

# 10 Faktorer som påverkar överföring av radioaktiva ämnen inom jordbruket

Jordbruksmiljön är komplex. Den påverkas av klimat, markförhållanden, växtodling och djurhållning och påverkas också av produktionsinriktning och tillämpade produktionsmetoder.

Växtproduktionen genomlöper olika faser under året i takt med grödornas utveckling, från vintertenvila över vårens och sommarens vegetativa utveckling och till grödornas mognad och skörd under hösten. Överföringen av radioaktiva ämnen till livsmedel påverkas av om skördade jordbruksprodukter används direkt som livsmedel eller som fodermedel. I det senare fallet överförs ämnena via husdjuren.

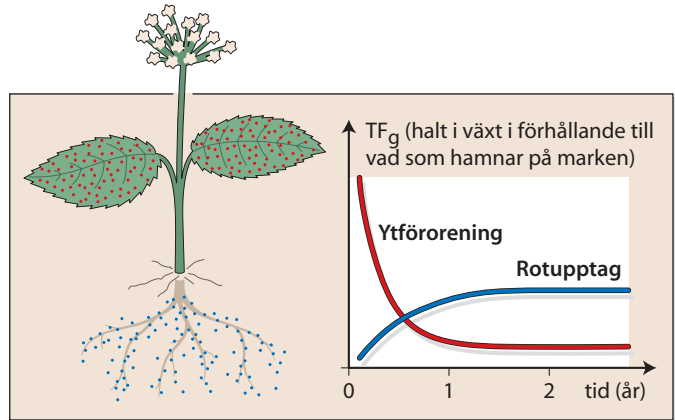
Förekomsten av radioaktiva ämnen i jordbruksprodukter påverkas t.ex. av:

- Årstiden för nedfall.
- Grödan och dess utvecklingsstadium.
- Markens egenskaper och näringsstatus.
- Djurslag, djurets ålder och fysiska aktivitet.
- Utfodring, betesbeteende och eventuell jordkonsumtion.

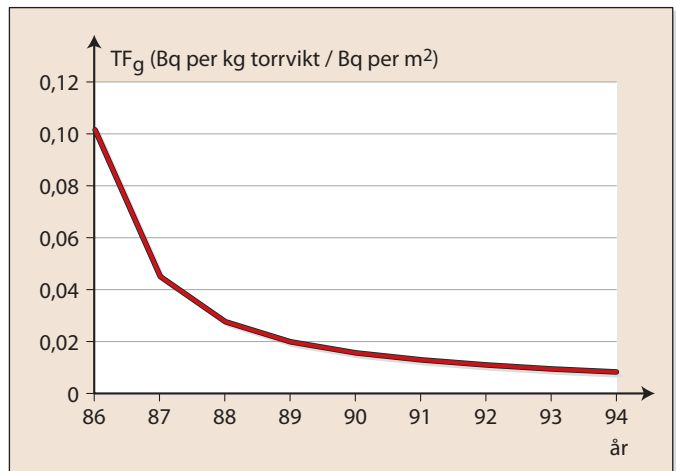
## Inom växtodlingen

### Nedfallsåret kontra följande år

Om nedfallet sker under den vegetativa perioden blir det stor skillnad mellan överföringen till växterna under det första året (innevarande odlingsår) och under de kommande åren. Under första året fångas och kvarhålls nedfallet direkt från luften



Figur 10.1 Det första året dominerar direktdepositionen, därefter dominerar rotupptaget. Källa: Klas Rosén, SLU.



Figur 10.2 Cesiumhalt i betesvegetation i förhållande till depositionen på marken i ett fjällområde i Jämtlands län under åtta år efter Tjernobylyolyckan. Källa: Klas Rosén, SLU.

eller regnet på växtligheten. Under följande år tas de radioaktiva ämnena främst upp via rötterna (fig. 10.1 och fig. 10.2). Betesmarker har ofta en tät vegetationsmatta som kan fånga upp ett radioaktivt nedfall - både direkt via bladytor och via rötter.

Karakteristiskt för beten och oplöjda vallar är den stora nedgången av cesiumhalten de för-

sta åren.

