

**Ekologisk transport och stråldoser  
från grundvattenburna radioaktiva  
ämnen**

Ronny Bergman  
Ulla Bergström  
Sverker Evans

AB Atomenergi 1977-12-20

EKOLOGISK TRANSPORT OCH STRÅLDOSER FRÅN  
GRUNDEVATTENBURNA RADIOAKTIVA ÄMNEN

Ronny Bergman

Ulla Bergström

Sverker Evans

AB Atomenergi 1977-12-20

Denna rapport utgör redovisning av ett arbete som utförts på uppdrag av KBS. Slutsatser och värderingar i rapporten är författarens och behöver inte nödvändigtvis sammanfalla med uppdragsgivarens.

I slutet av rapporten har bifogats en förteckning över av KBS hittills publicerade tekniska rapporter i denna serie.

Ekologisk transport och stråldoser från grundvattenburna radioaktiva ämnen

TPM-SM-80

R Bergman, U Bergström, S Evans

1977-12-20

D9110

#### SAMMANFATTNING

Omsättning av radioaktivt material, som nått biosfären med grundvattnet studeras med avseende på stråldoser till kritiska grupper och befolkning.

De huvudtyper som diskuteras för utflöde av radioaktiva ämnen i biosfären är:

- utflödet sker till dalgång med brunnar
- utflödet sker till insjö
- utflödet sker till Östersjön nära kusten

Beräkningar av dosbelastningen görs med matematiska modeller av sinsemellan förbundna ekosystem på lokal, regional, intermediär och global nivå. Det intermediära systemet avser Östersjön.

Den matematiska analysen baserad på så kallad kompartmentprincip omfattar även enkla sönderfallskedjor med dotternuklider genererade under ekologisk omsättning av modernuklid.

Dosberäkningarna avser radiologiskt intressanta långlivade nuklider i upparbetat avfall. Dosbelastningen har analyserats för idealiserade utsläppsförlopp representerande inflöde av radioaktiva ämnen till biosfären under kort tid samt inflöde styrt av konstant utlakning från källa i kontaktytan mellan geosfär och biosfär. Beräkningarna omfattar även källstyrkor med hänsyn till olika läckageförlopp i bergrum och fördröjningar genom geologisk transport från förvar till biosfär.

1977-12-20

## SUMMARY

Turnover of radioactive matter entering the biosphere with ground water has been studied with regard to exposure and dose to critical groups and populations.

The main alternatives considered for outflow of radioactive effluents to the biosphere are:

- outflow in a valley containing wells
- outflow to a fresh-water lake
- outflow in a coastal region of the Baltic Sea

Mathematical models of a set of coupled ecosystems on local, regional- intermediate- and global levels have been used for calculations of doses. The intermediate system refers to the Baltic Sea.

The mathematical analysis, based on first order kinetics for the exchange of matter in a system according to compartment principles, also includes products in decay chains, i.e. daughter nuclides generated by decay of nuclides under ecological cycling.

The time dependent exposures have been studied for certain long-lived nuclides of radiological interest in waste from reprocessed fuel. Dose and dose commitment have been calculated for different release patterns comprising idealised episodes for outflow to the biosphere during short periods and outflow governed by constant leakage from a source on the border between geosphere and biosphere.

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

		Sida
	SAMMANFATTNING	1
	SUMMARY	2
1	INLEDNING	5
2	MODELLER OCH EKOSYSTEM	6
	2.1 Matematisk modell	6
	2.2 Kontaktytor mellan geosfär och biosfär	7
	2.3 Reservoarstorlekar	8
	2.4 Omsättningsprocesser	10
3	EXPONERINGSSITUATIONER	11
	3.1 Exponeringsvägar i olika ekosystem	11
	3.2 Mekanismer för upptag i födoämnen	14
4	STRÅLDOSER	16
	4.1 Dos till individer i närzonen	18
	4.2 Kollektiv dos och dosintekning	18
	4.3 Doser vid olika inflödesvägar och inflödesförlopp	20
5	MODELLPROGNOSENS TILLFÖRLITLIGHET OCH PRECISION	21
	5.1 Modellutformning	21
	5.2 Exponeringsvägar	22
	5.3 Numerisk approximation	22
	5.4 Variationer i utbytet mellan ekosystemens reservoarer	23
	5.5 Variationer i dietsammansättning och upptag genom näringskedjor	24
	5.6 Variationer i befolkningsfördelning	26
	5.7 Modellens relevans i ett långsiktigt perspektiv	26

Figur 1	27
Figur 2	28
Tabell 1	29
Tabell 2	30
Tabell 3	31
Tabell 4	31
Tabell 5	32
REFERENSER	33
APPENDIX	

1977-12-20

## 1 INLEDNING

Grundvattnet förbinder områden under markytan med biosfären. Transporten av grundvattenburna material är emellertid i allmänhet en mycket långsam process. Det kan ta tiotusentals år för grundvattnet med ursprung från nederbörden att åter nå markytan efter kretslopp ner till flera hundra meters djup. De ämnen som förs med grundvattnet fördröjs i regel kraftigt i förhållande till vattnets rörelser genom växelverkan med material i omgivningen, t ex genom sorptionsprocesser. Efter tillräckligt långa tider kan dock stabila ämnen från alla djup, som exponeras för cirkulerande grundvatten, nå biosfären och därmed också människan.

