 100	132 000
1 000	264 000	483 000	729 000	1 041 000	1 320 000
<i>60 dagar efter nedfall</i>					
10	1 860	2 010	2 640	3 660	5 340
100	18 600	20 100	26 400	36 600	53 400
1 000	186 000	201 000	26 4000	366 000	534 000

Det är viktigt att hålla i minnet att data i tabell 4.27 bygger på en prognos för aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i grödan om inga motåtgärder vidtas. Oavsett om åtgärder vidtas är det viktigt att kontinuerligt mäta grödans aktivitetskoncentration under växtsäsongen och kontrollera att prognosen håller.

I tabell 4.28 redovisas förväntade aktivitetskoncentrationer av radiostrontium i nötkött baserat på de ovan beräknade aktivitetskoncentrationerna radiostrontium i betet och med ett betesintag på 8 kg ts/dag.

På grund av den högre aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i naturbetesgräs än i gräs från betesvall på åker blir aktivitetskoncentrationerna av radiostrontium i nötkött högre vid naturbete. Vid den lägsta nedfallsnivån överskrids inte gränsvärdet vid någon nedfallstidpunkt, medan aktivitetskoncentrationerna vid den högsta nedfallsnivån förväntas bli för höga vid alla nedfallstidpunkter också 60 dagar efter nedfall. Föreslagna motåtgärder för naturbetesmarker till nötköttsproduktion redovisas översiktligt i tabell 4.29.

Motåtgärder för naturbetesmarker till nötköttsproduktion

Naturbetesmarker är ofta blockiga och steniga och åtgärder som kräver användande av olika redskap kan därför vara mycket svåra att genomföra. Följande motåtgärder kan eventuellt vidtas för att minska överföringen från naturbetesmarker i nötköttsproduktion:

- fördröja betessläpp eller göra ett betesuppehåll
- putsas betet och låt gräset ligga kvar
- slå av och föra bort betesgräset (deponi).

Tabell 4.28. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i nötkött (Bq/kg) vid bete på naturbetesmark 3, 30, 60 dagar efter nedfall vid olika nedfallstidpunkter och nedfallsnivåer om inga motåtgärder vidtas. Skuggade värden ligger över gränsvärdet på 750 Bq/kg kött.

Nedfallsni (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
<i>3 dagar efter nedfall</i>					
10	42	630	660	710	710
100	420	6 300	6 600	7 100	7 100
1 000	4 200	63 000	66 000	71 000	71 000
<i>30 dagar efter nedfall</i>					
10	27	50	76	110	140
100	270	500	760	1 100	1 400
1 000	2 700	5 000	7 600	11 000	14 000
<i>60 dagar efter nedfall</i>					
10	19	21	27	38	56
100	190	210	270	380	560
1 000	1 900	2 100	2 700	3 800	5 600

Tabell 4.29. Motåtgärdsmatris, naturbetesmark vid nötköttsproduktion.

Nedfalls- nivå (kBq/m ²)	Tidpunkt				
	1	2	3	4	5
10	(1) • ingen åtgärd	(2) • ingen åtgärd	(3) • ingen åtgärd	(4) • ingen åtgärd	(5) • ingen åtgärd
100	(6) • ingen åtgärd	(7) • betesuppehåll • putsa betet	(8) • betesuppehåll • putsa betet	(9) • betesuppehåll • putsa betet	(10) • betesuppehåll • putsa betet
1 000	(11) • betesuppehåll • putsa betet	(12) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort)	(13) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort)	(14) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort)	(15) • betesuppehåll • putsa betet (• slå av, föra bort)

Som visas i tabell 4.28 kan aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i nötkött i många fall hamna långt över gränsvärdet om förorenade naturbetesmarker används. Vilka åtgärder som kan användas vid olika nedfallsnivåer och tidpunkter framgår översiktligt av tabell 4.29.

Kommentarer till tabell 4.29 - Naturbetesmark

(1)–(5), (6): Den förväntade aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i nötkött ligger under gränsvärdet. Vid alla nedfallstidpunkter utom den första ligger dock de förväntade aktivitetskoncentrationerna nära gränsvärdet. Eftersom aktivitetskoncentrationen i betesgräset snabbt sjunker samtidigt som det tar tid innan aktivitetskoncentrationen i

djurkroppen når jämviktsnivån (bilaga 5) torde risken att aktivitetskoncentrationerna i kött blir för höga vara liten. Det är dock nödvändigt att genom provtagning och analys kontrollera att aktivitetskoncentrationerna i betesgräset är tillräckligt låga.

(7)–(10): Uppfångningen i betesvegetationen är så stor att det förutom vid (7) tar mer än en månad innan aktivitetskoncentrationerna sjunker till acceptabel nivå. Djuren måste stallas in några veckor och utfodras med okontaminerat foder under övergångsperioden. För att vara på den säkra sidan bör korna stallas in redan vid förvarning om ett nedfall. Vid denna nedfallsnivå är det motiverat att putsa betet för att få ned det förorenade gräset mot marken och få nytt gräs med lägre aktivitetskoncentrationer. Det främsta syftet med åtgärden är att så långt möjligt minimera tiden då djuren måste vara installerade. Om nedfallet sker sent på betessäsongen (10) är det dock tveksamt om dessa åtgärder är motiverade eftersom betessäsongen ändå snart är över. I betesfällor där gräset är högt vid nedfallstillfället bör det kanske ändå putsas. Om ett redan högt gräs får stå och växa ytterligare en månad utan att betas ned blir det annars lätt för mycket förorenat fjolårsgräs i början på nästa års betessäsong.

(11)–(15): Vid den högsta nedfallsnivån är nedfallet så stort att aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i nötkött kan förväntas hamna en bra bit över gränsvärdet fortfarande 60 dagar efter nedfall. Djuren måste hållas installerade eller i sluten lösdrift och utfodras med okontaminerat foder. Vid tidpunkt 1 är det mest aktuellt att putsa betet för att snabbare få en återväxt med acceptabel aktivitetskoncentration. Vid övriga nedfallstidpunkter vid denna nedfallsnivå är det angeläget att försöka slå av och föra bort förorenat betesgräs. De betesfällor där gräset är tätt och någorlunda högvuxet är de som är mest lämpliga för åtgärden. Om uppfångningen är god och det går att få bort en någorlunda stor mängd gräs får denna åtgärd också en sanerande effekt på marken. Sanering är inte nödvändig för att på längre sikt få tillräckligt låga aktivitetskoncentrationer i betet ens på de känsligaste sandjordarna, men det är ändå bra att minska belastningen när nedfallet är på denna höga nivå. Enligt tabell B1.1 i bilaga 1 blir radiostrontiumaktivitetskoncentrationen i naturbete 20 000 Bq/kg ts och från data i tabell 4.28 kan man räkna ut att den kritiska aktivitetskoncentrationen vid nötköttsproduktion är ca 72 000 Bq/kg ts. Att lägga marken i träda blir följaktligen inte aktuellt vid nötköttsproduktion om siffrorna i tabell B1.1 i bilaga 1 stämmer.

Den bortförda växtbiomassan måste tas om hand på ett säkert sätt och läggas i deponi alternativt användas som biobränsle. Att använda starkt förorenat betesgräs för bioenergiproduktion känns dock tveksamt.

4.7 Övriga grödor

För andra grödor än de som behandlats ovan finns bara dataunderlag för att kunna beräkna nedfall i växande gröda för potatis. För oljeväxter är det svårt att finna kunskap om överföring av radiostrontium från marken. Uppfångning och kvarhållning av radiocesium och radiostrontium i växande gröda har studerats av [Bengtsson m.fl., 2013].

4.7.1 Potatis

Potatisens upptag av radiostrontium från marken via rötterna och mekanismerna för detta har studerats av [Middleton, 1959, Moorby & Squire, 1963]. Radiostrontium är förhållandevis orörligt inom potatisplantan och translokeringen från blad till knöl är liten [Moorby & Squire, 1963]. Överföringen av deponerat radiostrontium till knölar är högre när marken kontamineras än när nedfallet uppfångas av grödans ovanjordiska delar. Det beror på att knölar kommer i direkt kontakt med radiostrontium vid markkontaminering. Först när det radiostrontium som fångats upp av bladen spolats av via regn till marken överförs det eventuellt till knölar. Aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i potatis kan påverkas när den tillagas. Om potatisen skalas sjunker aktivitetskoncentrationen till 50–90 % av den ursprungliga [IAEA, 1994a]. Den minskning som detta och annan behandling i matlagningen medför skattas med hjälp av en så kallad *food processing*

factor (P_c)". I våra beräkningar har P_c satts till 1 eftersom den gäller för knölar som saluförs i detaljhandeln oavsett hur potatisen sen tillagas. För potatisbaserade produkter, t.ex. chips, pommes frites etc. som produceras i livsmedelsindustrin kan dock ett P_c kring 0,8 anses som genomsnittligt [IAEA, 1994a]. Potatisknölar som används på detta sätt kan alltså i princip ha lite högre aktivitetskoncentrationer av radiostrontium än sådana som säljs direkt.

Överföringsfaktorer för att beräkna överföring av radionuklider till potatisknölen via rotupptag eller från nedfall på bladen varierar påtagligt i storlek [Eriksson, 1994, Haak, 1983, Middleton, 1959], vilket till viss del förmodligen kan tillskrivas skillnader i försöksmetodik, men troligtvis spelar även faktorer som jordart och väderlek en stor roll. Värdena i tabell 4.30 baseras på data från fältförsök [Fredriksson m.fl., 1969]. I dessa försök har överföring från mark till potatisknöl studerats. I [Middleton, 1959] redovisas också studier där effekten av simulerat nedfall från luften undersökts. Om deras data räknas om får man en radiostrontiumaktivitetskoncentration på 2 Bq/kg vid ett nedfall på 10 kBq/m². De fann ingen signifikant trend att aktivitetskoncentrationen i potatisknölarna varierade med nedfallstidpunkt. Det är dock osäkert om aktivitetskoncentrationerna anges i torrsvikt eller frisksvikt. Om det är på frisksvikt ger det ungefär samma värde som i tabell 4.30 per kg torrsbstans. Hur som helst är det samma storleksordning som i [Fredriksson m.fl., 1969] data. Vi har därför antagit att värdena i tabell 4.30 gäller oavsett om potatisen ännu inte satts, inte är uppkommen eller kommit upp när nedfallet sker. Eftersom transporten av radiostrontium från blast till knöl är liten kan det till och med tänkas att aktivitetskoncentrationen i knölen blir lägre om nedfallet fångas upp av en välutvecklad blast och överföringen till knölen via marken fördröjs. Hur som helst antyder data i tabell 4.30 att överföringen av radiostrontium till potatis är måttlig och inte riskerar att hamna särskilt långt över gränsvärdet ens vid den högsta nedfallsnivån.

Tabell 4.30. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium i potatisknölar (Bq/kg ts) vid olika nedfallsnivåer om inga motåtgärder vidtas. Skuggade värden ligger över gränsvärdet på 750 Bq/kg.

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Alla tidpunkter
10	8
100	80
1 000	800

Motåtgärder inom potatisodling

Kunskapen om hur mycket av radiostrontium som överförs till potatis är bristfällig, varför det föreligger en osäkerhet om vilka motåtgärder som kan rekommenderas. Följande motåtgärder kan eventuellt vidtas för att minska överföringen till potatisodling:

- kalka
- fördela radiostrontium i matjorden genom nedplöjning
- slå av och föra bort blast (deponi)
- lägga marken i träda tills vidare.

Tabell 4.31. Motåtgärdsmatris för potatisodling.

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Från före sättnings till strax före uppkomst	Växande gröda
10	(1) • ingen åtgärd	(2) • ingen åtgärd
100	(3) • ingen åtgärd	(4) • ingen åtgärd
1 000	(5) • nedplöjning • kalkning (• föra bort snö)	(6) • tidigarelägga upptag • bortförsel av blast

Kommentarer till tabell 4.31- potatisodling

(1)–(4): Vid nedfallsnivåerna 10 och 100 kBq/m² hamnar de skattade genomsnittliga aktivitetskoncentrationerna i potatis vid skörd ganska långt under EU:s gränsvärde. Inga speciella motåtgärder behövs.

(5): Vid nedfallsnivån 1 000 kBq/m² hamnar den förväntade genomsnittliga aktivitetskoncentrationen av radiostrontium en aning över EU:s gränsvärde och motåtgärder kan behövas. Om nedfallet sker innan potatisen har satts kan man plöja en extra gång för att blanda in radiostrontium i matjorden så att det späds i en större jordvolym. Man kan också komplettera med kalkning. Kalkning kan dock ha negativ effekt på knölarnas kvalitet vilket till en del beror på markens innehåll av magnesium. Enligt Mattson (2008) ger en kalcium/magnesium-kvot <10 eller >20 knölar av bra kvalitet. I en akut situation är dock kanske knölarnas kvalitet av underordnad betydelse. Om nedfallet sker på snötäckt mark är det möjligt att sanera marken genom att föra bort det översta snöskiktet. Eftersom förväntad aktivitetskoncentration i potatis bara ligger en aning över gränsvärdet är det tveksamt om man vidtar en sådan omfattande åtgärd för potatisens skull. Att sanera marken på detta sätt vid den aktuella höga nedfallsnivån kan dock vara motiverad för andra grödor i växtföljden.

(6): Om ett stort nedfall sker i växande gröda är det svårt att veta om någon åtgärd behövs. Som nämnts ovan kan uppfångning i blasten kanske till och med leda till minskat upptag. Att slå av den i växande gröda är inte tillrådligt eftersom knöltillväxten då stoppas. Att slå av blasten strax före skörd och lägga den i deponi skulle kunna ge en nyttig marksanerande effekt. Blastavslagning görs ofta vid potatisodling, men det finns en risk att knölarna skadas om man också måste samla upp och föra bort blasten. Om det inte finns någon färdig deponi måste den avslagna blasten också hanteras på ett bra sätt. Kanske kan den tills vidare läggas i högar vid sidan av fältet och täckas med plast. Risken är dock att pressvatten rinner ur den när blasten börjar brytas ned.

Om nedfall sker när man börjar närma sig skörd är också en möjlighet att ta upp potatisen i förtid innan föroreningen hunnit tränga ned i marken. Det minskar skörden, men man kan ändå förmodligen rädda en del av den.

4.8 Nedfall under vinterhalvåret utanför vegetationsperioden (Tidpunkt 0)

Under vintern är höstgrödor och fleråriga vallar i vilostadium, och en del mark är obevuxen (plöjd eller oplöjd/bearbetad stubb). Vid ett nedfall av radioaktiva ämnen under denna period styrs överföringen till jordbruksgrödor under den efterföljande odlingssäsongen till stor del av upptag från marken via rötterna. Den direkta uppfångningen av grödan är liten för höstgrödorna medan fleråriga vallar kan fånga upp en något större del av nedfallet. Graden av förorening torde påverkas av väderleksförhållanden under vinterhalvåret. Aktivitetskoncentrationerna av radiostrontium i grödorna kommer med tiden att minska kraftigt till följd av utspädning när dessa övervintrande grödor växer till och genom att en hel del av uppfångat radiostrontium tvättas bort vid regn och blåst under den långa tiden fram till skörd.

Det är betydligt enklare att hantera ett nedfall under grödornas viloperiod på vinterhalvåret, än ett nedfall under växtodlingssäsongen, delvis för att aktivitetskoncentrationerna i grödorna blir lägre. Man har också längre tid på sig att bestämma vilka åtgärder som ska vidtas. Möjligheter att motverka effekterna av nedfallet på de drabbade fälten genom grödval och olika odlingsåtgärder såsom gödsling och jordbearbetning är större.