Den årliga minskningen för cesium-137 i betet avtar successivt. Den ekologiska halveringstiden är de första åren ca 4 år för betesgräs men ökar sedan betydligt och närmar sig värden för spannmål och andra grödor i öppen växtodling. I spannmål antas den ekologiska halveringstiden vara uppåt 20 år. Vid undersökningar av betes-

vegetationen i ett fjällbetesområde framkom att de genomsnittliga halterna av cesium-137 i betet sjunker, succesivt (fig. 10.3).

#### *Nedfallstidpunkt under året*

När under året nedfallet sker får stor betydelse för konsekvenserna och valet av motåtgärder. Hänsyn måste tas till både de lokala och årstidsberoende förhållandena vid ett nedfall.

Äldre vallar och gammal förna är effektiva på att fånga upp och kvarhålla radioaktiva ämnen från nedfallet. Djur som betar på äldre vallar kan därför ta upp relativt stora mängder cesium-137 jämfört med de som betar på nyanlagda vallar.

Vallen är den kritiska inkörsporten för överföring av radioaktiva ämnen till djurledet. Nedfallstidpunkten under vegetationsperioden blir avgörande för om vallgrödor kan användas som djurfoder eller måste kasseras.

För spannmålen kan tidpunkten för nedfall medföra att man får ta ställning till om kärnskoroden kan användas som brödsäd eller fodersäd eller om den måste kasseras. Nedfall strax före skörd kan ge stor överföring till spannmålskärna. Cesiumhalten i spannmål är dock väsentligt lägre redan de första åren efter nedfallet. Generellt är halten i spannmål tio gånger lägre än i vallgrödor (fig. 10.5). Nedfallstidpunkten spelar stor roll för både betande djur och för djur som utfodras med spannmål. Om nedfallet kommer i början av betessäsongen eller före den första vallskörden kan problem uppstå omedelbart för mjölk- och nötköttsprou-

duktionen. Vinterfodret är då oftast slut och djurägaren kan bli tvungen att låta sina djur gå ute på ett förorenat bete. Om nedfallet kommer strax före spannmålskoroden kan det bli stora konsekvenser även för slaktsvins- och fjäderfäproduktionen.

#### *Grödans utvecklingsstadium vid nedfallet*

Utveckling och tillväxt av biomassa per markytan har stor betydelse för grödornas förmåga att fånga upp och hålla kvar radioaktiva ämnen.

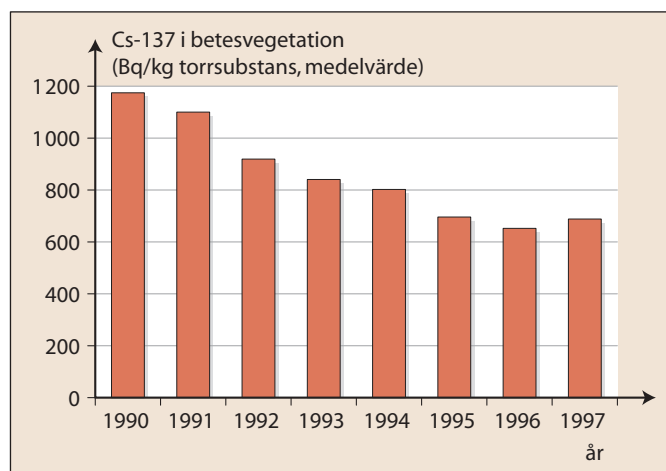
Grödornas bladriktighet och exponerade yta i förhållande till vikt varierar under vegetationsperioden. Uppfångningen av radioaktiva ämnen kan variera mellan 10 och 90 %. Uppfångningen påverkas av nederbördens intensitet och varaktighet samt bladytans storlek och utveckling. Uppfångningen är totalt sett relativt låg vid vegetationsperiodens början

och ökar sedan med tillväxten av biomassa. Om nedfallet kommer strax före skörd av slåtterintervall kan uppfångningen bli mycket hög. Ju mindre som fångas upp av växten desto mer hamnar på jorden eller rotmattan.