En aktuell fråga i samband med förvaring av radioaktivt avfall i berggrunden är därför hur befolkningen exponeras i tid och rum för det grundvattenburna radioaktiva material som från förvaret kan nå fram till kontaktytan mellan geosfär och biosfär. Studiet i detta arbete behandlar denna fråga. Målsättningen är att ge en prognos över den långsiktiga omsättningen i olika ekosystem och stråldoser till människan till följd av de olika radioaktiva ämnen som förs in i biosfären genom vissa kontaktytor med geosfären. De huvudtyper som diskuteras för utflöde av radioaktiva ämnen till biosfären är:

- utflödet sker till dalgång där brunn kan finnas
- utflödet sker till insjö
- utflödet sker till Östersjön nära kusten

Beräkningar av dosbelastningen görs med matematiska modeller av sinsemellan förbundna ekosystem på lokal, regional, intermediär och global nivå. Det intermediära systemet avser Östersjön. Ekosystemen har indelats i ett antal reservoarer (för bl a grundvatten, jord, sediment och ytvatten) som signifikant påverkar omsättningen av olika nuklider.

1977-12-20

Den matematiska analysen enligt så kallad kompartment-princip (6) gör det möjligt, att även beakta sådana sönderfall av en modernuklid i omlopp i biosfären, vilka leder till att en radioaktiv dotternuklid skapas.

Modellutformningen är anpassad både med avseende på studium av viktiga omsättnings- och expositionsförlopp och på beskrivning av de radiologiska begrepp som internationella och svenska strålskyddsmyndigheter definierat för stråldoser till enskilda individer eller befolkning.

Resultatredovisningen av beräkningarna omfattar

- dos till kritisk grupp bestående av ett begränsat antal individer i närheten av utsläppskällan
- dos till befolkningen - den kollektiva dosen -, som kan avse exponering av delar av eller hela världsbefolkningen

Stråldoserna anges i form av doshastigheter, t ex årsdoser, eller doser ackumulerade mellan vissa tidpunkter såsom dos under en generation, 30 år, eller under en period av 500 år. Även dosinteckningen beräknas, dvs den ackumulerade dosen under obegränsad tid efter ett visst utsläpp i biosfären.

## 2 MODELLER AV EKOSYSTEM

### 2.1 Matematisk modell

Kompartimentmodell har utvecklats för simulering av det dynamiska utbytet av radionuklider mellan olika reservoarer i biosfären. Modellen baseras på system av första ordningens linjära differentialekvationer med konstanta koefficienter.

Första ordningens kinetik förutsättes således gälla vilket innebär att

- utflödet för reservoar "j" endast är beroende av mängden  $y_j$  av radionukliden



1977-12-20

- reservoaren är momentant välblandad
- varje atom, molekyl eller annan elementardel har samma sannolikhet att lämna reservoaren
- överföringshastigheten är tidsberoende

Modellen är även utvecklad för beräkning av en enkel sönderfallskedja "mor" och "dotter" (42).

Sambandet mellan aktivitetsmängderna i reservoarsystemet uttrycks då matematiskt i vektorform av

$$\dot{y}_M(t) = K_M y_M(t) + Q_M(t) - \lambda_M y_M(t) \quad \text{för modernuklid}$$

respektive

$$\dot{y}_D(t) = K_D y_D(t) + \lambda_D y_M(t) - \lambda_D y_D(t) \quad \text{för dotternuklid}$$

Vektorerna  $y$  och  $\dot{y}$  hänför sig till aktivitet och aktivitetsförändring per tidsenhet i systemets skilda reservoardelar vid tiden  $t$ .

Koefficientmatrisen  $k$  ( $\text{år}^{-1}$ ) och  $Q(t)$  (aktivitet/år) beskriver överföringshastigheterna mellan respektive produktion eller utsläpp inom reservoaren. För dotteraktiviteten är källstyrkan inom varje reservoar en funktion av mängden modernuklid inom densamma. Sönderfallskonstanten  $\lambda = \ln 2/T_{1/2}$  där  $T_{1/2}$  är den fysikaliska halveringstiden.

Lösningar till ekvationssystemet och beräkningar av  $y(t)$  för "moder" och "dotter" har genomförts med dataprogram BIOPATH (43).

## 2.2 Kontaktytor mellan geosfär och biosfär

Radioaktiva ämnen som frigörs från förvaret förs med grundvattnet upp till biosfären. För inflödet i biosfären kan tre huvudalternativ urskiljas.

- 1 Kontaktytan ligger i dalgång där en brunn kan finnas
- 2 Kontaktytan ligger direkt under sjöreservoar av specificerad storlek
- 3 Kontaktytan ligger så att utflöde sker till Östersjön i kustbandet

Enligt de hydrologiska undersökningar som utförts finns en grundvattendelare ovanför förvaret (1). Detta innebär en förgrening så att hälften av vattenflödet från förvaret kan nå dalgången respektive insjön. Sker utflödet däremot till kustregionen antages vattenvolymen där vara recipient för den totala grundvattenburna aktiviteten.

Tre spridningsalternativ har därför studerats. Det första avser spridning via brunn och insjö ut till regionen och den andra spridning endast via insjön. Dessa två huvudtyper för inflöde med kontaktytan i inlandet leder till olika exponeringssituationer i respektive närzon och region. Det tredje avser spridning genom grundvattnets avrinning direkt till Östersjön.

### 2.3 Reservoarstorlekar

De lokala ekosystemen är olika i de tre alternativen. Ligger kontaktytan mellan geosfär och biosfär i inlandet (alternativ 1 och 2) består lokalområdet av 5 tunnland jordbruksmark med samma vertikala indelning på reservoarer för jord och grundvatten som i regionalområdet.

I Östersjöalternativet sammanfaller lokal- och regionalområdet. Det består av 1 km<sup>3</sup> brackvatten med underliggande sediment inom ett 2 km brett och 30 km långt kustavsnitt.