Motåtgärder inom växtodlingen efter nedfall vid tidpunkt 0

För nedfall under vinterhalvåret finns inte det experimentella underlag på samma sätt som finns för senare nedfallstidpunkter. I många avseenden liknar dock situationen den där man efter första odlingssäsongen ska besluta om utformning av växtodlingen för nästa säsong. Även det som gäller vid ett nedfall tidigt på odlingssäsongen (tidpunkt 1) är också i stora delar tillämpligt, speciellt vid ett nedfall under senvinter – tidig vår. Prognoser för förväntade aktivitetskoncentrationer i grödorna baseras därför dels på underlaget för nedfall vid tidpunkt 1 (se kapitel 4.2), dels på underlaget för åtgärder året efter nedfall (se bilaga 1).

Följande motåtgärder kan vidtas för att minska överföringen av radiostrontium inom växtodling vid nedfall utanför vegetationsperioden:

- föra bort snö
- plöja före sådd/plöja ned höstgröda
- kalka
- putsa naturbetesmarker och betesvallar
- så ny gröda/använda sort som ackumulerar mindre radiostrontium
- lägga marken i träda tills vidare.

Tabell 4.32. Motåtgärdsmatris för olika grödor vid nedfall utanför vegetationsperioden, tidpunkt 0 (från strax efter sista skörd på hösten fram till tiden strax före vårsådd, tidpunkt 1).

Nedfalls nivå (kBq/m ²)	Gröda				
	Höstsäd	Vårsäd	Slåttervall	Bete på åker	Naturbete
10	(1) • ingen åtgärd	(2) • ingen åtgärd	(3) • ingen åtgärd	(4) • ingen åtgärd	(5) • ingen åtgärd
100	(6) • ingen åtgärd	(7) • ingen åtgärd	(8) • ingen åtgärd	(9) • ingen åtgärd	(10) • ingen åtgärd
1 000	(11) • ingen åtgärd (• föra bort snö) (• plöja) (• kalka)	(12) • ingen åtgärd (• föra bort snö) (• plöja) (• kalka)	(13) • föra bort snö • plöja och så om • kalka (• lägga marken i träda)	(14) • föra bort snö • putsa betet • plöja, så om • kalka (• lägga marken i träda)	(15) • betesuppehåll • putsa betet (*för bort snö)

Kommentarer till tabell 4.32 – Olika grödor

(1)–(10): Vid de två lägsta nedfallsnivåerna behöver troligen inga åtgärder mot radiostrontium vidtas. Den åtgärd som ändå är aktuell är kontinuerlig provtagning för att säkerställa tillförlitligheten i prognoserna speciellt vid nedfallsnivån 100 kBq/m².

(11), (12): Inte heller vid den högsta nedfallsnivån är det enligt prognosen nödvändigt att vidta några åtgärder på mark som är bevuxen med eller som ska sås med stråsäd. Eftersom belastningen på marken ändå blir hög kan man överväga att sanera marken genom att föra bort snö. Om pH är lågt kan man också kalka och plöja (för höstgröda dock inte förrän efter skörd) för att göra radiostrontium mindre växttillgängligt.

(13)–(15): För slåttervall, betesvall på åker och naturbetesmark behöver vidare överföring av radiostrontium i livsmedelskedjan motverkas vid den högsta nedfallsnivån. Om det finns ett någorlunda djupt snötäcke kan man minska markbelastningen upp till 20 gånger genom att föra bort det översta skiktet av snön. Åtgärden förutsätter dock att man har tillräcklig maskinkapacitet för detta och att det finns lämplig deponeringsplats (se vidare metodblad 5 i bilaga 3). På slåttervall, bete på åker och naturbete är åtgärden dock inte nödvändig för att på sikt få tillräckligt låga aktivitetskoncentrationer för nötköttproduktion. För bete på åker finns dock en risk att aktivitetskoncentrationen i betet blir för hög vid den normala tiden för betessläpp och att detta får skjutas upp några veckor (se åtgärder i bete vid tidpunkt 1 i avsnitt 4.5). Frågan är om det inte är enklare att skjuta upp betessläppet än att ta bort snö. När det gäller slåttervall och bete på åkermark som används för mjölkproduktion kan bortförsel av snö vara en tillräcklig åtgärd på ler- och mulljordar. Om man inte får tillräcklig effekt eller om det är barmark får man prova att kalka och plöja upp och sedan etablera om vallen. För mull- och lerfattiga sandjordar kanske inte både bortförsel av snö och ometablering räcker. Då får man överväga alternativ användning av grödan eller att byta till en annan mindre känslig gröda. I sista hand tvingas man att lägga marken i träda tills vidare.

5 Referenser

- Aarkrog, A. (1969). On the direct contamination of rye, barley, wheat and oats with ^{85}Sr , ^{134}Cs , ^{54}Mn and ^{141}Ce . *Radiation Botany* 9, 357–366.
- Andersson I., Bergman, R., Enander, A., Finck, R., Johansson, K.-J., Nylén, T., Preuthun, J., Rosén, K., Sandström, B., Svensson, K. & Ulvsand, U. (2002). Livsmedelsproduktion vid nedfall av radioaktiva ämnen. Jordbruksverket, Jönköping.
- Andersson, K. 1985. SLU-normen en ny utfodringsnorm till slaktsvin. Konsulentavdelningen, Allmänt 67. SLU, Uppsala.
- Andersson, K.G., Rantavara, A., Roed, J., Rosén, K., Skipperud, L. & Salbu, B. (2000). A guide to countermeasures for implementation in the event of a nuclear accident affecting Nordic food producing areas, NKS-16, NKS/BOK-1.4, Roskilde.
- Bengtsson, S.B., Eriksson, J., Gärdenäs, A.I., Vinichuk, M. & Rosén, K. (2013). Accumulation of wet-deposited radiocaesium and radiostrontium by spring oilseed rape (*Brassica napus* L.) and spring wheat (*Triticum aestivum* L.). *Environmental Pollution*, Volume 182, November (2013), Pages 335–342. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.035>
- Beresford, N. A., Mayes, R. W., Cooke, A. I., Barnett, C. L., Howard, B. J., Lamb, C. S. & Naylor, G. P. (2000). The importance of source-dependent bioavailability in determining the transfer of ingested radionuclides to ruminant derived food products. *Environmental Science & Technology* 34, 4455–4462.
- Bergman, R., Preuthun, J. & Rosén, K. (1999). Avvägningsproblem för beslutsfattande vid radioaktivt nedfall. Försvarets Forskningsanstalt, FOA-R-99-01356-861-SE. Användarrapport, Umeå.
- Bréchignac, F., Vallejo, R., Vandecasteele, C., Shaw, G., Forsberg, S. & Madoz-Escande, C. (2000). Improving the short and long-term prediction ability of radiocontaminant behavior in agro-ecosystems. *Rapport scientifique et technique*, 2000, 178–185.
- Camps, M., Rigol, A., Hillier, S., Vidal, M. & Rauret, G. (2004). Quantitative assessment of the effects of agricultural practices designed to reduce ^{137}Cs and ^{90}Sr soil-plant transfer in meadows. *Science of the Total Environment* 332, 23–38.
- Chamberlain, A. C. (1970). Interception and retention of radioactive aerosols by vegetation. *Atmospheric Environment* 4, 57-78.
- Coughtrey, P. J. & Thorne, M. C. (1983). Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. A critical review of data, A. A. Balkema, Rotterdam
- Crick, M. J. & Simmonds, J. R. (1984). Models for the transfer of radionuclides in cattle for use in radiological assessments. *The Science of the Total Environment* 35, 227–238.
- Devell, L (1991). Composition and properties of the plume and fallout materials from the Chernobyl accident. In E.D. Moberg L. The Chernobyl fallout in Sweden, pp 29-46. The Swedish Radiation Protection
- Editor J. Valentin: ICRP Publication 96. Protecting people against Radiation Exposure in the event of a nuclear attack. *Annals of the ICRP* Volume 35 no1.
- Institute (1991. Sundt Artprint, Stockholm 1991.
- Ehlken, S. & Kirchner, G. (2002). Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review. *Journal of Environmental Radioactivity* 58, 97–112.
- Ellis, F. B., Mercer, E. R., and Milbourn, G. M. (1968). The contamination of grassland with radioactive strontium-II: Effect of lime and cultivation on the levels of strontium-90 in herbage, *Radiation Botany*, 8, 269–284.

- Epstein, E. & Leggett, J. E. (1954). The absorption of alkaline earth cations by barley roots: kinetics and mechanism. *American Journal of Botany* 41, 785–791.
- Eriksson, Å. (1994). A database model for calculations of the transfer of ^{90}Sr and ^{137}Cs in complex agricultural environments. Rapport från institutionen för radioekologi, SLU-REK-76.
- Eriksson, Å. & Andersson, I. (1994). Beräknade effekter av radioaktivt nedfall på jordbruksproduktionen i Sverige. III. Djurprodukternas förorening. Sveriges lantbruksuniversitet, Rapport SLU-REK-75.
- Eriksson, Å., Lönsjö, H. & Karlström, F. (1994). Beräknade effekter av radioaktivt nedfall på jordbruksproduktionen i Sverige II. Jordbruksgrödornas förorening. Sveriges lantbruksuniversitet, Rapport SLU-REK-73.
- Eriksson, Å. (1997). Underlag för beslut angående åtgärder i jordbruket efter radioaktivt nedfall. Opublicerad lägesrapport till Leif Moberg, SSI, 1997-10-03. Institutionen för radioekologi, SLU, Uppsala.
- Eriksson, Å., Rosén, K. & Haak, E. (1998a). Retention of simulated fallout in agricultural crops. I. Experiments on leys. Rapport från institutionen för radioekologi, SLU-REK-80.
- Eriksson, Å., Rosén, K. & Haak, E. (1998b). Retention of simulated fallout nuclides in agricultural crops II. Deposition of Cs and Sr on grain crops. Rapport från institutionen för radioekologi, SLU-REK-81.
- Ertel, J., Paretzke, H. G. & Ziegler, H. (1992). ^{137}Cs penetration by contact exchange through isolated plant cuticles: cuticles as asymmetric transport membranes. *Plant, Cell and Environment* 15, 211–219.
- Rådets förordning (Euroatom 1987) 3954/87
- Rådets förordning (Euroatom 1989) 2218/89
- Kommissionens förordning (Euroatom 1989) 944/89
- Fabbri, S., Piva, G., Sogni, R., Fusconi, G., Lusardi, E. & Borasi, G. (1994). Transfer kinetics and coefficients of ^{90}Sr , ^{134}Cs and ^{137}Cs from forage contaminated by Chernobyl fallout to milk of cows. *Health Physics* 66, 375–379.
- Fesenko, S., Isamov, N., Howard, B.J., Voigt, G., Beresford, N.A. & Sanzharova, N. (2007a). Review of Russian language studies on radionuclide behavior in agricultural animals: part 1. Gut Absorption. *Journal of Environmental Radioactivity* 98, 85–103.
- Fesenko, S., Howard, B.J., Isamov, N., Voigt, G., Beresford, N. A., Sanzharova, N. & Bennett, C.L. (2007b). Review of Russian language studies on radionuclide behavior in agricultural animals: part 2. Transfer to milk. *Journal of Environmental Radioactivity* 98, 104–136.
- Forsberg, S. (2000). Behaviour of ^{137}Cs and ^{90}Sr in agricultural soils – influence of ageing and soil type on availability, migration and plant uptake. Sveriges Lantbruksuniversitet, Agraria 212, Doctoral thesis.
- Frech, E. & Gerber, M.A. (1995). Overcoming the risk perception gap: socially acceptable approach to waste management. *Radiation and Society: Comprehension Radiation Risk* IAEA-CN-54, IAEA, Vienna, 413–417.
- Fredriksson, L., Eriksson, Å. & Haak, E. (1961). Studies on Plant Accumulation of Fission Products under Swedish Conditions. II: Influence of Lime and Phosphate Fertilizer on the Accumulation of ^{89}Sr in Red Clover Grown in 29 Different Swedish Soils. Försvarets forskningsanstalt, Rapport FOA 4A-4188-4623.
- Fredriksson, L. (1963). Studies on plant accumulation of fission products under Swedish conditions. V: Uptake by pasture and ley plants of ^{90}Sr and ^{137}Cs in Swedish field experiments. Försvarets forskningsanstalt, Rapport FOA 4 A-4322-4623.

- Fredriksson, L. & Eriksson, Å. (1966). Studies on plant accumulation of fission products under Swedish conditions VII. Plant absorption of ^{90}Sr and ^{137}Cs from soil as influenced by soil organic matter. FOA 4 Rapport A 4485-4623.
- Fredriksson, L., Haak, E. & Eriksson, Å. (1968). Studies on plant accumulation of fission products under Swedish conditions. IX. Plant uptake of ^{90}Sr and ^{137}Cs as influenced by soil chemical properties. FOA 4 Rapport C 4378-28.
- Fredriksson, L. & Eriksson, Å. (1968). Expected content of ^{90}Sr and ^{137}Cs in Swedish crops and milk at a total deposition in the plowlayer of 1 Ci ^{90}Sr and ^{137}Cs per km^2 . FOA 4 Rapport C 4354-28.
- Fredriksson, L., Lönsjö, H. & Eriksson, Å. (1969). Studies on plant accumulation of fission products under Swedish conditions. X. Absorption of ^{90}Sr and ^{137}Cs from soil by some vegetable crops. FOA 4 Rapport C 4387-28.
- Gerstmann, U. C. & Schimmack, W. (2006). Soil-to-grain transfer of fallout ^{90}Sr for 28 winter wheat cultivars. *Radiation and Environmental Biophysics* 45, 187–194.
- Haak, E., Eriksson, Å. & Karlström, F. (1973). Studies on plant accumulation of fission products under Swedish conditions XIII. Entry of ^{90}Sr and ^{137}Cs into the herbage of contrasting types of pasture. FOA 4 Rapport C 4525-A3.
- Haak, E. & Lönsjö, H. (1975). Studies on plant accumulation of fission products under Swedish conditions. XVI: Uptake of ^{90}Sr by barley and peas from 12 different topsoils combined with 2 Subsoils in a long-term microplot experiment. *Inst. för Radiobiologi, Rapport* 30.
- Haak, E. (1983). Långsiktiga konsekvenser av radioaktiv beläggning i jordbruket II. Transport av ^{137}Cs och ^{90}Sr från mark till jordbruksprodukter i olika län (M, L, N, O, Ps, H, F, B och C). Rapport från institutionen för radioekologi, SLU-REK-57, Uppsala.
- Haak, E. (1986). Transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr to pasture grass in a long term situation. I: Åke Eriksson (ed.), 1st International contact seminar in Radioecology. Rapport från institutionen för radioekologi, SLU-REK-61, 1986, pp 123–130.
- Haghiri, F. (1964). Strontium-90 accumulation by some vegetable crops. *The Ohio Journal of Science* 64, 371–374.
- Hoffman, F. O., Thiessen, K. M. & Rael, R. M. (1995). Comparison of interception and initial retention of wet-deposited contaminants on leaves of different vegetation types. *Atmospheric Environment* 29, 1771–1775.
- Howard, B. J., Beresford, N. A., Mayes, R. W., Hansen, H. S., Crout, N. M. J. & Hove, K. (1996). The use of dietary calcium intake of dairy ruminants to predict the transfer coefficient of radiostrontium to milk. *Radiation and Environmental Biophysics* 36, 39–43.
- IAEA (1989). Cleanup of large areas contaminated as a result of a nuclear accident. Technical report series No. 300. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA (1994a). Guidelines for agricultural countermeasures following an accidental release of radionuclides. Technical report series No. 363. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA (1994b). Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. Technical report series no. 364.
- IAEA (2001). Present and future environmental impact of the Chernobyl accident. IAEA-TECDOC-1240, Vienna.
- IAEA (2010). Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical report series no. 472.
- ICRP (2007). Annals of the ICRP (2007). The 2007 recommendations of the international commission on radiological protection. ICRP publication 103.