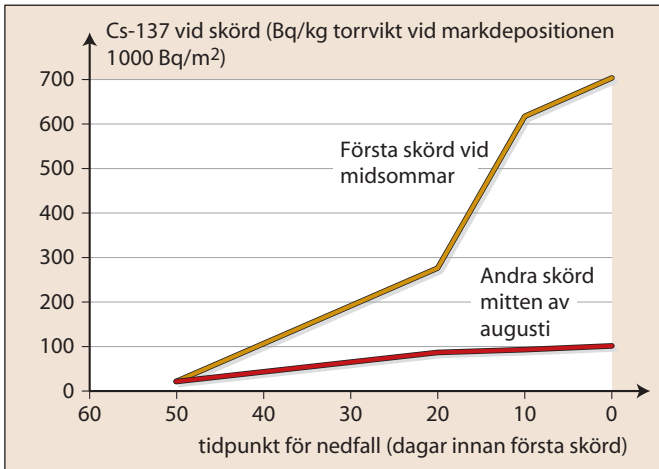
Vid en viss tidpunkt under vegetationsperioden har grödorna utvecklats olika långt beroende på var i landet de växer eftersom tidpunkterna för sådd och skörd samt även skördeperiodens längd varierar mellan grödorna och mellan olika delar av landet (tab. 8.1). Grödans utveckling kan också variera mellan olika år. Det kan också finnas en lokal variation beroende på jordart och läge i terrängen.

#### *Tid fram till skörd*

Under nedfallsåret kommer radioaktiva ämnen in i växten via deposition och kvarhållning på grödor men även via rotupptag. Återföring från jorden genom t.ex. regnstänk som för med sig



*Figur 10.3 Cesiumhalt i betesvegetationen i ett fjällbetesområde i nordvästra Jämtland vid provtagning i augusti varje år under perioden 1990-1997. Medelvärde för 8 provtagningsställen fördelade över det ca 10 km<sup>2</sup> stora betesområdet. Källa: Inger Andersson, Hans Lönsjö och Klas Rosén, SLU.*

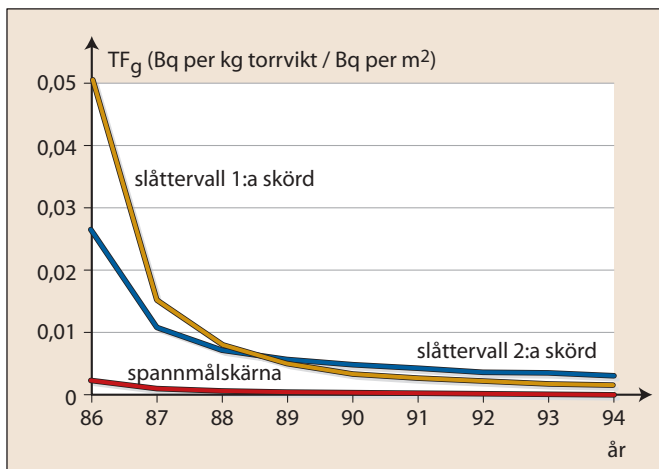


Figur 10.4 Kvarhållning av cesium i vallskörden efter ett radioaktivt nedfall i Mellansverige vid olika deponeringstider. Gul kurva är första vallskörden (vid midsommar) och röd kurva är andra vallskörden (mitten av augusti). Nedfallstidpunkten 50 dagar före skörd motsvarar Tjernobylnedfallet. Källa: Klas Rosén, SLU.

radioaktiva jordpartiklar från marken är en annan möjlighet. Nedtransport från bladytor på växande gröda (fig. 10.1) samt biomassatillväxt (fig. 7.3) minskar halten i gräset.

Halveringstiden, som i detta fall avser den tid det tar för mängden radioaktiva ämnen att minska till hälften, beror på gröda och årstid och varierar

vanligen mellan 2-3 veckor i gräs. Rotupptaget har betydelse redan under nedfallsåret men har ännu större betydelse åren efter nedfallet. Normalt brukar man räkna med att ca 5-25 % av depositionen finns kvar i grödan fram till skörd. Som jämförelse kan nämnas att vid Tjernobylnedfallet var det i gräsvall ca 5 % av cesium-137



Figur 10.5 Halten av cesium-137 i slåttervall och spannmålskärna. Kurvorna bygger på medelvärden av halterna cesium-137 i vall- och spannmålskörden 1986-1994 i Gävleborgs län efter Tjernobylylyckan. Källa: Klas Rosén, SLU.

som var kvar vid skörd i Uppsalatrakten år 1986. Halten av radioaktiva ämnen i grödan beror främst på två saker, nämligen grässets tillväxt och uttvättningen av ämnen från vegetationen.