I figur 1 visas det regionala, intermediära och globala reservoarsystemet. Det regionala ekosystemet i inlandsalternativen består av 900 km<sup>2</sup> jordbruksmark. Denna storlek har valts för att vara representativ för en mellansvensk jord-

1977-12-20

bruksregion. Regionens yttligaste markområde anses ha ett medeldjup av 2 m. Grundvatten 2 innefattar både mark- och grundvatten ner till 2 meters djup. Omsättningen av detta vatten antas genomsnittligt vara 3 år. Hydrologiskt råder inom ett nederbördsområde jämvikt, så att avrinningen är lika stor som tillskottet genom nederbörd.

Ytvatten inom regionen är en specificerad insjö (Finnsjön) med arealen  $5 \text{ km}^2$ . Medeldjupet antas 2.5 m och sjöns volym är  $1.25 \cdot 10^7 \text{ m}^3$ . Sedimentskiktet avser arealen direkt under sjöytan dvs  $5 \text{ km}^2$ .

Östersjö-systemet omfattar egentliga Östersjön med en yta av  $3.7 \cdot 10^5 \text{ km}^2$ , och medeldjup 60 m. Sedimentreservoaren avser sedimentskiktet under Östersjön. Atmosfären ovan region- och Östersjöområdet avser den troposfäriska luftvolymen upp till 1 km.

Det globala ekosystemet omfattar sju reservoarer. Världshaven är uppdelade i två reservoarer, då omblandning och utbyte i haven minskar snabbt med ökande djup.

Ythavet utgörs av det övre omkring 100 m djupa skiktet. Under ythavet är den stora djupvattenbassängen belägen. Dessa två havsreservoarer står direkt i förbindelse med respektive sedimentreservoar. Den översta sedimentreservoaren löper runt kontinenterna och uppgår till ca 4 % av totala sedimentytan. Jorden omfattar det övre markskiktet över kontinenterna ned till 0.5 m.

I förbindelse med jordreservoaren står grundvattenmagasinet, som transporterar nukliderna till ytvattnet och övre jordlagret. Biotarreservoaren som medtagits i modellen har betydelse för omsättningen speciellt av jod och technetium.

Massorna för de olika reservoarerna redovisas i Appendix A.

1977-12-20

#### 2.4 Omsättningsprocesser

Inom kompartment-systemet sker omsättning av radioaktiva ämnen i förhållande till olika "bärarens" rörelser. De radioaktiva ämnen som successivt tillförs markområdet genom bevattning från insjö eller via atmosfären, återcirkuleras i olika kretslopp genom resuspension eller avdunstning till atmosfären, utlakning till ytligt grundvatten och avrinning åter till insjöreservoaren. I insjön sedimenterar och resuspenderas aktiviteten samtidigt som den genom vattnets omsättning i insjön förs via vattenflödet till Östersjön. Där sker ånyo omsättning av aktivitet mellan vatten och sediment. Östersjön står via Öresund och Bälten i förbindelse med havsområdet i global skala. Genom deposition och resuspension (t ex avdunstning, nederbörd och aerosolbildning) kan radioaktiva ämnen utbytas mellan den globala atmosfären och vattnet.

Radioaktiva ämnen i det globala markområdet återcirkuleras på samma sätt som i regionen, dvs genom resuspension, utlakning och avrinning.

Utbytet av nukliderna mellan reservoarerna beskrivs av överföringskoefficienter som anger omsättningen per tidsenhet. I de fall ytvattnet är bärare grundar sig dessa på hydrologiska informationer om vattenutbyte (30). Globala vattenbalansberäkningar ges för grundvattnet. Med detta som utgångspunkt och med hjälp av fördelningskoefficienter, som bestäms av nuklidens rörlighet i förhållande till vattnets, erhålles nuklidspecifika överföringar mellan jord och vatten.

Från kärnvapenprov i atmosfären har radioaktiva ämnen spridits och deponerats. Studier av dessa nuklider har givit kunskaper bl a om nuklidernas migration och sedimentation. Man har också undersökt hur ämnen från läckande förvaringsanläggningar har spridits (9, 13, 22, 28, 19).

Fördelningen i de olika reservoarerna av de radioaktiva nuklidernas stabila motsvarigheter eller kemiskt analoga

ämnen har även använts för beräkningarna, samt experimentella data från fält- och laboratoriestudier (13,17,18,23,26).

Överföringsparametrarna med härledning redovisas i Appendix A.

### 3 EXPONERINGSSITUATIONER

Exponeringen för radioaktiva ämnen har studerats med avseende på de 13 exponeringsvägar som erfarenhetsmässigt visat sig vara viktigast. Dessa innefattar intern exponering via inandade ämnen, livsmedel och dricksvatten samt extern exponering från markdeponerat material. Bad, vistelse på sjö- eller havsstrand där radioaktivt material ansamlas samt hantering av fiskredskap som kommit i kontakt med botten-sediment har medtagits som tänkbara exponeringsvägar.

#### 3.1 Exponeringsvägar i olika ekosystem

I det lokala ekosystemet ackumuleras den aktivitet som tillförs området genom bevattning i ett övre 0.5 m djupt markskikt för att successivt distribueras vidare ut i omgivningen via yt- och grundvattenavrinning. Koncentrationen av radioaktiva ämnen i viktigare livsmedel har beräknats med hänsyn till den aktivitet som når lokalområdet via bevattning och långsiktig upplagring.