- Ilyin, D. I. & Moskalev, Y. I. (1957). On the problem of the metabolic exchange of cesium, strontium, and a mixture of β -emitters in cows. *Atomic Energy* 2, 183–188.
- Juo, A.S.R. & Barber, S.A. (1970). The retention of strontium by soils as influenced by pH, organic matter and saturation cations. *Soil Science* 109, 143–148.
- Kinnersley, R. P. & Scott, L. K. (2001). Aerial contamination of fruit through wet deposition and particulate dry deposition. *Journal of Environmental Radioactivity* 52, 191–213.
- Konoplev, A. V., Viktorova, N. V., Virchenko, E. P., Popov, V. E., Bulgakov, A. A. & Desmet, G. M. (1993). Influence of agricultural countermeasures on the ratio of different chemical forms of radionuclides in soil and soil solution. *The Science of the Total Environment* 137, 147–162.
- Lee, M. H. & Lee, C. W. (2000). Association of fallout-derived ^{137}Cs , ^{90}Sr and $^{239,240}\text{Pu}$ with natural organic substances in soils. *Journal of environmental radioactivity* 47, 253–262.
- Lönsjö, H. (1973). Radiostrontiums sorption och utbytbarhet i ett antal svenska jordar. Rapport från institutionen för radiobiologi, RIRU-20, Uppsala.
- Lönsjö, H. & Haak, E. (1986). Effekter av djupplacering och kaliumgödning på jordbruksgrödors upptag av Cesium och Strontium. Rapport från institutionen för radioekologi, SLU-REK-60, Uppsala.
- Lönsjö, H., Haak, E. & Rosén, K. (1990). Effects of remedial measures on the long-term transfer of radiocesium from soil to agricultural products as calculated from Swedish field experimental data. *Proc. FAO/IAEA/UNEP/WHO International Symposium on Environmental Contamination Following a Major Nuclear Accident, 16-20 October 1989, Vienna, Austria.* pp 151-162.
- Madoz-Escande, C., Leclerc, E., Colle, C. & Hurtevent, P. (2009). Role and uncertainty of foliar transfer in radiological impact assessments: State of the art and future actions. *Radioprotection* 44, 791–798.
- Mascanzoni, D. (1988a). Radioactive fission and activation products: transport from soil to plant under Swedish field conditions. Rapport från institutionen för radioekologi, SLU-REK-64, Uppsala. Thesis.
- Mascanzoni, D. (1988b). Influence of lime and nutrient treatments on plant uptake of ^{54}Mn , ^{57}Co , ^{63}Ni , ^{65}Zn and ^{90}Sr . *Swedish Journal of Agricultural Research*, 18, 185–189.
- Mattson, L. (2008). Balansen kalcium-magnesium i marken och skalkvalitet hos potatis. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. Rapport 217 - Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö, Avdelningen för växtnärlära.
- Mengel, K. & Kirkby, E.A. (1987). Principles of plant nutrition. Fjärde upplagan. International Potash Institute. Bern, Schweiz.
- Middelton, L.J. (1959). Radioactive strontium and caesium in edible parts of crop plants after foliar contamination. *Int. J. Rad. Biol.* 1959, 4, 387–402.
- Milbourn, G. M. & Taylor, R. (1965). The contamination of grassland with radioactive strontium I. Initial retention and loss. *Radiation Botany* 5, 337–347.
- Moberg, L. (1991). Effects of potassium fertilization on caesium transfer to grass, barley and vegetables after Chernobyl. The Chernobyl fallout in Sweden. Results from a research programme on environmental radiology. The Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- Moiseev, I. T., Aleksakhin, R. M. & Rydkii, S. G. (1969). Effect of silicate and trisodium phosphate to soil on accumulation of ^{90}Sr in agricultural crops. *Agrokimiya* 4, 71–79.

- Moorby, J. & Squire, H. M. (1963). The entry of strontium into potato tubers after foliar contamination. *Radiation Botany* 3, 95–98.
- Müller, H. & Pröhl, G. (1993). Ecosys-87 A dynamic-model for assessing radiological consequences of nuclear accidents. *Health Physics* 64, 232–252.
- NEA (2009), The JEFF-3.1.1 Nuclear Data Library, OECD Publishing, Paris
- Nishihara, K., Yamagishi, I., Yasuda, K. et al. (2012). Radionuclide release to stagnant water in Fukushima-1 Nuclear Power Plant. *Trans. Atom. Energ. Soc. Jpn.* 11:13–19 (In Japanese).].
- Nilsson, J. (1983). Nedplöjning av simulerad radioaktiv beläggning på jordbruksmark – metoder och effekter. Rapport från institutionen för radioekologi, SLU-REK-56.
- Nisbet, A. F. & Shaw, S. (1994). Summary of a 5-year lysimeter study on the time-dependent transfer of ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{241}Am to crops from three contrasting soil types: 1. Transfer to the edible portion. *Journal of Environmental Radioactivity* 23: 1–17.
- Nisbet, A. F. (1993). Effect of soil-based countermeasures on solid-liquid equilibria in agricultural soils contaminated with radiocesium and radiotritium. *The Science of the Total Environment* 137, 99–118.
- Nisbet, A. F., Jones, A.L., Turcanu, C., Camps, J., Andersson, K.G., Hänninen, R., Rantavaara, A., Solatie, D., Kostianen, E., Jullien, T., Pupin, V., Ollagnon, H., Papachristodoulou, C., Ioannides, K. & Oughton, D. (2009). Generic handbook for assisting in the management of contaminated food production systems in Europe following a radiological emergency. EURANOS (CAT1)-TN(09)-01.
- Oughton, D. H., Salbu, B., Riise, G., Lien, H., Östby, G. & Nören, A. (1992). Radionuclide mobility and bioavailability in Norwegian and Soviet soils. *Analyst* 117, 481–486.
- Peterson J., MacDonell, M., Haroun, L. & Monette, F. (2007). Radiological and chemical fact sheets to support health risk analyses for contaminated areas. Argonne National Laboratory, Environmental Science Division.
- Putyatin, Y. V., Seraya, T. M., Petrykevich, O. M. & Howard, B. (2006). Comparison of the accumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr by six spring wheat varieties. *Radiation and Environmental Biophysics* 44, 289–298.
- Pröhl, G. (2009). Interception of dry and wet deposited radionuclides by vegetation. *Journal of Environmental Radioactivity* 100, 675–682.
- Pröhl, G., Ehlken, S., Fiedler, I., Kirchner, G., Klemm, E. & Zibold, G. (2006). Ecological half-lives of ^{90}Sr and ^{137}Cs in terrestrial and aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity* 91, 41–72.
- Qvenild, C. and Tveten, U. (1984). Decontamination and Winter Conditions. Institute for Energy Technology, Kjeller, IFE/KR/E-84/014+V
- Riise, G., Bjørnstad, H. E., Lien, H. N., Oughton, D. H. & Salbu, B. (1990). A study on radionuclide association with soil components using a sequential extraction procedure. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 142, 531–538.
- Rosén, K. (1996). Transfer of radiocaesium in sensitive agricultural environments after the Chernobyl fallout in Sweden. II. Marginal and semi-natural areas in the county of Jämtland. *The Science of the Total Environment*, 182, 135–145.
- Rosén, K. (1997). Underlag för utarbetande av myndigheternas rekommendationer till lantbrukare i händelse av en kärnenergiolycka - Efter ett larm, men före nedfallet av radioaktiva ämnen. Rapport från institutionen för radioekologi, SLU-REK-79, Uppsala.

- Rosén, K., Haak, E. & Eriksson, Å. (1998). Transfer of radiocaesium in sensitive agricultural environments after the Chernobyl fallout in Sweden. III. County of Västernorrland. *The Science of the Total Environment*, 209:2-3, 91–105.
- Rosén, K. & Haak, E. (2006). Resursbehov för motåtgärder och sanering vid kärnenergiolyckor i svenskt jordbruk. Räddningsverket, Karlstad.
- Rosén K. & Eriksson J. (2008). Motåtgärder i växtodlingen efter ett nedfall av radioaktivt cesium vid olika nedfallsnivåer och årstider. Rapport 2008:27. Jordbruksverket, Jönköping.
- Rosén K. & Vinichuk M. (2014). Potassium fertilization and ^{137}Cs transfer to grass and barley in Sweden after the Chernobyl fallout. *Journal of Environmental Radioactivity*, 130, 22–32.
- Roed, J., Andersson, K. G. & Prip, H. (1996). The skim and burial plough: A new implement for reclamation of radioactively contaminated land. *Journal of Environmental Radioactivity* 33, 117-128.
- Sandalls, F. J., Segal, M. G. & Victorova, N. (1993). Hot particles from Chernobyl: A Review. *Journal of Environmental Radioactivity* 18, 5–22.
- SCB. (2016). Jordbruksstatistisk årsbok med data om livsmedel. Statistiska centralbyrån och Jordbruksverket
- Shaw, G. (1993). Blockade by fertilizers of cesium and strontium uptake into crops: effects on the root uptake process. *The Science of the Total Environment* 137, 119–133.
- Strålsäkerhetsmyndigheten. (2017). 2017:27 Översyn av beredskapszoner Bilaga 1 – Referensnivåer, doskriterier och åtgärdsnivåer.
- Ulvсанд, T., Andersson, K., Hansen, J., Preuthun, J., Sinkko, K., Svennerstedt, G. & Uhnger, S. (1997). Tidiga åtgärder vid sanering efter kärnkraftsolyckor, riktlinjer för planeraren. FoU rapport, Räddningsverket, Karlstad.
- UN Chernobyl Forum. (2005). Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience. UN Chernobyl Forum Expert Group “Environment” (EGE). (Working material, limited distribution)
- UNSCEAR. (2000). Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 2000, United Nations, New York.
- Vandecasteele, C.M., Baker, S., Förstel, H., Muzinsky, M., Millan, R., Madoz-Escande, C., Tormos, J., Sauras, T., Schulte, E. & Colle, C. (2001). Interception, retention and translocation under greenhouse conditions of radiocaesium and radiostrontium from a simulated accidental source. *The Science of the Total Environment* 278, 199–214.
- Wright, SM; Howard, BJ; Strand, P., Nylén, T., Sickel, MAK. Prediction of Cs-137 deposition from atmospheric nuclear weapons tests within the Arctic. 1999. *Environmental Pollution*, Volume: 104, Issue: 1 Pages: 131-143.

Bilaga 1. Aktivitetskoncentration av radioaktivitet i grödor åren efter ett nedfall

Aktivitetskoncentrationen i olika grödor året efter ett nedfall och i återväxt av vall

Om nedfall äger rum under vegetationsperioden sker en stor del av föroreningen genom direkt uppfångning på grödan. Det radiostrontium som fångas upp kan sedan hållas kvar på grödan, tas upp via bladen eller förloras via regn och blåst. Radiostrontium som tas upp via bladen kan sedan omfördelas mellan grödans olika delar, exempelvis från vegetativa (blad och strå) till generativa (kärna) delar. Om nedfallet äger rum under vinterhalvåret i höstsådd gröda eller på osådd mark kommer det att finnas lite eller ingen vegetation som kan fånga upp nedfallet. Istället kommer upptaget av det radioaktiva ämnet att ske från marken via rötterna senare under växtsäsongen. Detsamma gäller grödor som odlas åren efter nedfallsåret.

Upptag av radiostrontium från marken via växtens rötter bestäms av flera faktorer, vilket diskuterats i avsnitt 2.4 i denna rapport. En del av det radiostrontium som förekommer i marken binds till markens mineralpartiklar och organiska material vilket gör det mindre tillgängligt för upptag. Enligt Nisbet och Shaw bildar organiskt material mindre växttillgängliga komplex med strontium [Nisbet & Shaw, 1994]. Radiostrontium kan även fällas ut som svårslösliga salter (exempelvis strontiumfosfat och celestit). Rotupptaget påverkas av konkurrerande joner i markvätskan, främst Ca^{2+} , eller av utsöndringar från växtens rötter som kan höja ett flertal näringsämnenas biotillgänglighet. Alla dessa processer påverkar strontiums tillgänglighet för upptag via rötterna, vilket diskuteras av exempelvis [Forsberg, 2000, Ehlken & Kirchner, 2002]. Markens fysikaliska och kemiska egenskaper varierar mellan olika jordar och av dessa anledningar varierar även grödornas upptag av radiostrontium via rötterna.

Av tabell B1.1 framgår att grödornas aktivitetskoncentrationer av radiostrontium året efter nedfall förväntas vara högst på lätta sandjordar, vilket beror på att sandjord inte har samma förmåga som lerjord och organogen jord att binda upp radiostrontium i en för växterna mindre tillgänglig form. Beräkningarna är baserade på data återgivna av Eriksson [Eriksson, 1994]. Dessa data bygger i sin tur på experiment från fyra olika år och 24 olika jordar [Fredriksson m.fl., 1969, Haak & Lönsjö, 1975, Lönsjö & Haak, 1986, Mascanzoni, 1988, Lönsjö m.fl., 1990]. Ett stort dataunderlag, framtaget under svenska förhållanden, ökar beräkningarnas tillförlitlighet, men det bör understrykas att osäkerheten ändå är stor och att lokala avvikelser kan förväntas.

Om förväntade aktivitetskoncentrationer i grödorna enligt tabell B1.1 jämförs med de kritiska aktivitetskoncentrationerna med avseende på grödans användning för livsmedelproduktion, framgår att problem i växtodlingen efterföljande år framförallt uppstår vid hög nedfallsnivå på de sandigaste jordarna. Naturbeten är mest kritiska och det är inte säkert att åtgärder som putsning och bortförsel av biomassa räcker i den mån de är möjliga. Sannolikt får betena ligga i träda en viss tid under vilken provtagning och analys fortlöpande bör utföras för att undersöka i vilken takt den radioaktiva aktivitetskoncentrationen i betet minskar. Alternativt kan man på sådana jordar föra bort det översta markskiktet direkt efter ett nedfall för att minska markbeläggningen. Denna åtgärd är dock mycket kostsam och kan vara svår att genomföra rent praktiskt. Åkerbeten är mindre känsliga och det bör fungera att plöja upp dem, kalka och ometablara dem i de flesta fall.

För slåttervall och bete som används i köttproduktion finns inget komplett dataunderlag som visar skillnader mellan jordarter i överföring av radiostrontium. I tabell B1.2

illustreras dock hur mycket aktivitetskoncentrationen av radiostrontium kan sänkas i en återväxt om befintlig slåttervall slås av och förs bort omedelbart efter ett nedfall, jämfört med att låta det vallgräs som fångat upp nedfallet stå kvar och skördas vid normal tidpunkt. Skillnaden blir som synes ganska liten vid tidiga nedfallstidpunkter, men ökar sedan i takt med att uppfångningen i den vid nedfallet befintliga grödan ökar. Om nedfallet sker i en återväxt efter första skörd torde effekten bli ungefär densamma om det drabbade vallgräset slås av och får återväxa en andra gång.

Tabell B1.1. Beräknad genomsnittlig aktivitetskoncentration av radiostrontium (Bq/kg ts) i olika grödor vid olika nedfallsnivåer året efter nedfall samt den kritiska aktivitetskoncentrationen med avseende på grödans användning för livsmedelproduktion (efter Eriksson, 1994). De fall där den kritiska aktivitetskoncentrationen överskrids är skuggade.