Exempel på hur nedfallstidpunktens läge relativt tidpunkten för skörd inverkar på vallens kvarhållningsförmåga ges i figur 10.4 som visar första och andra skörd i Mellansverige. Vid nedfall ett visst datum under året kommer skördens halt av cesium-137 att variera i olika delar av landet eftersom den tid som återstår till skörd varierar (tab. 8.1). Om t.ex. ett nedfall äger rum i mitten av juni (lika nedfall över landet förutsätts) kommer vallskörden i södra Götaland (skörd strax efter nedfall) att innehålla cirka fem gånger högre halt av cesium-137 än skörden i nedre Norrland (skörd 3-4 veckor senare).

#### Första, andra respektive tredje vallskörden

Om nedfallet kommer strax före den första skörden avlägsnas en stor del av de radioaktiva ämnena vid skörden. Halten i nytt betesgräs och vallåterväxt (andra skörden) blir därför lägre än i den första skörden (fig. 10.4).

På väl gödslade mineraljordar kan halten i den andra vallskörden variera mellan 5 och 20 % av den första skördens. Den tredje vallskördens halt är i regel ännu lägre. På näringsfattiga sandjordar och mulljordar får man dock räkna med högre överföring av radioaktiva ämnen än på lerjordar.

Figur 10.5 visar att den första

vallskörden har en högre cesiumhalt än den andra vallskörden under de första åren. Sedan gäller det omvända. Detta kan bl.a. bero på skillnader i rottdjup.

**Markens egenskaper:**  
**Biotillgänglighet och växtupptag**

Växtupptaget efter första årets nedfall domineras huvudsakligen av radioaktiva ämnen, som finns i marklösningen. Stor inverkan på upptag av dessa ämnen har jordarnas lerhalt, mullhalt, näringsstatus, pH-värde, typ av växt, rötternas utbredning i markprofilen och upptagningsförmåga, markfuktighet samt förekomst av svampmycel i marken. Mineraljordar särskilt lerjordar kan fixera cesium och ger därmed ett lägre upptag i växten. Jordar med hög mullhalt ger ett högre upptag av cesium till växten än lerjordar på grund av att bindningsstyrkan till organiskt material inte är lika stark som till mineraljord.

Växter kan ta upp cesium genom blad och rötter. Upptaget genom bladen är viktigast direkt efter ett nedfall medan rotupptaget kan fortsätta så länge cesium finns tillgängligt i rotzonen (fig. 10.1). Biotillgängligheten kan i detta sammanhang definieras som möjligheten för cesium och strontium att frigöras från jorden och upptas i växter. Bladytan kan i mindre utsträckning också förorenas via regnstänk från markytan. Cesiumjonen är kemiskt analog med kaliumjonen. Upptaget och transporten av cesium i växterna kan därför ske genom samma mekanismer som för

**Tabell 10.1** Överföringsfaktorer  $TF$  ( $m^2$  per kg torrsvikt) året efter nedfall. Faktorn  $TF$  anger förhållandet mellan halten i grödan ( $Bq/kg$  torrsvikt) och markdepositionen ( $Bq/m^2$ ). Källa: Klas Rosén, SLU.

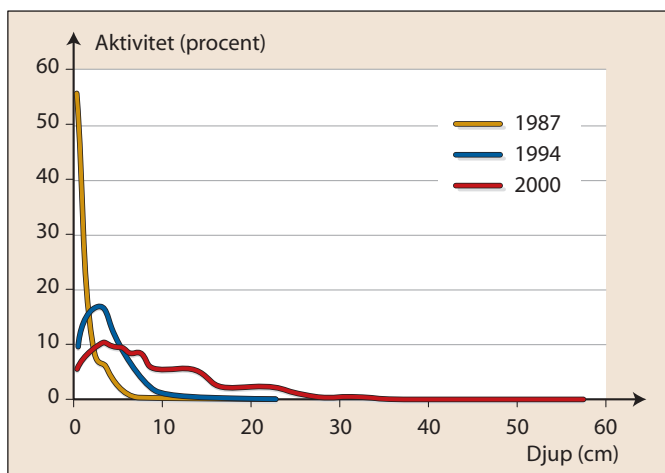
Gröda	Cesium-137			Strontium-90		
	Lerjordar	Sandjordar	Mulljordar	Lerjordar	Sandjordar	Mulljordar
<b>Spannmål</b>	0,00005	0,0002	0,002	0,0005	0,001	0,0005
<b>Vall</b>	0,005	0,01	0,1	0,01	0,02	0,01
<b>Kulturbete</b>	0,005	0,01	0,1	0,01	0,02	0,01
<b>Naturbete</b>	0,01	0,02	0,2	0,02	0,04	0,02
<b>Potatis</b>	0,0003	0,0012	0,012	0,001	0,002	0,001