Signifikanta exponeringsvägar för de olika exponeringsalternativen brunn, insjö och Östersjön är:

	brunn	insjö	östersjö
jord - spannmål	x	x	
jord - grönsaker	x	x	
jord - rotfrukter	x	x	
jord - bete	x	x	
bete - mjölk	x	x	
bete - kött	x	x	
spannmål - ägg	x	x	
dricksvatten	x	x	
vatten - fisk	x	x	x
mark	x	x	
strandvistelse		x	x
bad		x	x
fiskeredskap			x

I det lokala ekosystemet förstärks de signifikanta exponeringsvägarna genom en rad direkta återkopplingar.

återkoppling	exponeringsvägar
bevattning av bete och grönsaker	grönsaker, kött, mjölk
dricksvattnet till mjölk- och slaktdjur från brunnen	kött, mjölk
avrinning till insjön	fisk

I det lokala ekosystemet beaktas endast dos till individer representerande s k kritisk grupp.

Exponeringen av kritisk grupp i kustzon sker genom fiskkonsumtion, bad, strandvistelse och fiskeredskap.

Den genomsnittliga exponeringen av individerna i det regionala ekosystemet skiljer sig väsentligt från den av kritisk grupp, men omfattar samma exponeringsvägar. Denna genomsnittliga exponering är utgångspunkt för den kollektiva dosbelastningen inom området.

Signifikanta exponeringsvägar med avseende på den genomsnittliga exponeringen av östersjö- och världsbefolkningen antas vara:

dricksvatten  
jord-spannmål  
jord-rotfrukter  
jord-grönsaker  
jord-bete  
bete-kött  
bete-mjölk  
spannmål-ägg  
vatten-fisk

Dietvanorna är med nödvändighet förenklade; exempelvis utgör fisk enda födoämnet från havet medan övrig föda såsom kräfdjur, mollusker och olika derivat av alger har utelämnats. Valet av födoalternativ anses dock vara representativt för befolkningsgrupperna i de olika områdena.

Olika levnadsvanor ger upphov till varierande grad av extern exponering via de angivna exponeringsvägarna. Den tid en yrkesfiskare arbetar med kontaminerade redskap uppskattas till  $4 \text{ tim dag}^{-1}$  under 250 dagar  $\text{år}^{-1}$ , vilket ger en sammanlagd exponeringstid av 1 000 timmar  $\text{år}^{-1}$  (10.34).

Badsäsongen beräknas till 30 dygn med en vistelse på strand av  $3 \text{ tim dag}^{-1}$  (10.34). Vistelse i vattnet har antagits vara totalt 30 timmar under denna tid. Externstrålning från markdeponerat material antas ske under hela året, totalt 8 700 timmar.

Det årliga intaget av andningsluft, livsmedel och dricksvatten samt tiderna för de externa exponeringssituationerna redovisas i Appendix B Tab 1 för kritisk grupp och befolkning i olika områden för respektive alternativ.

### 3.2 Mekanismer för upptag i födoämnen

Exponering genom viktigare födoämnen varierar med val av områdesalternativ.

1977-12-20

Koncentrationen av radioaktiva ämnen i kött och mjölk har sitt ursprung i upptag över i huvudsak följande exponeringsvägar:

- bete som anrikats via rotsystemet
- bete som anrikats genom deposition
- dricksvatten

I det lokala området bevattnas betet med vatten från brunnen respektive insjön; dricksvattnet tages även från samma källor. Av den aktivitet som deponerats på betet, antingen genom bevattning eller nedfall från luften, antas 80 % kvarstanna.

Upptaget av radioaktiva ämnen i olika födoämnen har beräknats med hänsyn till skilda upptagsvägar enligt följande relationer (definition av beteckningen anges på sid 15.

Upptag i Mjölk:

$$U_m = F_m (MK_b \times F_b \times C_b + MK_w \times C_w + 0.8 \times DEP \times C_d \times TÄCKN_b \times T_b \times MK_b) \text{ [Ci/l]}$$

Upptag i Kött:

$$U_k = F_k (MK_b \times F_b \times C_b + MK_w \times C_w + 0.8 \times DEP \times C_d \times TÄCKN_b \times T_b \times MK_b) \text{ [Ci/kg]}$$

Koncentrationen av radioaktiva ämnen i grönsaker har sitt ursprung dels i upptag av aktivitet via rotsystemet, dels i deponering direkt på bladytorna. Anrikningsfaktorn mellan jord och växt är specifik för varje enskild nuklid.

Upptag i Grönsaker:

$$U_g = F_g \times C_g + 0.8 \times BV \times TÄCKN_g \times C_g + 0.8 \times DEP \times C_d \times TÄCKN_g \times T_g \text{ [Ci/kg]}$$

Upptag i spannmål och rotfrukter antas i huvudsak ske genom rotsystemet.



1977-12-20

Upptag i Spannmål, rotfrukter:

$$U_s = F_s \times C_s \quad \text{resp}$$

$$U_r = F_r \times C_r \quad [\text{Ci/kg}]$$

Radioaktiviteten i ägg kommer från utfodring med kontaminerat spannmål och dricksvatten.

Upptag i Ägg:

$$U_e = F_e (Mk_s \times F_s C_s + Mk_w \times C_w) \quad [\text{Ci/st}]$$

Upptag i fisk sker genom tillförsel av kontaminerat grundvatten till insjön och genom återföring av aktivitet från avrinningsområdet och bottensedimenten.

Upptag i Fisk:

$$U_\ell = F_f \times C_\ell \quad [\text{Ci/kg}]$$

Anriknings- och fördelningsfaktorer för aktuella långlivade nuklider framgår av Appendix B, Tabell 2.