Jordartstyp	Nedfalls- nivå (kBq/m ²)	Stråsäd till bröd	Stråsäd till griskött	Slåttervall till mjölk	Åkerbete till mjölk	Naturbete till mjölk
<i>Kritisk aktivitetskon- centration</i>		2 500	11 000	11 300	11 300	11 300
Leriga jordar	10	5	5	100	100	200
	100	50	50	1 000	1 000	2 000
	1 000	500	500	10 000 ^a	10 000 ^a	20 000
Organogena jordar	10	5	5	100	100	200
	100	50	50	1 000	1 000	2 000
	1 000	500	500	10 000 ^a	10 000 ^a	20 000
Sandiga jordar	10	10	10	200	200	400
	100	100	100	2 000	2 000	4 000
	1 000	1 000	1 000	20 000	20 000	40 000

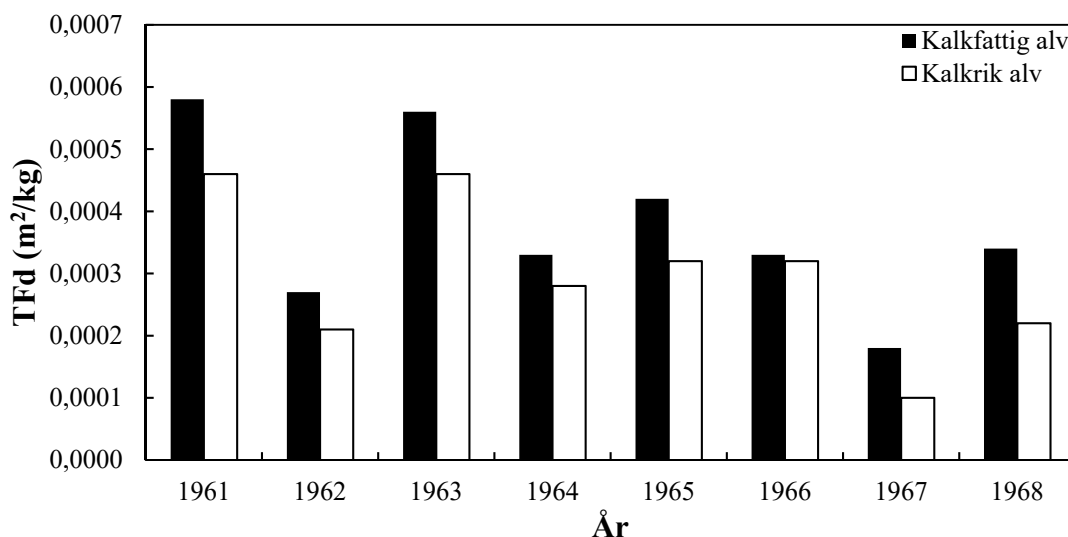
^a Dessa -er understiger den kritiska aktivitetskoncentrationen något, men på grund av osäkerheten i prognoserna är risken ändå stor att den kritiska aktivitetskoncentrationen överskrids i många fall.

Tabell B1.2. Aktivitetskoncentration av radiostrontium (Bq/kg ts) i slättervall som får gå fram till normal skörd efter ett nedfall (jfr. tabell 4.11) och i skördemogen återväxt om vallgräset slås av och förs bort av direkt efter nedfallet (efter Eriksson, 1997).

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Tidpunkt 1	Tidpunkt 2	Tidpunkt 3
<i>Normal första skörd:</i>			
10	210	820	3 160
100	2 100	8 200	31 600
1 000	21 000	82 000	316 000
<i>Bortförsel och skörd av återväxt:</i>			
10	150	170	130
100	1 500	1 700	1 300
1 000	15 000	17 000	13 000

Förändringar i grödornas aktivitetskoncentration på längre sikt

I [Haak & Lönsjö, 1975] redovisas variation i upptag som funktion av tiden från så kallade mikroplotförsök (se figur B1.1). I dessa blandades radiostrontium in homogent i tolv olika matjordar representerande en vid variation i markegenskaper som sedan placerades i ett 20–22 cm tjock skikt ovanpå två alvjordsbäddar, den ena av kalciumfattig sandig jord den andra en kalciumrik styv lera. Överföringen av radiostrontium till växtkärna blev större om alven var kalciumfattig än om den var rik på kalcium. Författarna tyckte sig inte se någon tydlig trend till minskande aktivitetskoncentration med tiden eftersom variationerna mellan åren var stora. Variationen mellan åren berodde enligt författarna på i vilken grad grödan kunde ta upp kalcium från alven. Data i figur B1.1 antyder dock att en signifikant trend skulle ha gått att påvisa om försöket pågått lite längre tid.

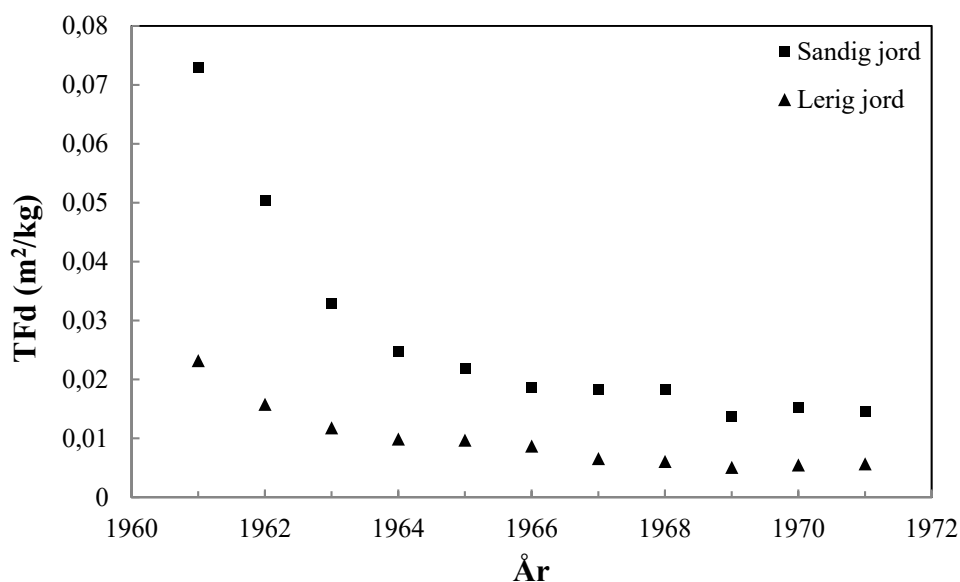


Figur B1.1. Överföring av radiostrontium till växtkärna i ett långliggande mikroplotförsök efter tillsats av radiostrontium till matjorden vid försökets start [Haak & Lönsjö, 1975]. Överföringsfaktorn TFd är kvoten mellan radiostrontiumaktivitetskoncentrationen i kärna och tillförd mängd per kvadratmeter jord.

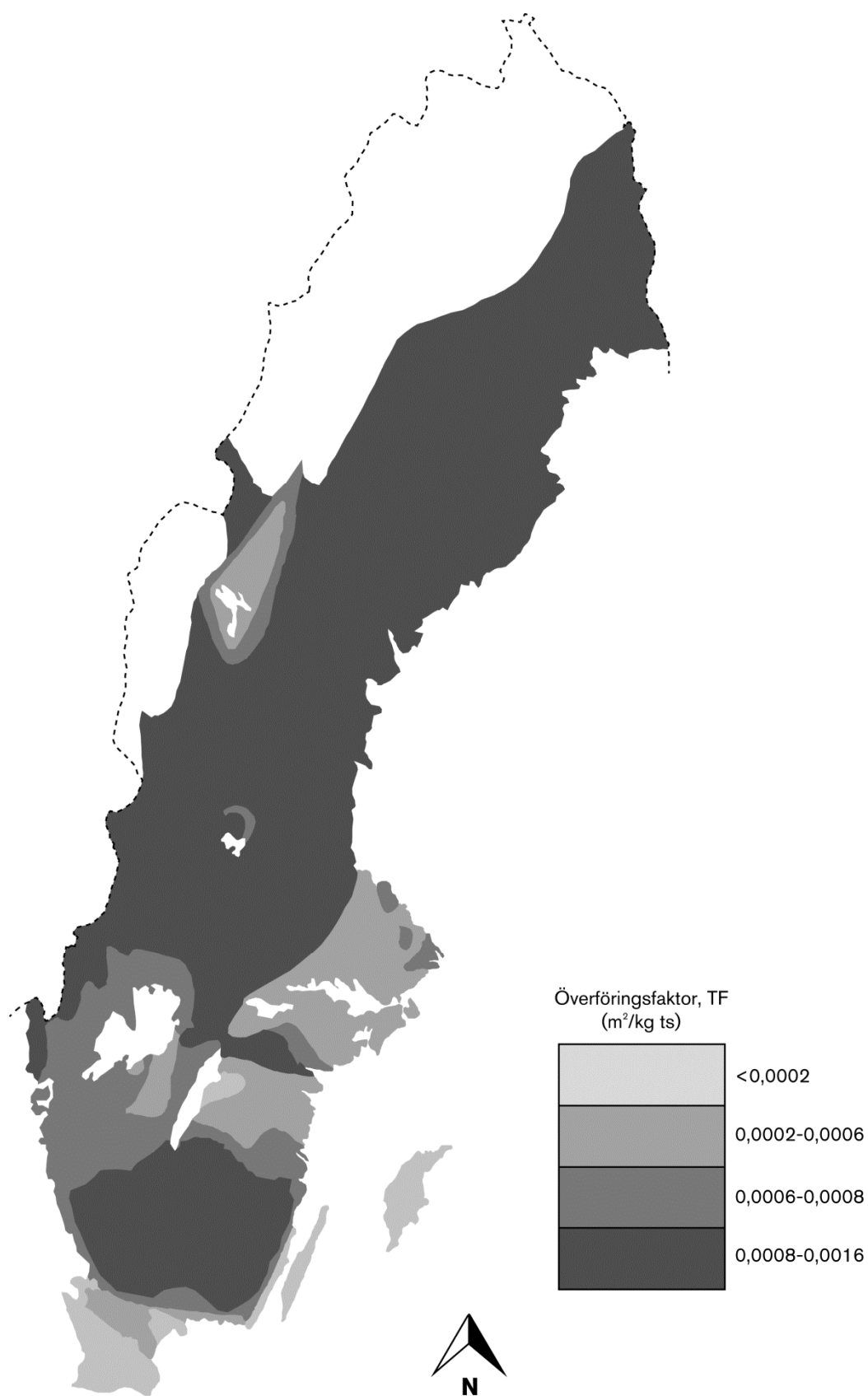
I figur B1.2 nedan visas överföringen från mark till betesgräs på sandiga respektive leriga jordar i en sammanställning av data från flera långliggande försök [Haak, 1986].

Aktivitetskoncentrationen i betesgräset avtar snabbt de första åren men planar sedan ut så att den inte förändras så mycket i absoluta tal. Under perioden 1972–1981 var TFd-värdena i medeltal 0,004 och 0,012 m²/kg ts för ler- respektive sandjord. I relativa tal minskar aktivitetskoncentrationen ungefär i samma takt i de två jordarttyperna men i absoluta tal minskar den snabbare i den sandiga jorden och betesgräsets aktivitetskoncentration av radiostrontium på denna jordtyp är under hela tidsperioden ca tre gånger högre än den är på lerjordarna. Enligt [Pröhl m.fl., 2006] är den ekologiska halveringstiden för radiostrontium i vegetabilier och animaliska produkter 10–20 år.

Dåvarande Institutionen för radioekologi, SLU, har i ett omfattande arbete riskklassificerat Sveriges åkermark med avseende på överföring av radiostrontium till grödorna via rotupptag. Överföringsfaktorer har beräknats med hjälp av data vilka kommer från ett stort antal fältförsök utförda under perioden 1950–1968. Det framtagna kartunderlaget visar på förhöjd känslighet för ett nedfall av radiostrontium på de grovkornigare och magrare markerna i Götalands skogsbygder, Svealands skogsbygder samt Övre och Nedre Norrland, medan de naturligt kalkhaltiga moränlerorna i Skåne, på Öland och Gotland och Västra Östergötland är minst känsliga (figur B1.3). Denna information kan vara till nytta när motåtgärder ska planeras.



Figur B1.2. Överföring av radiostrontium från mark till betesgräs i långliggande försök (Haak, 1986). TFd är kvoten mellan aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i kärna och tillförd mängd per kvadratmeter jord vid försökets början. Sandjorden hade naturbete medan lerjorden hade anlagd betesvall.



Figur B1.3. Sveriges åkermark klassificerad efter risk för överföring av radiostrontium till grödor genom upptag via rötter. Efter Fredriksson & Eriksson (1968) (Illustration Mikaela Tobar Pettersson)

Bilaga 2. Gränsvärden för livsmedel

Europeiska unionens råd har fastställt gränsvärdena som ska tillämpas efter beslut av kommissionen. Om kommissionen får officiell information om en kärnenergiolycka eller annan radiologisk nödsituation, vilken visar att i förordningarna angivna gränsvärden (tabell B2.1, B2.2 och B2.3) kan komma att överskridas eller har överskridits, ska den omgående, om omständigheterna så kräver, anta en förordning som gör dessa gränsvärden tillämpliga. Genomförandeförordningen ska regelbundet ses över av kommissionen och vid behov ändras på grundval av arten av och platsen för olyckan och utvecklingen av den faktiskt uppmätta nivån av radioaktiva ämnen. Gränsvärdena i tabellerna B2.1 och B2.2 har varit utgångspunkt vid utformandet av de handlingsstrategier som presenteras i rapporten.

I gruppen andra livsmedel, förutom mindre viktiga i tabell B2.1, ingår ett flertal viktiga baslivsmedel såsom kött och köttprodukter, spannmål, grönsaker och rotfrukter samt frukt och bär. Värdena för koncentrerade eller torkade produkter avser sammansättningen då de är färdiga för förtäring.

Tabell B2.1. Gränsvärden för saluförda livsmedel vid en framtida olycka (Bq/kg livsmedel). Giltighetstiden ska vara så kort som möjligt och inte längre än tre månader (Källa: Rådets förordning (Euratom) 2016/52).

Isotopgrupp/Livsmedelsgrupp	Livsmedel (Bq/kg) ^a			
	Spädbarnsmat ^b	Mjölkprodukter ^c	Andra livsmedel förutom mindre viktiga ^d	Flytande livsmedel ^e
Summan av strontiumisotoper, i synnerhet Sr-90	75	125	750	125
Summan av jodisotoper, i synnerhet I-131	150	500	2 000	500
Summan av alfastrålande isotoper av plutonium och transplutoniumer, i synnerhet Pu-239 och Am-241	1	20	80	20
Summan av alla andra nuklider med mer än 10 dagars halveringstid, i synnerhet Cs-134 och Cs-137^f	400	1 000	1 250	1 000

^a Värdena för koncentrerade eller torkade produkter ska beräknas på grundval av den rekonstituerade konsumtionsfärdiga produkten. Medlemsstaterna får utfärda rekommendationer om villkoren för utspädning för att säkerställa att gränsvärdena i denna förordning respekteras.

^b Spädbarnsmat definieras som livsmedel avsedda för spädbarn under de första tolv levnads månaderna, vilka till fullo uppfyller näringskraven för denna människogrupp och saluförs i detaljhandeln i förpackningar som är tydligt märkta som sådana.

^c Mjölkprodukter definieras som produkter som faller under följande KN-nummer, inklusive i förekommande fall senare justeringar: 0401 och 0402 (utom 0402 29 11).