kalium. Eftersom kalium återfinns framförallt i växternas mest bioaktiva delar, t.ex. skott, blad och rötter, kommer även cesiumjonerna att återfinnas i dessa delar av växten.

Omfattningen av cesiumupptaget styrs främst av biotillgängligheten och kaliumstatusen i marken. Kvoten kalium/cesium styr växtrötternas upptag av cesium. Det finns en preferens för kaliumjonen framför cesiumjonen. Även en liten tillsats av kalium till marken minskar upptaget av cesium signifikant. Därför är kalium-

gödsling en lämplig metod för att reducera upptaget av cesium-137 till växligheten (se vidare kapitel 13). Cesium är jämförelsevis lättillgängligt för växternas rotupptag i mulljordar. I mulljorden sker också ett större upptag av cesium än av strontium.

För de fem vanligaste grödorna ges i tabell 10.1 en översikt av genomsnittliga värden på överföringsfaktorer för tre olika jordtyper året efter ett nedfall. Naturmarker är oftast näringsfattiga. Där sker en effektiv återanvändning av näring via för-



**Figur 10.6** Migration av cesium-137 i en sandjord ett, åtta och fjorton år efter Tjernobylnedfallet om ingen jordbearbetning sker. Källa: Klas Rosén, SLU.

multnande växtrester. Detta medför att cesium inte lika lätt når mineraljorden. Dessa två faktorer bidrar till höga cesiumhalter i växter.

Med tiden omfördelas de radioaktiva ämnena från markytan till rotzonen i marken. Detta är en långsam process som styrs av markens egenskaper och biologiska processer. Viktiga faktorer för den vertikala omfördelningen är förekomsten av lermineral och maskar.

Trots att en vertikal omfördelning sker blir den övervägande delen av cesiumnedfallet kvar inom den översta delen av rotzonen under en mycket lång tid (fig.10.6). Studier har visat att fortfarande 14 år efter Tjernobylolyckan är mer än 90 % av cesium-137 kvar i markens översta 0-10 cm. Den vertikala omfördelningens hastighet skiljer sig något mellan olika jordar. Den är mindre än 1 cm per år, ofta mellan 0,2 och 0,7 cm per år.

Den kemiska form, som ett radioaktivt ämne finns i, har även betydelse för djurens upptag av ämnet. Radioaktivt cesium som är bundet till mineralpartiklar i jord absorberas inte i djurens magtarmkanal i samma grad som när det finns i jonform eller löslig form.

Under det första året efter Tjernobylolyckan var i många fall överföringen av radioaktivt cesium från fodret (bete och annat vallfoder) till djurprodukterna lägre än väntat. Detta berodde sannolikt på att radioaktivt cesium då förelåg som en ytlig förorening och till viss del var bundet till mineralpartiklar från jorden.

### Inom djurhållningen.

#### Djurslag

Olika djurslag ansamlar radioaktiva ämnen i olika hög grad (tab. 10.2). Idisslare absorberar i allmänhet mindre av intagen cesiummängd än vad icke-idisslare gör, samtidigt som idisslarnas utsöndring via träck i för-

hållande till utsöndringen via urin är relativt större.

Skillnader mellan djurslagen förklaras bl.a. av skillnader i fodertyp, fodersmältning och fodrets uppehållstid i fodersmältningsskanalen. Ämnesomsättningshastigheten per kg kroppsvikt har också betydelse. Den högre ämnesomsättningshastigheten hos mindre djurslag hänger samman med deras större kroppsytta i förhållande till kroppsvikt. Överföringsgraden av radioaktivt cesium är hög t.ex. hos fjäderfå, som har en hög ämnesomsättning i förhållande till sin kroppsvikt.