$U_{m,k,g,s}$ , upptag i respektive mjölk, kött, grönsaker,  
 $r,e,\ell$  spannmål, rotfrukter, ägg och fisk

$F_{m,k,e}$  fördelningsfaktor; avser respektive konc i mjölk, kött och ägg i förhållande till intagen dagsaktivitet (dag  $l^{-1}$ , dag  $kg^{-1}$ , dag  $st^{-1}$ )

$F_{b,g,s,f}$  konc faktor för respektive bete - jord, grönsaker-jord, spannmål - jord resp fiskevatten

$C_{b,w,d,g}$ , konc av nuklid i bete, grundvatten, i luft,  
 $s,r,f,\ell$  grönsaker, spannmål, rotfrukter, fisk och insjövatten ( $Ci \text{ kg}^{-1}$ ,  $Ci \text{ l}^{-1}$ )

$Mk_{b,w}$  daglig beteskonsumtion resp dricksvattenkonsumtion ( $kg \text{ dag}^{-1}$ ,  $l \text{ dag}^{-1}$ )

DEP deposition ( $m \text{ dag}^{-1}$ )

TÄCKN $_{b,g}$  täckningsgrad för bete och grönsaker ( $kg \text{ m}^{-2}$ )

BV bevattning ( $m^3 \text{ m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ )

$T_{b,g}$  tid till avbetning eller skörd (år)

1977-12-20

#### 4 STRÅLDOSER

De radioaktiva ämnen som med grundvattnet förs in i biosfären exponerar människan för joniserande strålning genom sönderfall dels i omgivningen, vilket leder till extern bestrålning, dels i kroppen vilket ger intern bestrålning.

De stråldoser som olika organ belastas med genom intern bestrålning från nuklid som tillförts kroppen i en given mängd beror bl a på förhållanden som har att göra med själva intaget. Viktiga punkter är i vilka ämnen den radioaktiva nukliden uppträder, huruvida aktiviteten tas in med dricksvatten och födan eller med andningsluften samt i vilken utsträckning den luftburna aktiviteten förekommer på partiklar. Delar av den partikelburna aktiviteten i andningsluften kan t ex tas upp i blodbanorna genom lungvävnaden eller bli kvar i denna eller föras över i tarmkanalen. Strålskyddsmyndigheterna har med hänsyn till sådana faktorer valt att bedöma doser med utgångspunkt från ämnets löslighet eller rörlighet och intagsvägar, dvs inandning eller konsumtion av dricksvatten och föda (3,4,8).

De dosfaktorer som använts vid beräkningarna i detta arbete och som beskriver hur intaget av 1 Ci av en viss nuklid kan översättas i stråldoser avser den lösliga eller transportabla form som tagits in med födan och dricksvatten och den olösliga eller icke transportabla form som tagits in med andningsluften. Den del som föres från lungorna till tarmkanalen antas vara transportabel.

Dosfaktorerna för helkroppsdos beräknad enligt tidigare rekommendationer från den internationella strålskyddsmyndigheten ICRP [8], organdoser samt den sammanviktade helkroppsdosen enligt nya bestämmelser [4] har angivits i tabell Appendix C:2 för aktuella nuklider.

Hälsoeffekten [2] beror vid sidan om stråldosnivån på ett flertal faktorer bl a den energi som genereras vid sönderfallet, den del av energin som absorberas i kroppen, den

1977-12-20

joniserande strålningens räckvidd i vävnad, jonisationstäthet, vilken vävnad som utsätts för bestrålning samt den tidsrymd under vilken exponering sker.

Den absorberade dosen kan således ha mycket olika biologisk effekt. Anges dosen i rem som i dessa beräkningar, är emellertid den relativa biologiska effektiviteten för skilda strålslag och exponeringssituationer beaktad.

En del organ är mer strålkänsliga och ackumulerar mer av det tillförda radioaktiva ämnet. De mest utsatta organen varierar dessutom för de olika nukliderna.

Man försöker emellertid beakta den integrala effekten på människan av olika doser till olika organ, genom så kallad helkroppsdos bestående av sammanviktade dosbidrag från de radiologiskt mest betydelsefulla organen. De viktsfaktorer [4] som använts vid dosberäkningarna framgår av tabell Appendix C:1. Dessa viktsfaktorer gäller oavsett ålder och kön, och avser en genomsnittlig dosbelastning i befolkningen.

För bedömning av risker för ärftliga förändringar är inte den sammanviktade helkropps dosen lika relevant som stråldoserna till könskörtlarna dvs gonaderna. Dosfaktorer för gonaderna har angivits i tabell Appendix C:2 för nuklider som kan ge relativt betydande intern exponering av dessa organ.

#### 4.1 Dos till individer i närzonen

Den kritiska gruppen skall enligt den radiologiska definitionen representera ett begränsat antal individer, som kan få högre doser än genomsnittet [4]. Exponeringsvägarna m a p de tre huvudtyperna för inflöde i biosfären har definierats i föregående avsnitt (3.1 - 3.2).

Den antagna grundvattenförbindelsen mellan förvar och ekosystem i inlandet innebär att den kritiska grupp som avses i brunnsalternativet utgörs av individer som exponeras både

1977-12-20

för de radioaktiva ämnen som når omgivningen genom brunnen och den intilliggande insjön. I insjöalternativet och östersjöalternativet exponeras kritisk grupp enbart för den aktivitet som förs in i biosfären genom inflödet till insjön respektive kustområdet i Östersjön.

#### 4.2 Kollektiv dos och dosinteckning

Den kollektiva dosen utgör summan av de olika doserna till samtliga individer i en given befolkning. Modellstudiet av de radioaktiva ämnen som omsättes inom och mellan skilda ekosystem ger möjlighet att beräkna kollektivdoserna till tre olika befolkningar: den regionala, den i Östersjöområdet och den globala utanför Östersjöområdet.