^d Mindre viktiga livsmedel och de tillämpliga motsvarande värdena anges i bilaga II.

^e Flytande livsmedel så som de definieras i nummer 2009 och i kapitel 22 i Kombinerade nomenklaturen. Värdena har beräknats med hänsyn till förtäring av kranvatten och samma värden får tillämpas för dricksvatten enligt beslut av behöriga myndigheter i medlemsstaterna.

^f Radioaktivt kol (C-14), tritium och kalium-40 är inte inkluderade i denna grupp.

Tabell B2.2. Gränsvärden som ska tillämpas på mindre viktiga livsmedel (Källa: Rådets förordning (Euratom) 2016/52).

Isotopgrupp	Bq/kg
Summan av strontiumisotoper, i synnerhet Sr-90	7 500
Summan av jodisotoper, i synnerhet I-131	20 000
Summan av alfastrålande isotoper av plutonium och transuraner, i synnerhet Pu-239 och Am-241	800
Summan av alla andra nuklider med mer än 10 dagars halveringstid, i synnerhet Cs-134 och Cs-137 ^a	12 500

^a Radioaktivt kol (C-14), tritium och kalium-40 är inte inkluderade i denna grupp.

Tabell B2.3. Gränsvärden för radioaktiva ämnen i foder. De gränsvärden som ska tillämpas utgör summan av cesium-134 och cesium-137. (Källa: Rådets förordning (Euratom) 2016/52).

Foder för	Bq/kg^{a, b}
Svin	1 250
Fjäderfä, lamm, kalvar	2 500
Övriga	5 000

^a Dessa värden ska medverka till att gränsvärdena för livsmedel inte överskrids, ensamma garanterar de inte detta under alla förhållanden, och minskar inte kravet på kontroll av radioaktivitetsnivån i animaliska produkter avsedda som livsmedel.

^b Dessa värden ska tillämpas på foder färdigt för konsumtion.

Bilaga 3. Metodblad för motåtgärder

I denna bilaga beskrivs de motåtgärder som föreslås i kapitel 4. Underlaget har hämtats från Andersson m.fl. (2000), Rosén och Haak (2006) och internationell litteratur. Alla metodblad har samma rubriksättning och därför blir de lätta att jämföra. Först ges en bakgrund till hur metoden fungerar, därefter behandlas vilken typ av mark eller gröda som är aktuell för åtgärden, under vilken tid på året då motåtgärden är lämplig att utföra, vilken effekt som man kan förvänta sig av åtgärden och vilken utrustning som behövs. Vidare beskrivs miljöeffekter och vilka andra begränsningar motåtgärden kan ha.

De olika motåtgärder som beskrivs i metodbladen är följande:

1. kalkning
2. bortförsel och deponering av gröda
3. användning av grödan för energiproduktion
4. lägga marken i träda och betesuppehåll
5. bortförsel och deponering av snö
6. odling av gröda/sort som ackumulerar mindre strontium
7. plöjning till normalt djup
8. putsning av beten och vallar
9. senareläggning av betessläpp eller installning av betande djur.

Kalkning

Bakgrund

Både kalcium och strontium tillhör gruppen alkaliska jordartsmetaller och har därför liknande biogeokemiska egenskaper. För växternas del innebär detta att upptag av den ena motverkar upptag av den andra eftersom växterna inte riktigt kan skilja på ämnena. Kalkning minskar därför upptaget av strontium i växten genom att kalcium tas upp på bekostnad av strontium [Andersson m.fl., 2000]. Kalkning har en pH-höjande effekt. Vid högre pH ökar kapaciteten att binda katjoner hos mineral och organiska material [Juo & Barber, 1970], vilket minskar dess benägenhet för växtupptag. På organogena jordar är effekten av kalkning oklar och åtgärden kan till och med öka strontiumkoncentrationen i marklösningen [Nisbet, 1993]. Detta beror troligen på att vissa typer av organiskt material binder kalcium hårdare än strontium. Tillförseln av kalcium vid kalkning mobiliserar då bundet strontium och gör det mer växttillgängligt. Kalkning har störst effekt på jordar fattiga på baskatjoner (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} och Na^{+}) och med låg kalcium-status [Shaw, 1993].

Objekt för behandling

Strontiumförorenade åkrar med gröda som ska användas för humankonsumtion eller djurfoder.

Lämpligt tillfälle för behandling

Kalkning kan utföras närhelst under året då det är möjligt att sprida och blanda in kalken i matjorden via efterföljande harvning eller plöjning. Metoden bör lämpa sig bäst om den utförs innan växtnäringsupptaget i grödorna sker. Mineraljordar bör kalkas till pH 7 vilket motsvarar 100 % basmättnadsgrad.

Förväntad effekt

Kalkning är effektiv i de flesta fall, men är beroende av jordart och markens pH [IAEA, 1994a]. Att kalka från pH 5 till pH 7 kan minska växternas upptag av radiostrontium med en faktor 2 på sandiga jordar, upp till en faktor 4 på lerjordar [Andersson m.fl., 2000]. Att kalka jordar till ett högre pH-värde än 7 har ingen effekt, ej heller att kalka organogena jordar. I ett flerårigt försök på lerjord [Haak, 1983] minskade upptaget av radiostrontium med en faktor 1,5–2 vid en kalkgiva på 25 ton/ha. [Haak, 1983, Fredriksson m.fl., 1969] erhöll en minskning av upptaget med 50 % vid en kalkgiva på 10 ton/ha på en sandjord.

Utrustning, genomförande

Kalkspridare eller motsvarande, kalk i en mängd som behövs för att höja pH till 7, traktor och harv eller plog.

Genomförbarhet

Lätt att snabbt åstadkomma på stora arealer eftersom metoder och utrustning redan används i det ordinarie jordbruket.

Fördelaktiga sidoeffekter

Ökar skörden på sura jordar. Förbättrad växttillgänglighet för ett flertal mikronäringsämnen vid höjning av låga pH-värden.

Miljöeffekter

-

Diskussion/Begränsningar

Tillgången på kalk på marknaden torde knappast vara ett problem i det akuta skedet. Manganbrist som följd av kalkningen är ett potentiellt problem på sandiga jordar. Även växttillgängligheten hos andra mikronäringsämnen minskar. Bladgödsling för att motverka detta kan behövas. För att få bra balans mellan kalcium och kalium respektive magnesium kan gödsling med de två senare ämnena behövas. Kalkning är ingen verksamt motåtgärd på organogena jordar.

Bortförsel och deponering av gröda**Bakgrund**

En välutvecklad gröda med stor bladmassa har förmåga att fånga upp en stor del av det radioaktiva nedfallet. Detta ger en möjlighet att, om nedfallet är stort och/eller om det handlar om en värdefull åkermark, reducera föroreningen av mark genom att snabbt föra bort grödan från fältet och deponera den på lämpligt sätt [Andersson m.fl., 2000].

Objekt för behandling

Strontiumförorenade åkrar med väl utvecklad vall- eller spannmålsgröda.

Lämpligt tillfälle för behandling

Så tidigt som möjligt efter nedfallet. Det är en fördel om bortforsling sker innan den första nederbörden efter nedfallet [Vandecasteele m.fl., 2001]. Nederbörd medför att radiostrontium snabbare faller/sköljs av från vegetationen och når marken.

Förväntad effekt

Metoden reducerar förorening av marken, vilket kan leda till att upptaget av radiostrontium i efterföljande grödor minskar. Metodens effektivitet är beroende på hur effektivt grödan fångar upp och håller kvar radiostrontium och hur snabbt åtgärden kan genomföras. Strontium uppfångas i hög grad [Pröhl, 2009], och mer än 50 % av nedfallet kan återfinnas i spannmålsgrödans ovanjordiska delar direkt efter nedfall [Aarkrog, 1969].

Utrustning, genomförande

Utrustning: Vanliga skördemaskiner av typ rotorslåtterkross och balpress samt material för att plasta in balarna. Att om möjligt samla grödan i balar kan vara en fördel speciellt om grödan ska deponeras vid sidan av fältet. Balarna bör hållas under uppsikt under tiden de lagras. De kan med fördel plastas in för att undvika läckage och placeras vid sidan av fältet för mellanlagring innan slutlig deponi har iordningställts. Alternativt kan man lägga balarna på en betongplatta där eventuellt läckage av växtsaft kan samlas upp.

Genomförbarhet

Genomförbart i stor skala. Dock lejer många lantbrukare in pressning och plastning och tillgängliga maskinstationer blir sannolikt fulltecknade.

Fördelaktiga sidoeffekter

Den externa dosen kan reduceras.

Miljöeffekter

Läckage från deponier av förorenad gröda kan bli ett problem.

Diskussion/Begränsningar

Deponering får inte medföra en skadlig extern dos till människor som bor i närheten av deponi. Belastningen från deponier kan bli stor. För grödor i välutvecklade stadier och med hög uppfångningsförmåga torde detta vara en effektiv metod. Eftersom metoden minskar föroreningen av mark är vinsterna stora i ett längre tidsperspektiv. Om aktivitetskoncentrationen i en spannmålsgröda inte är tillräckligt höga för att motivera en bortförsel av hela grödan kan ändå halmen bortföras från fältet efter skörd för att minska markbelastningen på längre sikt.

Användning av grödan för energiproduktion

Bakgrund

Om grödan är för förorenad för att användas som foder eller livsmedelsråvara, kan ett alternativ till att kassera den vara att använda den för energiproduktion, antingen som bränsle i förbränningsanläggningar eller för biogasframställning [Andersson m.fl., 2000]. Vid höga nedfallsnivåer kan det dock bli problem med hantering av kontaminerat bränsle och framförallt med koncentrerade restprodukter t.ex. aska, varför sådan användning bör utredas vidare.

Objekt för behandling

Strontiumförorenade åkrar med nedfall i växande gröda eller skördemogen gröda.

Lämpligt tillfälle för behandling

Lämpligast för skördemogen gröda. Vid nedfall i växande gröda är det en fördel om den står kvar så länge att den börjar torka, åtminstone om den ska användas i en förbränningsanläggning.

Förväntad effekt

Avsättning för en gröda som inte kan användas till livsmedelproduktion eller foder. Åtgärden kan också minska markbelastningen med upp till 50 % om nedfallet sker i skördemogen gröda och denna skördas omedelbart. Om nedfallet sker vid tidigare tillfällen blir denna effekt oftast sämre, för att uppfångningen är mindre och för att en del radiostrontium faller av plantorna om man väntar med skörd tills grödan vuxit till sig och börjat torka. Detta är å andra sidan en fördel vid hanteringen i biobränsleanläggningen, vilket utgör en målkonflikt.

Utrustning, genomförande

Traktor med press och inplastare eller skördetröska. För att uppnå maximal markreningseffekt bör både halm och kärna skördas.

Genomförbarhet

Metoder och utrustning används redan i det ordinarie jordbruket. Energianläggningar som utnyttjar jordbruksgrödor som biobränsle finns också. Begränsningar i genomförbarhet finns dock troligen ändå (se nedan).

Fördelaktiga sidoeffekter

Den förorenade grödan kan ge en viss ekonomisk ersättning. Volymmässigt blir askan eller restprodukten mer hanterbar än att lagra skörderesterna.

Miljöeffekter

Om energin utvinns genom förbränning samlas och koncentreras radiostrontium i askan. Vid biogas- och etanolframställning samlas innehållet av radiostrontium i en restprodukt.

Diskussion/Begränsningar

Det är oklart hur villiga energiproducenterna är att hantera kontaminerat bränsle. Problem ur arbetarskyddssynpunkt med hantering av framförallt koncentrerade restprodukter. Ej aktuellt för alla odlare med tanke på avstånd till biobränsleanläggningarna.

Träda och betesuppehåll**Bakgrund**

Att lägga jordbruksmark i träda innebär i detta sammanhang att man inte kommer att använda marken till livsmedelsproduktion under kortare eller längre tid [Andersson m.fl., 2000]. Det handlar om en passiv träda där marken inte bearbetas. För naturbete handlar det om betesuppehåll under en längre tid.

Objekt för behandling

Åkermark och permanent betesmark som har stora markbeläggningar av radiostrontium och/eller där jordarten är väl sorterad sand eller består av en allmänt grovkornig och mullfattig jordart som har dålig förmåga att binda strontium i icke växttillgänglig form. Det handlar om marker där det är svårt att få acceptabel aktivitetskoncentration i grödorna utan drastiska och kostsamma saneringsåtgärder.

Lämpligt tillfälle för behandling

-

Förväntad effekt

Förhindrar onödig överföring av radiostrontium till livsmedelsprodukter.

Utrustning, genomförande

Ingen utrustning behövs för passiv träda. På naturbeten kan man eventuellt återkommande slå av och föra bort växtligheten för att undvika igenväxning och förlust av biologisk mångfald.

Genomförbarhet

Alltid genomförbart, men en mindre önskvärd åtgärd för lantbrukaren.

Fördelaktiga sidoeffekter

Inga.

Miljöeffekter

Inga.

Diskussion/Begränsningar

Att lägga marken i träda är inte ett önskvärt alternativ utan bör ses som en "sista utväg" eller ett alternativ i kraftigt förorenade områden. I dessa områden kan jordbruket i värsta fall komma att läggas ned på obestämd tid eftersom lönsamhetsproblem i företagen är att vänta.

Bortförsel och deponering av snö

Bakgrund

Om nedfall sker på snötäckt mark kan det i vissa fall vara meningsfullt att ta bort och deponera snön för att minska föroreningen av marken. Denna åtgärd måste utföras innan ytterligare nederbörd kommer och innan snön börjar smälta. Åtgärden kan vara mycket effektiv om man lyckas få bort den förorenade snön från fältet och deponera den på lämpligt sätt. Metoden innebär att stora volymer snö måste flyttas och deponeras. För att minimera mängden snö som ska hanteras bör man om snötäcket är tjockt bara ta bort det översta förorenade skiktet.

Objekt för behandling

Strontiumförorenade åkermarker som har ett kontaminerat snötäcke.

Lämpligt tillfälle för behandling

Så tidigt som möjligt efter nedfallet. Det är en fördel om bortförseln kan ske innan ny snö faller eller innan snön börjar smälta. Ytterligare snöfall mellan nedfall och tidpunkt för bortförsel innebär att mängden snö som måste föras bort blir större.

Förväntad effekt

Bortförsel av radiostrontium som uppfångats i snö gör att marken blir mindre förorenad vilket i sin tur leder till att upptaget i efterföljande grödor minskar. Beroende på hur effektivt snön håller kvar radiostrontium och hur snabbt åtgärden kan genomföras uppskattas markbelastningen kunna minska upp till 20 ggr [Qvenild & Tveten, 1984]. Eftersom metoden förhindrar att det radioaktiva materialet når marken är vinsterna i det långa perspektivet stora. Om snön driver efter nedfallet blir det svårt att selektivt få bort den del som är mest förorenad.

Utrustning, genomförande

Egen snöslunga och snöplog eller inhyrda/lånade snöröjningsmaskiner.

Genomförbarhet

Genomförande i stor skala kan bli svårt. Begränsande faktorer kan vara tillgången på maskiner och på lämplig deponeringsplats inom rimligt avstånd. Om maskinkapaciteten är för låg hinner man inte röja tillräckligt stora arealer innan ny snö eller regn kommer eller innan snön börjar smälta.

Fördelaktiga sidoeffekter

Den externa dosen kan reduceras.