I experimentella studier vid Sveriges lantbruksuniversitet efter Tjernobylolyckan med samtliga viktigare livsmedelsproducerande husdjurslag redovisades följande överföringsfaktorer  $F_m$  (dag/l) och  $F_f$  (dag/kg) för överföringen av cesium-137 från foder till olika produkter: 0,0067 för komjölk, 0,24 och 0,81 för lammkött (stallutfodrade djur respektive djur på bete), 0,46 för griskött, 3,3 för slaktkycklingkött och 0,80 för ägg. Se vidare tabell 14.1 som även visar effekten av cesiumbindande preparat.

Tabell 10.2 Överföringsfaktorer  $F_m$  (dag/l) för mjölk och  $F_f$  (dag/kg) för kött och ägg enligt IAEA 1994, Teknisk rapport nr 363, tabell V. Faktorerna  $F_m$  och  $F_f$  anger förhållandet mellan halterna i mjölk (Bq/l) respektive kött (Bq/kg) och djurets dagliga intag (Bq/dag).

Djurslag	Djurprodukt	Cesium-134 och Strontium-90		
		Jod-131	cesium-137	90
Nötkreatur	mjölk	0,01	0,0079	0,0028
	kött (köttdjur)	0,038	0,051	0,008
Får	mjölk	0,49	0,058	0,056
	kött (lamm)	0,03	0,49	0,33
Get	mjölk	0,43	0,1	0,028
	kött	-	0,23	0,0028
Gris	kött	0,0033	0,24	0,04
Fjäderfå	kött	0,011	12,0	0,08
	ägg (äggmassa)	1,0	0,45	0,18

#### Ålder. Tillväxt.

#### Produktionsintensitet.

Överföringsfaktorn påverkas av djurets ålder. Unga, växande individer ansamlar radioaktiva ämnen i högre grad än äldre. Exempelvis anges för radioaktivt cesium cirka tre gånger så hög överföringsfaktor till kött hos lamm än hos får. En högre produktionsintensitet verkar i riktning mot en lägre ansättning av radioaktiva ämnen i djuret.

Tabell 10.3. Cesium-137, Bq per kg, i skelettmuskulatur och i olika organ från lamm och slaktsvin efter uppfödning med hö resp. spannmål som förorenats av nedfallet från Tjernobyl. Källa: Inger Andersson m.fl., SLU

	Muskel- vävnad	Hjärta	Lever	Njure
Lamm (n=10)	*465	292	249	530
Slaktsvin (n=6)	**141	120	86	142

\* Medelvärde av prov från 7 specificerade muskler från varje lamm tagna i framlägg, käke, hals, bog, rygg, ytterlår och innanlår.  
 \*\* Medelvärde av prov från framlägg.

### Ansättning i olika organ och vävnader. Djurets fysiska aktivitet

Ansättningen av radioaktivt cesium i djur kroppens olika organ och vävnader har visats i flera undersökningar. Njurarna är de organ som i regel har den högsta aktivitetshalten. Detta visades i väl kontrollerade experiment vid Sveriges lantbruksuniversitet med lamm som utfodrades med hö som förorenats av nedfallet från Tjernobyl (tab. 10.3). Hjärta och lever hade lägre halt av cesium-137 än såväl njure som skelettmuskulatur. Endast obetydliga skillnader i aktivitetshalt förelåg mellan olika muskler. Liknande resultat erhöles i experiment med grisar utfodrade med Tjernobylförorenad spannmål (tab. 10.3). I experiment med slaktkycklingar vid Lantbruksuniversitetet där djuren uppföddes på Tjernobylförorenad spannmål hade i vissa fall det vita köttet något högre halt av cesium-137 än det bruna köttet. I andra studier har dock större skillnader mellan olika muskelgrupper påvisats, och man menar där att internstråldosen till människan kan begränsas genom bortsortering av vissa slaktkroppsdelar eller att

konsumenten själv väljer bort t.ex. det vita köttet på kycklingen.

I sammanhanget kan nämnas att i studier vid Lantbruksuniversitetet, där mjölkkor utfodrades med grönmassa som var förorenad med nedfall från Tjernobyl, förelåg ingen skillnad i halten av radioaktivt cesium mellan morgonmjölk och kvällsmjölk.