Utgående från en medeltäthet av 20 personer  $\text{km}^{-2}$  (38) utgörs den regionala befolkningen i inlandsalternativet av 18 000 individer. Av dessa äter 1 200 individer fisk från insjön.

Befolkningen i kustregionen är densamma som för inlandsalternativet; 1 200 individer tar här sin fisk från Östersjön.

Den befolkningsmängd som exponeras i Östersjöområdet definieras utgående från fiskkonsumtionen. Den totala avkastningen av konsumtionsfiske från Östersjön har beräknats till  $2 \cdot 10^8 \text{ kg år}^{-1}$ . En genomsnittlig årskonsumtion av 20 kg  $\text{individ}^{-1}$  ger alltså en befolkning omfattande  $1 \cdot 10^7$  individer.

$6 \cdot 10^9$  individer utgör startvärde för den globala befolkningen år 2000. Tillväxten sker därefter exponentiellt med 2 % per år och avbryts vid  $1 \cdot 10^{10}$  individer. Av världsbefolkningen antas 1 % bo i kustnära områden med en exponering jämförlig med den i Östersjöområdet. Extern exponering av övriga delen av jordens befolkning förutsätts ske genom aktivitet som deponerats i markskiktet.

Beroende bl a på nuklid och tidpunkt efter inflöde i biosfären kan endera av dessa tre befolkningar vara dominerande m a p den totala kollektiva dosen. Den lokala befolkningen ger inte betydande kollektivdosbidrag.

Integreras de i tiden varierande doserna till individ eller till kollektiv från ett visst radioaktivt utsläpp erhålles respektive dosinteckning under en obegränsad framtid. Begreppet dosinteckning är avsett att användas för uppskattning av den långsiktiga överlagringen av doser från skilda års radioaktiva utsläpp [4]. För sådana extremt långlivade nuklider som kan vara aktuella i det grundvattenburna materialet har strålskyddsmyndigheterna m a p övriga faser av kärnbränslecykeln valt att införa ackumulerad dos under 500 år som alternativ till dosinteckningen. Genom utbytet mellan ekosystemens reservoarer och utbredningen med i huvudsak vattenmassorna fördröjs spridningen av det radioaktiva inflödet från förvaret under transporten från regionen genom Östersjön till globala kretslopp. För tillräckligt långlivade nuklider kan därför det 500 års intervall som ger den högsta kollektivt ackumulerade dosen i många fall nås först tusentals år efter det att inflödet i biosfären börjat.

Denna maximalt ackumulerade kollektivdosen under 500 år (som kan erhållas vid olika tidpunkter beroende på nuklid och förloppet för inflödet i biosfären) har valts som alternativ till dosinteckning för de långlivade nukliderna.

#### 4.3 Doser vid olika inflödesvägar och inflödesförlopp

Doser till kritisk grupp samt årliga och ackumulerade kollektivdoser har beräknats för det grundvattenburna radioaktiva material som når biosfären via inflödesvägarna; brunn, insjö, och Östersjökust.

I tabell 1, 2 och 3 avseende brunnsalternativet illustreras den maximala dosbelastningen till kritisk grupp, tidpunkten för maximal dos, bidragen från de tre dominerande exponeringsvägarna samt maximalt ackumulerad årlig kollektiv dos för tre olika inflödesförlopp. Förloppen avser inflöde av

1977-12-20

- 1 Ci under 1 år
- initialt  $10^{-2}$  Ci/år under 100 år med beaktande av fysikalisk avklingning
- initialt  $10^{-6}$  Ci/år under obegränsad tid med beaktande av fysikalisk avklingning.

I tabell 4 och 5 avseende respektive insjö och östersjöalternativen återges motsvarande resultat för inflöde av initialt  $10^{-6}$  Ci/år under obegränsad tid med beaktande av fysikalisk avklingning.

Ur tabellerna kan man bl a utläsa att:

- I brunnsfallet utgör dricksvatten normerande exponeringsväg för de flesta nuklider. Fisk utgör dock den viktigaste källan med avseende på cesium på grund av den höga anrikningsfaktorn,  $2 \cdot 10^3$  för fisk - vatten.
- I insjöfallet utgör fiskkonsumtionen den viktigaste exponeringsvägen.
- I östersjöns kustzon domineras i allmänhet exponeringsbilden av fiskkonsumtion. Vad avser cesium-137 och torium-229 dominerar externstrålning från strandvistelse respektive fiskeredskap (se kommentar i pkt 5.2 sid 21).
- Olika exponeringsvägar kan vara dominerande beroende på om nukliden förs in med grundvattnet från förvaret eller om den genereras vid sönderfall av en långlivad modernuklid, som redan nått in i biosfären (se t ex Ra-226).
- För en given nuklid erhålls den maximala dosen till den kritiska gruppen och den maximala kollektiva årsdosen till befolkningen ofta vid olika tidpunkter. Dosen till kritisk grupp är dessutom i många fall starkt beroende av inflödesförloppet.

Andra räknebaser, som använts vid analyserna av bergrumsförvarat avfall, har varit tidsvariabla källstyrkor från beräkningar med datorprogrammet GETOUT [29].

## 5 MODELLPROGNOSENS TILLFÖRLITLIGHET OCH PRECISION

Tillförlitligheten i de beräknade doserna påverkas av modellsystemens utformning, val av exponeringsvägar, numerisk approximation i beräkningarna och osäkerheten i empiriska och härledda data.