Miljöeffekter

Snön får inte deponeras så att radiostrontium sprids på ett okontrollerat sätt. Uppläggning av snö i vallar vid sidan av fältet är därför tveksamt. Då kommer smältvattnet att föra med sig det radioaktiva ämnet ner i marken. Där vattnet rinner ner blir det radioaktiva fläckar. Om marken är tjälad accentueras denna effekt ytterligare genom att nedrinningen förhindras på vissa platser och därmed ökar på andra.

Diskussion/Begränsningar

Deponering får inte ske på en plats där det kan medföra en skadlig extern dos för människor som bor i närheten av deponin. Risken är dock liten med strontium-90 eftersom det är en betastrålnare. Snön får inte deponeras så att radiostrontium sprids till känsliga biotoper.

Odling av gröda/sort som ackumulerar mindre strontium

Bakgrund

Olika grödor har visat sig ha olika benägenhet för upptag av strontium via rötter [Haghiri, 1964, Eriksson m.fl., 1994]. Även inom samma gröda har olika sorter visats sig ackumulera strontium i olika utsträckning [Gerstmann & Schimmack, 2006, Putyatin m.fl., 2006].

Objekt för behandling

Strontiumförorenade åkrar med grödor avsedda för foder eller humankonsumtion.

Lämpligt tillfälle för behandling

När ny gröda ska sås.

Förväntad effekt

[Haghiri, 1964] undersökte överföring av strontium till den ätliga delen av olika grödor och fann att aktivitetskoncentrationen varierade med en faktor upp till tio. [Gerstmann & Schimmack, 2006, Putyatin m.fl., 2006] fann en skillnad mellan olika vetesorter på upp till en faktor 2-6.

Utrustning, genomförande

Vid omläggning till annan gröda kan i vissa fall maskinparken behöva anpassas. Vid odling av annan sort av samma gröda används befintliga maskiner. Kompetens och yrkeskunnande om de nya grödorna kanske inte finns på gården ifråga.

Genomförbarhet

Metoder och utrustning används redan i det ordinarie jordbruket. Genomförbarhet kan dock begränsas av att det inte finns avsättning för en ökad produktion av en lågackumulerande gröda, svårigheter med att få tag på utsäde m.m. Yrkesmässig kunskap är avgörande för vilka grödor som kan bli aktuella på den enskilda gården.

Fördelaktiga sidoeffekter

Inga.

Miljöeffekter

Inga.

Diskussion/Begränsningar

Svårigheter med att få tag på maskiner vid omläggning av produktion. Utsäde kan vara svårt att få tag på. Sortmaterialet på marknaden är ej kartlagt. Avsättningen för dessa nya grödor/sorter på marknaden kan vara begränsad. Avkastningen med nya sorter kan bli betydligt lägre än med de normala sorterna.

Plöjning till normalt djup

Bakgrund

Vanlig plöjning till ett djup av 20–25 cm blandar och omfördelar jorden varvid deponerad aktivitet i ytliga jordskikt omfördelas i hela matjordslagret [Nilsson, 1983]. Därmed görs deponerad aktivitet mindre åtkomlig för upptag via grödans kronrötter [Ehlken & Kirchner 2002]. Vanlig plöjning följt av sådd av betesgräs har i försök reducerat aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i naturliga betesmarker [Haak, 1983, Camps m.fl., 2004]. När förorenade markskikt blandas om späds radiostrontiumet ut och får kontakt med en större jordvolym, vilket möjliggör att mer strontium binder till markpartiklarna i en för växterna mindre tillgänglig form.

Objekt för behandling

Åkermark eller betesmark avsedda för betesproduktion.

Lämpligt tillfälle för behandling

Året runt, så länge marken inte är tjälad. Marken bör inte vara för torr vid plöjningen med tanke på dammbildning vilket för med sig radioaktiva partiklar.

Förväntad effekt

En reducering av förväntad aktivitetskoncentration i grödan med i genomsnitt en faktor två (variationsvidd 1–7) [Konoplev m.fl., 1993]. I svenska fältförsök har växters upptag av radiostrontium minskats med en faktor två efter en plöjning till 25 cm djup. Även den externa strålningsdosen reduceras med denna metod.

Utrustning, genomförande

Traktor och vändskiveplog.

Genomförbarhet

Lätt att åstadkomma på stora arealer eftersom utrustning används i det ordinarie jordbruket. Plöjning är dock tids- och resurskrävande och det kan bli svårt för enskilda odlare att hinna plöja och så om all sin areal, särskilt om nedfallet skett senare under säsongen.

Fördelaktiga sidoeffekter

Inga.

Miljöeffekter

Inga.

Diskussion/Begränsningar

Åtgärden gör det svårare att genomföra en eventuell framtida sanering av fältet om nedfallsnivån är hög och det senare visar sig att plöjningen inte gett tillräcklig effekt. Om man ska sanera genom att skrapa av det översta markskiktet är det fördelaktigt om radiostrontium är koncentrerat så ytligt som möjligt. Effekten är något osäker då motstridiga resultat finns redovisade [Vandecasteele m.fl., 2001]. Plöjning vid torra förhållanden kan leda till dammbildning. Vid dammbildning bör den som utför arbetet bära skyddsmask, om inte traktorn har effektiva partikelfilter. Upprepad plöjning och harvning ger en bra omblandning av jorden och därmed en bra utspädning av radionukliderna.

Putsning av beten och vallar

Bakgrund

Putsning innebär att man slår ner allt års- och fjolårsgräs, tuvor m.m. på en betesmark eller vall. Gräsresterna får ligga och förmultna och så småningom inkorporeras i markens ytskikt. Det nya gräs som växer fram får en lägre aktivitetskoncentration eftersom det inte utsatts för direktdeposition utan tar upp radiostrontium via rötterna eller plantbasen [Milbourn & Taylor, 1965]. Putsning är speciellt motiverad vid ett nedfall före eller vid vegetationsperiodens början eftersom risken då är stor att djuren ska få i sig betydande mängder radiostrontium när de släpps ut på bete på våren. Vid mycket höga nedfallsnivåer är det motiverat att istället slå av och föra bort grödan, se ”Bortförsel och deponering av gröda”.

Objekt för behandling

Betesmarker på åker eller naturbetesmarker som har fått nedfall av måttliga mängder radiostrontium.

Lämpligt tillfälle för behandling

När som helst under växtsäsongen.

Förväntad effekt

Reducerad överföring till betesdjur, dock mindre effekt än för andra nuklider som t.ex. cesium. I fältförsök minskade putsning av betet i väntan på betessläpp överföringen av radiostrontium med en faktor två jämfört med kontrollen utan åtgärd [Milbourn & Taylor, 1965].

Utrustning, genomförande

Grönyteputsare eller en kraftigare rotorslåtterkross. Gräset bör slås med så kort stubbhöjd som möjligt.

Genomförbarhet

Metoder och utrustning för betesputsning används vanligtvis redan på gårdar med betesdjur.

Fördelaktiga sidoeffekter

Gynnar biologisk mångfald och betestillväxt.

Miljöeffekter

Om gräs förs bort måste det hanteras i en deponi.

Begränsningar

Svårt att genomföra på steniga och kuperade naturbetesmarker. Vid sådana förhållanden får man höja stubbhöjden. Trots att syftet med åtgärden är att minska intag av kontaminerat gräs kan betande djur få i sig en del av det nedslagna gräset. Om betesgräset är kraftigt utvecklat kan det bli stora mängder kvar efter putsning som kan kväva den underliggande växtligheten. Här bör man överväga att föra bort det nedslagna gräset, se "Bortförsel och deponering av gröda".

Senareläggning av betessläpp eller installning av betande djur

Bakgrund

Vid ett nedfall på betesmark kommer uppfångat radiostrontium successivt att spädas ut allteftersom betesgräset tillväxer och *fall-off* tilltar. Om betessläpp kan senareläggas kommer således djurens intag av radiostrontium via betet att minska. Aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i betet avtar under nedfallsåret med en halveringstid på ungefär 60 dagar enligt dataunderlaget till denna rapport [Eriksson m.fl., 1994]. Om djuren släpps senare på betet kan även åtgärder såsom putsning av betet utföras under tiden för att ytterligare minska betets upptag av radiostrontium.

Objekt för behandling

Strontiumförorenade betesmarker.

Lämpligt tillfälle för behandling

Närsomhelst under betessäsongen.

Förväntad effekt

Enligt dataunderlaget till denna rapport avtar aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i betesvegetationen med en hastighet motsvarande en halveringstid på ungefär 60 dagar.

Utrustning, genomförande

Inga fältmaskiner behövs för åtgärden. Däremot behövs extra grovfoder motsvarande den mängd betesgräs som skulle intagits på betet under den tid som djuren hålls installade.

Genomförbarhet

Lätt att åstadkomma förutsatt att grovfoderlagret räcker.

Fördelaktiga sidoeffekter

Inga.

Miljöeffekter

Inga.

Diskussion/Begränsningar

Tillgången på grovfoder kan vara ett problem i det akuta skedet. Att dra ner på grovfodergivan kan göra att lagret räcker längre men inverkar menligt på produktionen.

Bilaga 4. Kritiska aktivitetskoncentrationer om alla foderslag är förorenade

Om alla foderslag som övervägts i detta arbete (spannmål, ensilerad vall, bete) är förorenade blir den kritiska aktivitetskoncentrationen för ett enskilt foderslag beroende av intaget av de andra foderslagen och dessa foders föroreningsgrad. Detta kan uttryckas med hjälp av ett matematiskt samband enligt ekvationen i rutan nedan.

Detta medför att den kritiska aktivitetskoncentrationen för en fodertyp, k , kommer att förändras beroende på föroreningsgraden hos de övriga fodertyperna, i . Som exempel kommer spannmåls kritiska aktivitetskoncentration vid mjölkproduktion bero på vallens föroreningsgrad enligt figur B4.1.

$$A_{k,j} = \frac{A_{EU,j} - TF_j * \sum_{i=1}^n I_i * A_i}{TF_j * I_k}$$

$$\text{Om } TF_j * \sum_{i=1}^n I_i * A_i \geq A_{EU,j} \text{ blir } A(k,j) = 0$$

$A_{k,j}$ är den kritiska aktivitetskoncentrationen i fodertyp k (Bq/kg ts) avsett för produktion av livsmedelsprodukt j .

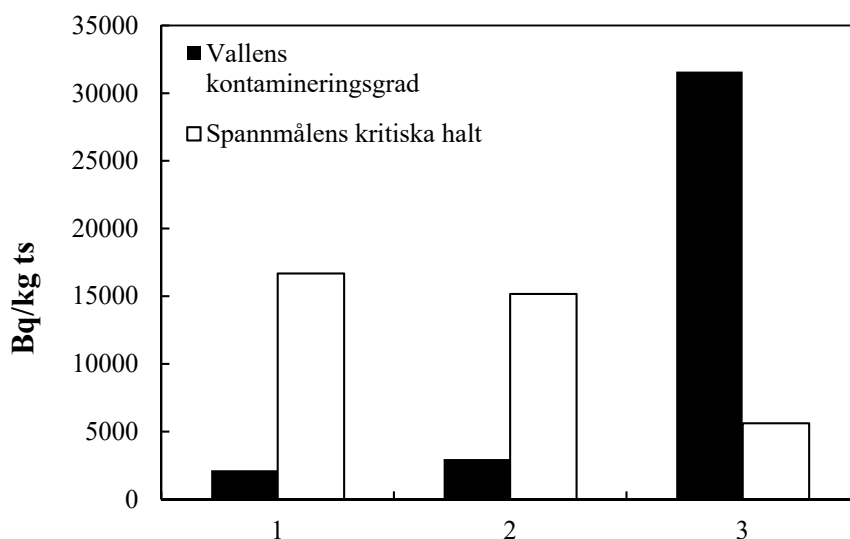
I_k är det dagliga intaget (kg/dag) av fodertyp k

TF_j är överföringsfaktorn för livsmedelsprodukt j

$A_{EU,j}$ är EU:s gränsvärde (Bq/kg) för livsmedelsprodukt j

I_i är det dagliga intaget (kg/dag) av fodertyp i där $i \in \{i_1, i_2 \dots i_n\}$

A_i är aktivitetskoncentrationen (Bq/kg foder) i fodertyp i där $i \in \{i_1, i_2 \dots i_n\}$



Figur B4.1. Illustration av hur spannmåls kritiska aktivitetskoncentration ändras med varierande aktivitetskoncentration radiostrontium i vallgrödan (1, 2, 3).

I tabellerna B4.1 och B4.2 visas de kritiska aktivitetskoncentrationerna i varje foderslag när alla förorenats vid ett och samma tillfälle. De redovisade kritiska aktivitetskoncentrationerna är en sammanvägning av värdena för konventionell och ekologisk mjölkproduktion.

Tabell B4.1. Kritiska aktivitetskoncentrationer (Bq/kg ts) för foder inom mjölkproduktion vid vinterutfodring.

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Tidpunkt 1	Tidpunkt 2	Tidpunkt 3	Tidpunkt 4	Tidpunkt 5
<i>Ensilage</i>					
10	8 200	8 200	8 200	8 200	8 100
100	8 200	8 200	8 200	7 700	7 500
1 000	8 200	8 200	8 000	300	0
<i>Spannmål</i>					
10	20 100	19 000	14 800	18 100	15 100
100	16 600	0	0	0	0
1 000	0	0	0	0	0

Enligt prognoserna i tabell B4.1 är den kritiska aktivitetskoncentrationen för ensilage till mjölkproduktion drygt 8 000 Bq/kg ts för vid flesta nedfallsnivåer och nedfallstillfällen. Vid det sista nedfallstillfället och den högsta nedfallsnivån blir spannmålets föroreningsgrad så pass stor att den kritiska aktivitetskoncentrationen i ensilaget teoretiskt blir mindre än noll. Eftersom detta inte är möjligt innebär detta att förorenad spannmål ger en aktivitetskoncentration i mjölk över gränsvärdet även om djuren utfodras med ensilage som är helt okontaminerat. Den kritiska aktivitetskoncentrationen för spannmål till mjölkproduktion varierar mellan ca 15 000 och 20 000 Bq/kg ts vid den lägsta nedfallsnivån. Vid de högre nedfallsnivåerna är prognosen att den kritiska aktivitetskoncentrationen i spannmål teoretiskt blir mindre än noll. Kritiska aktivitetskoncentrationer i de olika foderslagen då mjölkornas foderintag delvis baseras på bete redovisas i tabell B4.2.

Prognoser över de kritiska aktivitetskoncentrationerna i foderkomponenterna inom mjölkproduktion vid betesdrift är mer komplexa än för foder till mjölkproduktion vid vinterutfodring. Vid nedfallsnivån 1 000 kBq/m² är aktivitetskoncentrationerna radiostrontium i foderslagen så hög att även om ett foderslag är rent (ensilage, bete eller spannmål) så riskeras att aktivitetskoncentrationen i mjölk överskrider gränsvärdet.

Bilaga 5. Dynamik i upptag och utsöndring i djurkroppen

När ett djur ställs på ett foder som innehåller radiostrontium kommer aktivitetsskoncentrationen av radiostrontium att gradvis öka i djurets olika organ. I början av denna uppbyggnadsfas kommer aktivitetsskoncentrationen av radiostrontium i djurkroppens olika vävnader att öka snabbt, men med tiden avtar ökningen i aktivitetsskoncentration för att så småningom plana ut på en konstant nivå med jämvikt mellan intag och utsöndring. Hur fort aktivitetsskoncentrationen i djurkroppen ökar skiljer mellan olika organ och vävnader. Den tid det tar för att uppnå jämvikt kan skattas med hjälp av den så kallade effektiva halveringstiden. Med halveringstid menas den tid det tar för en viss ackumulerad mängd av en radionuklid i en djurkropp eller ett organ att minska till hälften (när inget mer tillförs). Den effektiva halveringstiden väger samman radionuklidens fysikaliska och biologiska halveringstid (djurkroppens omsättning av radionukliden ifråga). Den effektiva halveringstiden kan också användas för att beskriva förloppet när sen av en radionuklid byggs upp i kroppen hos ett djur med ett konstant dagligt intag av en radionuklid via fodret. Efter en effektiv halveringstid har aktivitetsskoncentrationen i köttet eller mjölken stigit till hälften av den vid jämviktsnivån. Efter två halveringstider är den uppe i 75 %, efter tre i 87,5 %, efter fyra i 93,75 % osv. Vanligen brukar man anse att jämvikt uppnås efter fyra halveringstider, eftersom aktivitetsskoncentrationen därefter bara ändras marginellt (se fig B5.2).