Djurets fysiska aktivitet kan ha en viss inverkan på överföringen av radioaktivt cesium. På grund av en högre blodgenomströmning anses såväl ansättning som utsöndring av radioaktivt cesium vara snabbare i aktiva muskler än i inaktiva. På sikt skulle därmed inaktiva muskler i ett djur få en högre cesiumkoncentration än aktiva. Som nämnts har sådana skillnader visats mellan vitt kött (inaktiva muskler) och brunt kött (aktiva muskler) hos slaktkycklingar. I en norsk studie med oral tillförsel av cesium-134 till lamm påverkades inte koncentrationen av det radioaktiva ämnet i musklerna av daglig motion. Djuren motionerades under kontrollerade former med 8 km vandring per dag och med en hastighet av 4,3 km per timme. När cesiumtillförseln upphörde

blev utsöndringshastigheten av cesium-134 däremot något högre hos de djur som motionerades, dvs. den biologiska halveringstiden för ämnet minskade genom djurets fysiska aktivitet.

### Utfodring

En balanserad foderstat med god tillförsel av energi, protein, mineralämnen och vitaminer bidrar till att minska överföringen av radioaktiva ämnen till djur. En fiberrik foderstat anses minska cesiumupptaget i mag-tarmkanalen, bl.a. genom ökad utsöndring av radioaktiva ämnen med träcken.

Vallfoder och bete förväntas i allmänhet ha högre halter av radioaktiva ämnen än andra fodermedel. Val av fodermedel inverkar således på den totala överförda mängden radioaktiva ämnen via foder till djur.

Beteskonsumtionen är i hög grad beroende av betestillgång och djurbeläggning dvs. antal djur per arealenhet samt betets näringsinnehåll och smaklighet. Hur stor del av dygnet som djuren erbjuds bete, är givetvis också avgörande för konsumtionen.

Konsumerad mängd bete bestäms i hög grad av hur mycket av övriga fodermedel som utfodras. Djurens kroppsvikt och produktionsnivå har också stor betydelse, liksom deras kondition. Man brukar räkna med en beteskonsumtion för mjölkkor på 1-3 kg torrsbstans per 100 kg levande vikt. Högre värden har visats under experimentella betingelser. Man kan utgå från betydligt lägre värden i de fall betesdriften endast har karaktären av motionsbete. För att djuren ska kunna ha en hög

beteskonsumtion måste betes-tillgången (betesgivan) vara minst 50 % högre än beteskonsumtionen på grund av att djuren aldrig kan utnyttja hela betesproduktionen.

#### *Betesbeteende*

Djurens sätt att beta bestämmer vilken del av växten som konsumeras. Nötkreatur sliter av betesgräset med tungan. De kan därvid få med en stor del, även den nedre delen, av växten. I vissa fall kan också förna, rot-system och jordpartiklar svepas med. Nötkreatur kan även beta mer selektivt och välja de övre delarna av växten. Generellt kan man säga att nötkreatur betar mindre marknära än t.ex. får, som biter eller gnager av väx-

terna mycket nära markytan.

#### *Jordkonsumtion*

Som nämnts tidigare kan radioaktiva ämnen vara bundna till jordpartiklar. Jordkonsumtion (frivillig konsumtion av jord eller ofrivillig med jordbemängt foder) kan därför inverka på djurens intag av radioaktiva ämnen efter ett nedfall. Radioaktivt cesium som är bundet till jordpartiklar har dock låg biotillgänglighet.

Enligt litteraturen förekommer stora variationer av intaget av jord för får och nötkreatur, alltifrån obetydliga mängder till motsvarande 30 % av det dagliga torrsubstansintaget hos får och 18 % hos nötkreatur. Uttryckt i mängd konsumerad

jord per dag skulle det kunna innebära i storleksordningen 0,4 kg respektive 2-4 kg. Detta torde dock endast gälla under mycket extrema betesbetingelser. Svenska undersökningar med lamm på Tjernobyförorenat fjällbete pekade på en obetydlig jordkonsumtion hos djuren och att följaktligen intaget av cesium-137 med jord var försumbart jämfört med det med betesväxter. Grisar som föds upp utomhus bökar i marken och får på så sätt i sig en del jord, vilket i en nedfallssituation kan medföra ett ökat intag av radioaktiva ämnen. Detsamma gäller i viss mån utegående höns och kycklingar, som plockar i sig gruskorn och liknande partiklar.