### 5.1 Modellutformning

Kompartimentmodellens delar är det regionala, det intermediära (östersjöområdet) och det globala ekosystemet. De har utformats med erfarenheter från tidigare radioekologiska beräkningsmodeller [5, 6, 7]. Nya reservoarer har successivt introducerats under prövning av signifikansen i beräkningarna av stråldoser till kritisk grupp och långsiktigt kollektiv dosbelastning.

Antagandet om det linjära sambandet (dvs att utflödet från en reservoar "j" endast är beroende av aktivitetsmängden i denna) kan anses vara relevant i denna studie. (Aktivitetnivåerna är låga och kan ej ge akuta strålningsbiologiska effekter.) Dessutom förekommer de radioaktiva nukliderna i mycket låg koncentration jämfört med deras stabila motsvarigheter eller kemiskt analoga bärare.

Förutsättningen om momentant homogena reservoarer kan i de flesta fall anses vara nöjaktigt uppfyllt. De olika ytvatten- och atmosfärreservoarerna är exempel på sådana ideala reservoarer. I ekosystem är ofta sådan ideala reservoarer koplade till områden med koncentrationsgradienter såsom t ex atmosfär - jord, vatten - sediment. Erfarenheter från studier av falloutaktivitet har visat att uppehållstider för nuklider i jord och sediment varierar med djupet. De praktiska erfarenheterna tyder dock på att dessa reservoarer nöjaktigt kan behandlas som välblandade (13, 17, 18) speciellt med hänsyn till de långa tidsförloppen.

1977-12-20

### 5.2 Exponeringsvägar

De 13 exponeringsvägar, som beaktas i modellen, täcker relevanta näringskedjor med födoämnen, för alla aktuella nuklider. Dessa kan ha deponerats direkt på växtligheten, tagits upp via rotsystemet eller i animaliska produkter. Exponeringsvägarna ger också kontroll över de doser som har sitt ursprung från aktiviteter i luft, mark och vatten. Antagandet om att stranden består helt av sediment med samma koncentration av radioaktiva ämnen som sediment under vattenet kan i en del fall leda till betydande överskattningar av den externa exponeringen. Speciellt gäller det torium-229.

### 5.3 Numerisk approximation

Den numeriska metod som används i modellen, ger möjlighet till kontroll av den osäkerhet som introducerats genom approximationer i de iterativa processerna. Felanalysen har visat att osäkerheten på grund av numerisk approximation är maximalt 20 % i beräknade doser. I de flesta fallen är den mindre än 5 %.

### 5.4 Variationer i utbytet mellan ekosystemens reservoarer

För varje nuklid har överföringsparametrar avseende utbytet mellan reservoarerna i modellen angivits i Appendix A tabellerna A1 och A2 för Inlands respektive Östersjöalternativen.

Dessa koefficienter är valda från respektive intervall som bestäms av maximum och minimum i empiriska och beräknade data från litteraturen. I de fall där spännvidden i intervallen är relativt stor har dosberäkningarna baserats på de värden som innebär den högre dosbelastningen, med villkoret att de skall vara realistiska för de aktuella ekosystemen.

Med val av andra parametervärden inom de angivna intervallen, kan således doserna i viss grad avvika från resultaten i 4.3 tabellerna 1 - 5. Detta har undersökts genom variation av överföringskoefficienterna.



I de fall då fiskkonsumtionen är den dominerande exponeringsvägen såsom för cesium-135, ger variationer i uppehållstiden i jord för nukliden vilket påverkar bl a upptaget i grödorna ingen märkbar förändring i den totala dosbelastningen, trots att doserna via vissa exponeringsvägar såsom t ex intag av rotfrukter och spannmål kan variera inom en faktor 10. Ändringen i utbytet mellan vatten och sediment kan dock minska doserna till kritisk grupp med en faktor 2.

Sedimentationen och därmed överföringen av den partikelbundna formen av nukliden varierar mellan olika sjötyper. På samma sätt ger skillnader i vattenutbyte mellan de olika sjöreservoarerna utslag på dosbelastningen direkt via fiskkonsumtion eller intag av dricksvatten och indirekt genom den aktivitet som tillföres jorden via bevattning.

Ett snabbare vattenutbyte i kustalternativet kan minska doserna med en faktor 2, medan ett dåligt utbyte kan öka doserna med en faktor 2 - 3.

#### 5.5 Variationer i dietsammansättning och upptag genom näringskedjor

Den kritiska gruppen skall representera ett fåtal individer, vilka genom sin diet och sina levnadsvanor erhåller relativt högre doser än genomsnittet. Med denna målsättning har lämplig dietsammansättning fastställts för de kritiska grupperna i inlands- och kustalternativen (se Appendix C tabell C1). Andra lika representativa sammansättningar av dieten kan därför innebära vissa förändringar i dosbelastningen. För de flesta nukliderna utgör vatten, fisk, mjölk eller kött de dominerande exponeringsvägarna i inlandsalternativet (tabell 1 - 4). Vattenkonsumtionen kan knappast varieras avsevärt från antagna 440 l/år. Om den förhållandevis höga konsumtionen av insjöfisk (50 kg/år) skulle halveras, minskas dosen från cesium-135 i det närmaste proportionellt. Doserna från torium, americium, radium och uran reduceras däremot med mindre än en tredjedel. I kustalternativet är intag av fisk den enda exponeringsvägen via födoämnen. Interdoserna

1977-12-20

genom intag av fisk dominerar över externdoserna för alla nuklider utom för Cs-135 och Th-229 (se 4.3 tabell 5) och ger med dessa undantag en dos som är proportionell mot antagen fiskkonsumtion.

Rimliga förändringar i konsumtionen av mjölkprodukter och kött påverkar endast obetydligt dosbelastningen i inlandsalternativen.