Nedan presenteras några exempel på hur aktivitetsskoncentrationen av radiostrontium utvecklas i mjölk och kött. Förloppen har beräknats med en modell presenterad av Fabbri m.fl. [Fabbri m.fl., 1994]. För överföring till mjölk har följande ekvation använts. Modellen bygger på att överföringen till kött och mjölk styrs av radiostrontiumackumulation i två pooler i djurkroppen, en snabbare ackumulation i kroppsvätskor och muskelmassa och en långsammare i skelettet:

$$C(t) = I f_m \left[a_1 (1 - e^{-\lambda_1 t}) + a_2 (1 - e^{-\lambda_2 t}) \right]$$

$C(t)$ är aktivitetsskoncentrationen radiostrontium i mjölk i Bq l⁻¹ vid tiden t , I det dagliga intaget av radiostrontium (Bq dag⁻¹), f_m är överföringsfaktorn (dag l⁻¹), λ_1 och λ_2 är de hastighetskonstanter som anger överföringen från poolen med den korta respektive den med den långa halveringstiden (dag⁻¹), a_1 och a_2 (dimensionslösa) är vikter som anger hur mycket utsöndringen från respektive pool bidrar till C . Två biologiska halveringstider har använts, två dagar för den snabba komponenten och 37 dagar för den långsammare. För beräkning av ackumulation i kött används i princip samma ekvation, men då används andra överföringsfaktorer (f_f) som liksom $C(t)$ uttrycks i Bq/kg. De parametrar som använts i beräkningarna presenteras i tabell B5.1.

De presenterade graferna är exempel på hur radiostrontiums dynamik i djurkroppar kan se ut. Med andra modeller för beräkning kan förloppen se lite annorlunda ut. Mer utförliga modelleringsansatser finns att tillgå i exempelvis ECOSYS-87 [Müller & Pröhl, 1993] eller [Coughtrey & Thorne, 1983].

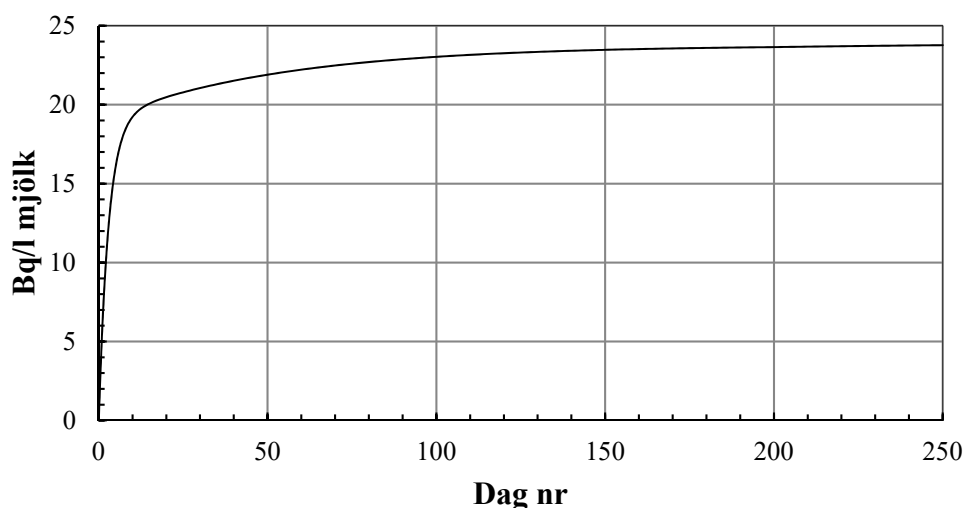
Figur B5.1 visar hur aktivitetsskoncentrationen av radiostrontium i mjölk ökar med tiden vid ett konstant dagligt intag av radiostrontium via fodret. Aktivitetsskoncentrationen av radiostrontium i mjölk ökar mycket snabbt och är i den givna situationen nära sitt maximala värde redan efter 10 dagar. Om det dagliga intaget av radiostrontium är högre (eller lägre) än vad som här antagit blir aktivitetsskoncentrationen i mjölken högre (eller lägre) men tidsförloppet är detsamma.

För kött tar det ganska lång tid innan aktivitetsskoncentrationerna av radiostrontium når jämvikt (figurerna B5.2–B5.4). För slaktsvin och broiler tar det längre tid än djurets normala livslängd. Detta har stor betydelse för hur motåtgärder för att undvika aktivitetsskoncentrationer över gränsvärdet ska utformas. Om man tvingas utfodra djuren

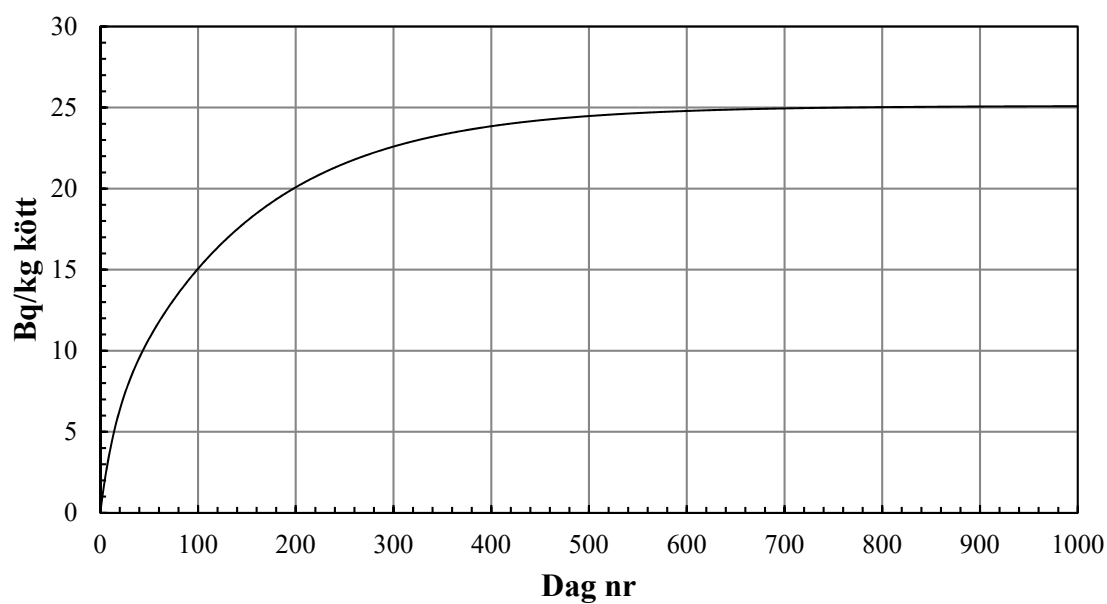
med radiostrontiumkontaminerat foder bara en kort tid före slakt kan man ta med i beräkningen att aktivitetskoncentrationerna bara hinner komma upp i en bråkdel av de aktivitetskoncentrationer som gäller vid jämvikt mellan tillförsel och utsöndring och att behovet av åtgärder minskar i motsvarande grad. Om man måste utfodra djuren med måttligt kontaminerat foder redan i början av uppfödningssperioden finns möjligheten att göra detta och att sedan i ett senare stadium utfodra med okontaminerat foder, om sådant finns att tillgå. Genom den senare åtgärden ser man till att minska aktivitetskoncentrationen i kött till acceptabel nivå under den sista tiden fram till slakt. Tilläggas kan att risken för att aktivitetskoncentrationerna i gris- och kycklingkött ska hamna över EU:s gränsvärde är ganska liten till och med vid den högsta nedfallsnivån (se avsnitt 4.4).

Tabell B5.1. Värden på parametrarna i ekvationen ovan (symbolerna förklaras i tillhörande text) som använts i denna rapport för beräkning av kurvorna som visar radiostrontiums dynamik i djurkroppar. Data är hämtade från Fabbri m.fl., (1994), och Müller & Pröhl, (1993).

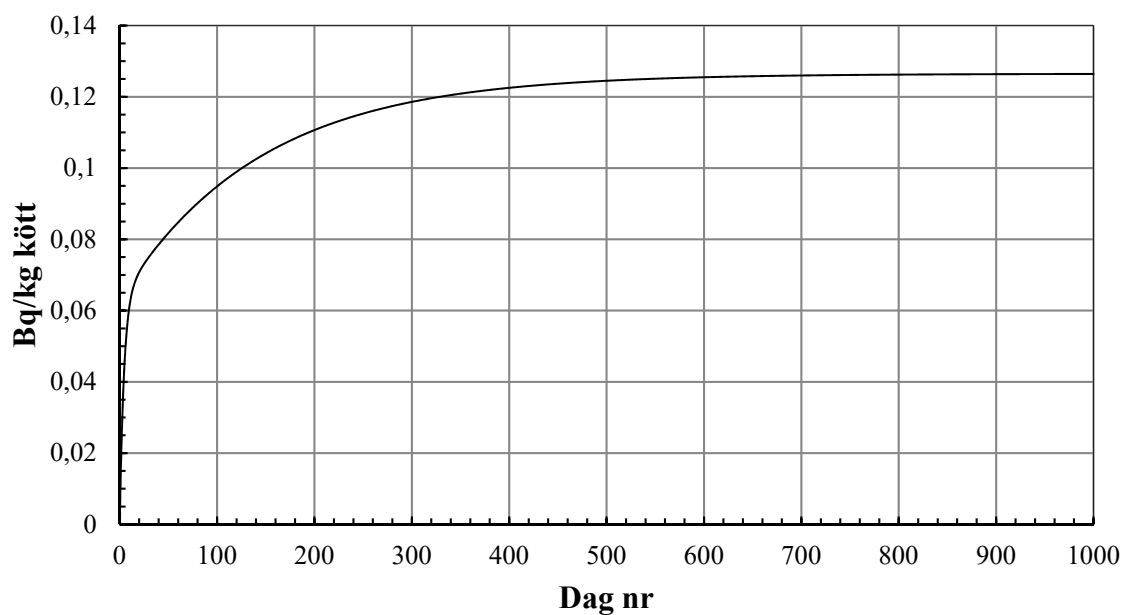
	f_m, f_r	λ_1 (dag ⁻¹)	a_1	λ_2 (dag ⁻¹)	a_2
Mjölproduktion	0,0011	0,346	0,8	0,019	0,2
Kött (nötboskap och svin)	0,0013	0,069	0,2	0,007	0,8
Kyckling	0,02	0,231	0,5	0,007	0,5



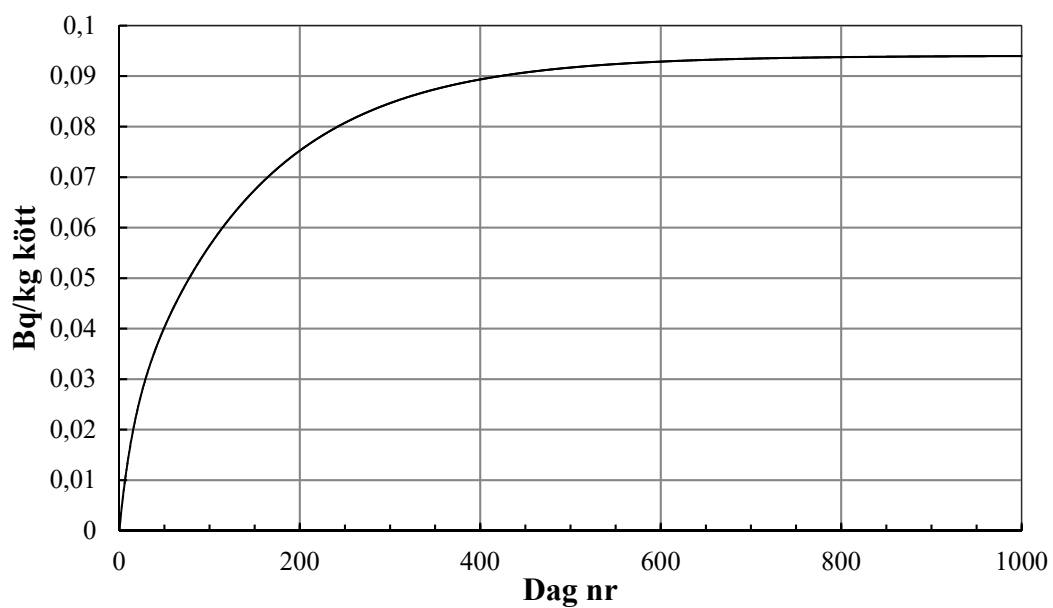
Figur B5.1. Förändring av aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i mjölk med tiden vid ett intag av radiostrontium på 21 500 Bq/dag via fodret. Detta intag motsvarar scenario 6, nedfall 100 kBq/m². Aktivitetskoncentrationen i mjölk närmar sig asymptotiskt ett jämviktsvärde på 24 Bq/l (tabell 4.12).



Figur B5.2. Förändring av aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i nötkött med tiden vid ett intag av radiostrontium på 19 300 Bq/dag via fodret. Detta intag motsvarar scenario 6, nedfall 100 kBq/m².



Aktivitetskoncentrationen i köttet närmar sig asymptotiskt ett jämviktsvärde, i detta fall ca 25 Bq/kg.
Figur B5.3. Förändring av aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i kycklingkött med tiden vid ett intag av radiostrontium på 6 Bq/dag via fodret. Detta intag motsvarar scenario 6, nedfall 100 kBq/m².
 Aktivitetskoncentrationen i köttet närmar sig asymptotiskt ett jämviktsvärde på 0,13 Bq/kg.



Figur B5.4. Förändring av aktivitetskoncentrationen av radiostrontium i griskött med tiden vid ett intag av radiostrontium på 38 Bq/dag via fodret. Detta intag motsvarar scenario 6, nedfall 100 kBq/m². Aktivitetskoncentrationen i köttet närmar sig asymptotiskt ett jämviktsvärde på 0,095 Bq/kg.

Tabell B5.2. Kritiska aktivitetskoncentrationer (Bq/kg ts) för foder inom mjölkproduktion vid betesdrift.

Nedfallsnivå (kBq/m ²)	Tidpunkt 1	Tidpunkt 2	Tidpunkt 3	Tidpunkt 4	Tidpunkt 5
<i>Ensilage</i>					
10	22 600	21 800	20 600	18 300	16 300
100	7 400	0	0	0	0
1 000	0	0	0	0	0
<i>Bete</i>					
10	14 000	13 600	12 100	13 200	12 100
100	12 700	8 900	0	0	0
1 000	0	0	0	0	0
<i>Spannmål</i>					
10	19 500	18 300	15 500	16 100	19 300
100	7 300	0	0	0	0
1 000	0	0	0	0	0

Bilaga 6. Översikt över vilka aktivitetskoncentrationer av radiostrontium i olika grödor ger i livsmedel vid olika nedfallsnivåer och årstider

Tabellerna på följande sidor ger, med utgångspunkt från prognoser i denna rapport, en översiktlig bild av situationen vid olika nedfallstidpunkter och nivåer. Förutsägelseerna gäller nedfallsåret, för en beskrivning över situationen åren efter ett nedfall, se bilaga 1. Vad tidpunkterna 1, 2, 3 osv. står för finns mer detaljerat beskrivet i avsnitt 4.2.

B6.1. Översikt över vilka radiostrontiumaktivitetskoncentrationer olika grödor ger i livsmedel efter nedfall vid tidpunkterna 0 och 1. Grå skuggning markerar aktivitetskoncentrationer över EU:s gränsvärde och indikerar att motåtgärder måste vidtas i växtodlingen. Prognos för radiostrontiumaktivitetskoncentrationer i grödor gäller egentligen tidpunkt 1 men bör i grova drag även kunna tillämpas för tidpunkt 0.

Gröda	Livsmedel	Gränsvärde (Bq/kg) Nedfallsnivå (kBq/m ²) →	Aktivitetskoncentration Bq/kg			Motåtgärder
			10	100	1 000	
Höstsäd	Bröd	750	< 1	6	60	se avsnitt 4.3
Vårsäd	Bröd	750	< 1	6	60	se avsnitt 4.3
Höstsäd/vårsäd	Griskött	750	< 1	< 1	1	se avsnitt 4.4
Höstsäd/vårsäd	Kycklingkött	750	< 1	< 1	< 1	se avsnitt 4.4
Slåttervall/spannmål	Mjölk, konventionell	125	2	20	200	se avsnitt 4.5.1
Slåttervallspannmål	Mjölk, ekologisk	125	3	30	300	se avsnitt 4.5.1
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, konventionell 3 dagar ^a	125	8	80	800	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, konventionell 30 dagar ^a	125	5	50	500	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, konventionell 60 dagar ^a	125	4	40	400	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, ekologisk 3 dagar ^a	125	14	140	1 400	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, ekologisk 30 dagar ^a	125	9	90	900	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, ekologisk 60 dagar ^a	125	6	60	600	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/spannmål	Kött, stut	750	3	30	300	se avsnitt 4.6.1
Slåttervall/spannmål	Kött, grovfodertjur	750	1	10	100	se avsnitt 4.6.1
Slåttervall/spannmål	Kött, mjölkko till slakt	750	3	30	300	se avsnitt 4.6.1
Åkerbete/spannmål	Stut 3 dagar ^a	750	14	140	1 400	se avsnitt 4.6.2
Åkerbete/spannmål	Stut 30 dagar ^a	750	9	90	900	se avsnitt 4.6.2

Åkerbete/spannmål	Stut 60 dagar ^a	750	6	60	600	se avsnitt 4.6.2
Naturbete	Stut 3 dagar ^b	750	42	420	4 200	se avsnitt 4.6.3
Naturbete	Stut 30 dagar ^b	750	27	270	2 700	se avsnitt 4.6.3
Naturbete	Stut 60 dagar ^b	750	19	190	1 900	se avsnitt 4.6.3
Potatis	Potatis, kokt oskalad	750	8	80	800	se avsnitt 4.7

^aAktivitetskoncentration radiostrontium i mjölk eller kött vid betesdrift på åkerbete 3, 30 respektive 60 dagar efter nedfall

^bAktivitetskoncentration radiostrontium i kött från stutar vid betesdrift på naturbetesmarker 3, 30 respektive 60 dagar efter nedfall

B6.2. Översikt över vilka radiostrontiumaktivitetskoncentrationer olika grödor ger i livsmedel efter ett nedfall tidpunkt 2. Grå skuggor markerar aktivitetskoncentrationer över EU:s gränsvärde och indikerar att motåtgärder måste vidtas i växtodlingen

Gröda	Livsmedel	Gränsvärde (Bq/kg) Nedfallsnivå (kBq/m ²) →	Aktivitetskoncentration Bq/kg			Motåtgärder
			10	100	1 000	
Höstsäd	Bröd	750	< 1	6	60	se avsnitt 4.3
Vårsäd	Bröd	750	< 1	6	60	se avsnitt 4.3
Höstsäd/vårsäd	Griskött	750	< 1	< 1	< 1	se avsnitt 4.4
Höstsäd/vårsäd	Kycklingkött	750	< 1	< 1	< 1	se avsnitt 4.4
Slåttervall/spannmål	Mjölk, konventionell	125	9	90	900	se avsnitt 4.5.1
Slåttervallspannmål	Mjölk, ekologisk	125	13	130	1 300	se avsnitt 4.5.1
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, konventionell 3 dagar ^a	125	115	1 150	11 500	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, konventionell 30 dagar ^a	125	9	90	900	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, konventionell 60 dagar ^a	125	4	40	400	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, ekologisk 3 dagar ^a	125	210	2 100	21 000	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, ekologisk 30 dagar ^a	125	21	210	2 100	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, ekologisk 60 dagar ^a	125	11	110	1 100	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/spannmål	Kött, stut	750	10	100	1 000	se avsnitt 4.6.1
Slåttervall/spannmål	Kött, grovfodertjur	750	5	50	500	se avsnitt 4.6.1
Slåttervall/spannmål	Kött, mjölkko till slakt	750	10	100	1 000	se avsnitt 4.6.1
Åkerbete/spannmål	Stut 3 dagar ^a	750	210	2 100	21 000	se avsnitt 4.6.2
Åkerbete/spannmål	Stut 30 dagar ^a	750	17	170	1 700	se avsnitt 4.6.2
Åkerbete/spannmål	Stut 60 dagar ^a	750	7	70	700	se avsnitt 4.6.2

Naturbete	Stut 3 dagar ^b	750	630	6 300	63 000	se avsnitt 4.6.3
Naturbete	Stut 30 dagar ^b	750	50	500	5 000	se avsnitt 4.6.3
Naturbete	Stut 60 dagar ^b	750	21	210	2 100	se avsnitt 4.6.3
Potatis	Potatis, kokt oskalad	750	8	80	800	se avsnitt 4.7

aAktivitetskoncentration av radiostrontium i mjölk eller kött vid betesdrift på åkerbete 3, 30 respektive 60 dagar efter nedfall

bAktivitetskoncentration av radiostrontium i kött från stutar vid betesdrift på naturbetesmarker 3, 30 respektive 60 dagar efter nedfall

B6.3. Översikt över vilka aktivitetskoncentrationer av radiostrontium i olika grödor ger i livsmedel efter nedfall vid tidpunkt 3. Grå skuggning markerar aktivitetskoncentrationer över EU:s gränsvärde och indikerar att motåtgärder måste vidtas i växtodlingen.

Gröda	Livsmedel	Gränsvärde (Bq/kg) Nedfallsnivå (kBq/m ²) →	Aktivitetskoncentration Bq/kg			Motåtgärder
			10	100	1 000	
Höstsäd	Bröd	750	60	600	6 000	se avsnitt 4.3
Vårsäd	Bröd	750	3	30	300	se avsnitt 4.3
Höstsäd/vårsäd	Griskött	750	1	10	100	se avsnitt 4.4
Höstsäd/vårsäd	Kycklingkött	750	0	3	30	se avsnitt 4.4
Slåttervall/spannmål	Mjölk, konventionell	125	35	350	3 500	se avsnitt 4.5.1
Slåttervallspannmål	Mjölk, ekologisk	125	49	490	4 900	se avsnitt 4.5.1
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, konventionell 3 dagar ^a	125	140	1 400	14 000	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, konventionell 30 dagar ^a	125	31	310	3 100	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, konventionell 60 dagar ^a	125	22	220	2 200	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, ekologisk 3 dagar ^a	125	230	2 300	23 000	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, ekologisk 30 dagar ^a	125	42	420	4 200	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, ekologisk 60 dagar ^a	125	26	260	2 600	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/spannmål	Kött, stut	750	37	370	3 700	se avsnitt 4.6.1
Slåttervall/spannmål	Kött, grovfodertjur	750	21	210	2 100	se avsnitt 4.6.1
Slåttervall/spannmål	Kött, mjölkko till slakt	750	37	370	3 700	
Åkerbete/spannmål	Stut 3 dagar ^a	750	220	2 200	22 000	se avsnitt 4.6.2
Åkerbete/spannmål	Stut 30 dagar ^a	750	25	250	2 500	se avsnitt 4.6.2
Åkerbete/spannmål	Stut 60 dagar ^a	750	9	90	900	se avsnitt 4.6.2

Naturbete	Stut 3 dagar ^b	750	660	6 600	66 000	se avsnitt 4.6.3
Naturbete	Stut 30 dagar ^b	750	76	760	7 600	se avsnitt 4.6.3
Naturbete	Stut 60 dagar ^b	750	27	270	2 700	se avsnitt 4.6.3
Potatis	Potatis, kokt oskalad	750	8	80	800	se avsnitt 4.7

aAktivitetskoncentration radiostrontium i mjölk eller kött vid betesdrift på åkerbete 3, 30 respektive 60 dagar efter nedfall

bAktivitetskoncentration radiostrontium i kött från stutar vid betesdrift på naturbetesmarker 3, 30 respektive 60 dagar efter nedfall

B6.4. Översikt över vilka aktivitetskoncentrationer olika grödor ger i livsmedel efter nedfall vid tidpunkt 4. Grå skuggning markerar aktivitetskoncentrationer över EU:s gränsvärde och indikerar att motåtgärder måste vidtas i växtodlingen.

Gröda	Livsmedel	Gränsvärde (Bq/kg) Nedfallsnivå (kBq/m ²) →	Aktivitetskoncentration Bq/kg			Motåtgärder
			10	100	1 000	
Höstsäd	Bröd	750	89	890	8 900	se avsnitt 4.3
Vårsäd	Bröd	750	60	600	6 000	se avsnitt 4.3
Höstsäd/vårsäd	Griskött	750	2	20	200	se avsnitt 4.4
Höstsäd/vårsäd	Kycklingkött	750	0	4	40	se avsnitt 4.4
Slåttervall/spannmål	Mjölk, konventionell	125	16	160	1 600	se avsnitt 4.5.1
Slåttervallspannmål	Mjölk, ekologisk	125	21	210	2 100	se avsnitt 4.5.1
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, konventionell 3 dagar ^a	125	130	1 300	13 000	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, konventionell 30 dagar ^a	125	20	200	2 000	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, konventionell 60 dagar ^a	125	7	70	700	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, ekologisk 3 dagar ^a	125	230	2 300	23 000	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, ekologisk 30 dagar ^a	125	35	350	3 500	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, ekologisk 60 dagar ^a	125	12	120	1 200	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/spannmål	Kött, stut	750	16	160	1 600	se avsnitt 4.6.1
Slåttervall/spannmål	Kött, grovfodertjur	750	10	100	1 000	se avsnitt 4.6.1
Slåttervall/spannmål	Kött, mjölkko till slakt	750	16	160	1 600	se avsnitt 4.6.1
Åkerbete/spannmål	Stut 3 dagar ^a	750	240	2 400	24 000	se avsnitt 4.6.2
Åkerbete/spannmål	Stut 30 dagar ^a	750	36	360	3 600	se avsnitt 4.6.2
Åkerbete/spannmål	Stut 60 dagar ^a	750	13	130	1 300	se avsnitt 4.6.2

Naturbete	Stut 3 dagar ^b	750	710	7 100	71 000	se avsnitt 4.6.3
Naturbete	Stut 30 dagar ^b	750	110	1 100	11 000	se avsnitt 4.6.3
Naturbete	Stut 60 dagar ^b	750	38	380	3 800	se avsnitt 4.6.3
Potatis	Potatis, kokt oskalad	750	8	80	800	se avsnitt 4.7

aAktivitetskoncentration radiostrontium i mjölk eller kött vid betesdrift på åkerbete 3, 30 respektive 60 dagar efter nedfall

bAktivitetskoncentration radiostrontium i kött från stutar vid betesdrift på naturbetesmarker 3, 30 respektive 60 dagar efter nedfall

B6.5. Översikt över vilka aktivitetskoncentrationer olika grödor ger i livsmedel efter nedfall vid tidpunkt 5. Grå skuggning markerar aktivitetskoncentrationer över EU:s gränsvärde och indikerar att motåtgärder måste vidtas i växtodlingen.

Gröda	Livsmedel	Gränsvärde (Bq/kg) Nedfallsnivå (kBq/m ²) →	Aktivitetskoncentration i Bq/kg			Motåtgärder
			10	100	1 000	
Höstsäd	Bröd	750	75	750	7 500	se avsnitt 4.3
Vårsäd	Bröd	750	89	890	8 900	se avsnitt 4.3
Höstsäd/vårsäd	Griskött	750	2	20	200	se avsnitt 4.4
Höstsäd/vårsäd	Kycklingkött	750	0	3	30	se avsnitt 4.4
Slåttervall/spannmål	Mjölk, konventionell	125	35	350	3 500	se avsnitt 4.5.1
Slåttervallspannmål	Mjölk, ekologisk	125	48	480	4 800	se avsnitt 4.5.1
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, konventionell 3 dagar ^a	125	130	1 300	13 000	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, konventionell 30 dagar ^a	125	25	250	2 500	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, konventionell 60 dagar ^a	125	-	-	-	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, ekologisk 3 dagar ^a	125	230	2 300	23 000	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, ekologisk 30 dagar ^a	125	44	440	4 400	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/åkerbete/spannmål	Mjölk, ekologisk 60 dagar ^a	125	-	-	-	se avsnitt 4.5.2
Slåttervall/spannmål	Kött, stut	750	35	350	3 500	se avsnitt 4.6.1
Slåttervall/spannmål	Kött, grovfodertjur	750	21	210	2 100	se avsnitt 4.6.1
Slåttervall/spannmål	Kött, mjölkko till slakt	750	36	360	3 600	se avsnitt 4.6.1
Åkerbete/spannmål	Stut 3 dagar ^a	750	240	2 400	24 000	se avsnitt 4.6.2
Åkerbete/spannmål	Stut 30 dagar ^a	750	46	460	4 600	se avsnitt 4.6.2
Åkerbete/spannmål	Stut 60 dagar ^a	750	19	190	1 900	se avsnitt 4.6.2

Naturbete	Stut 3 dagar ^b	750	710	7 100	71 000	se avsnitt 4.6.3
Naturbete	Stut 30 dagar ^b	750	140	1 400	14 000	se avsnitt 4.6.3
Naturbete	Stut 60 dagar ^b	750	56	560	5 600	se avsnitt 4.6.3
Potatis	Potatis, kokt oskalad	750	8	80	800	se avsnitt 4.7

^aAktivitetskoncentration radiostrontium i mjölk eller kött vid betesdrift på åkerbete 3, 30 respektive 60 dagar efter nedfall

^bAktivitetskoncentration radiostrontium i kött från stutar vid betesdrift på naturbetesmarker 3, 30 respektive 60 dagar efter nedfall

FOI är en huvudsakligen uppdragsfinansierad myndighet under Försvarsdepartementet. Kärnverksamheten är forskning, metod- och teknikutveckling till nytta för försvar och säkerhet. Organisationen har cirka 1000 anställda varav ungefär 800 är forskare. Detta gör organisationen till Sveriges största forskningsinstitut. FOI ger kunderna tillgång till ledande expertis inom ett stort antal tillämpningsområden såsom säkerhetspolitiska studier och analyser inom försvar och säkerhet, bedömning av olika typer av hot, system för ledning och hantering av kriser, skydd mot och hantering av farliga ämnen, IT-säkerhet och nya sensorers möjligheter.



FOI
Totalförsvarets forskningsinstitut
164 90 Stockholm

Tel: 08-55 50 30 00
Fax: 08-55 50 31 00

www.foi.se