Upptaget av nukliderna i näringskedjor vilket i modellen uttrycks i koncentrationsfaktorer (se tabell B2) t ex för upptag i fisk från vatten eller upptag i födoämnen från jord är en avgörande faktor för den interna dosbelastningen. Osäkerheten speciellt i koncentrationsfaktorerna för upptaget i fisk påverkar i regel signifikant totaldosbelastningen på grund av att denna exponeringsväg så ofta är av stor betydelse (se 4.3 tabellerna 1 - 5).

Skillnader i omsättningen av ämnen i olika sötvattensekosystem ger naturliga variationer i koncentrationsfaktorn. För Cs-135 kan dosen variera i förhållande till givna värden med en faktor 5 åt båda hållen i inlandsalternativen. I litteraturen [22, 30] har för Ra-226 koncentrationsfaktorn  $m_a$  p fisk i sötvatten angivits till 10 - 100 medan svenska undersökningar [31] har givit värden omkring 1 - 3. I beräkningarna har koncentrationsfaktorn för Ra-226 i insjöfisk valts till 15. I insjöfallet kan således doserna för Ra-226 variera med uppskattningsvis en faktor 7 åt båda hållen.

Växternas upptag av aktivitet från jorden varierar starkt, beroende bl a på växtslag och förhållanden i jorden. Variationsintervallen och de typvärden som valts vid beräkningarna anges i tabell B2. Om extremvärden på upptagsfaktorer används, ändras inte dosbelastningen nämnvärt till kritisk grupp eller regionens befolkning, då den betydande exponeringen via livsmedlen mjölk och kött huvudsakligen beror på kons konsumtion av brunns- eller insjövatten.

1977-12-20

Den kritiska grupp, som exponeras genom användningen av vatten från en aktivitetsförande brunn, erhåller i allmänhet de högsta doserna. Uppskattningen av utspädningen av den aktivitet, som kan läcka ut från förvaret, är med nödvändighet grov. Detaljerade kunskaper saknas om grundvattenansättningen på olika djup i de aktuella områdena. Utspädningen baseras enbart på den nederbördsmängd som faller över ytan ovanför förvaret. Om även grundvatten från andra områden bidrar till utspädningen kan doserna, som individerna erhåller genom dricksvatten och bevattning, vara överskattade.

För de nuklider, som ger det dominerande bidraget till dosen, utgör emellertid fisken i den närliggande insjön en betydande exponeringsväg. Den ger upphov till mellan 2 % och 90 % av den totala dosen till den kritiska gruppen.

#### 5.6 Variationer i befolkningsfördelning

Förändringar i den regionala befolkningsfördelningen kan påverka kollektivdoserna (Tabell 1 - 4). Speciellt gäller detta för de relativt kortlivade eller svårlösliga nuklider, för vilka kollektivdosen huvudsakligen härrör från den regionala belastningen. Den antagna befolkningsfördelningen 20 per/km<sup>2</sup> är den för Sverige genomsnittliga. En ökning av befolkningen, genom t ex en framtida större tätort kan ge en begränsad ökning av kollektivdoserna beroende på de olika nuklidernas kritiska exponeringsvägar.

Avkastningen av fisk från insjön har satts till  $60 \cdot 10^3$  kg vilket innebär en viss överskattning. Då fiskkonsumtionen i regel är den dominerande exponeringsvägen i regionen kan därför ingen ökning av den regionala kollektiva belastningen i Inlandsalternativet väntas med hänsyn till den genomsnittliga fiskkonsumtionen.

Om livsmedel såsom mjölk, kött utgör kritisk exponeringsväg kan ökning av befolkningstätheten knappast medföra någon

höjning av dosbelastningen till regionen, eftersom ökning av befolkningen sker på bekostnad av den brukade arealen.

För de nuklider där dricksvatten utgör dominerande exponeringsväg kan den regionala kollektivdosen förväntas stå i proportion till den del av regionens befolkning som tar sitt dricksvatten från den sjö som är primär recipient för inflödet.

#### 5.7 Modellens relevans i ett långsiktigt perspektiv

I synnerhet det lokala ekosystemet kan under de tidsrymder som prognoserna omfattar genomgå förändringar med väsentlig inverkan på exponeringsbilden. Utformningen av modellen gör det möjligt att analysera konsekvenserna av viktiga förändringar t ex torrläggning av den insjö som utgör primär recipient till utlakat material från förvaret. Även torrläggning av stora delar av Östersjön kan beaktas. I båda fallen kan förändringen ge upphov till nya exponeringar genom att sedimenten utnyttjas i jordbruket.

En del grundämnen anrikas till relativt höga nivåer i sedimentet från insjön eller Östersjön. För de radioaktiva nuklider, som ger den dominerande dosen till den kritiska gruppen eller kollektivdosen till befolkningen, innebär torrläggningen och förändringen av exponeringsvägarna ingen ökning av årsdoserna. Detta beror på att upptaget i jordbruksprodukter odlade på sedimentet inte bidrar lika mycket som bortfallet av fisken som exponeringsväg.

Nukliden cesium-135 utgör dock ett undantag. Individdoserna genom intern- och externexponering av befolkningen bosatt i de områden av Östersjön, som kan komma att torrläggas kan bli upp till en storleksordning högre än vad som framgår av beräkningarna baserade på en oförändrad Östersjö. Bidraget till kollektivdosen från Östersjöområdet är emellertid mindre än en femtedel av den totala dosbelastningen. En förhöjd exponering av en framtida Östersjöbefolkning genom cesium-135 skulle därför innebära att den totala dosinteckningen på lång sikt blev dubbelt så hög.

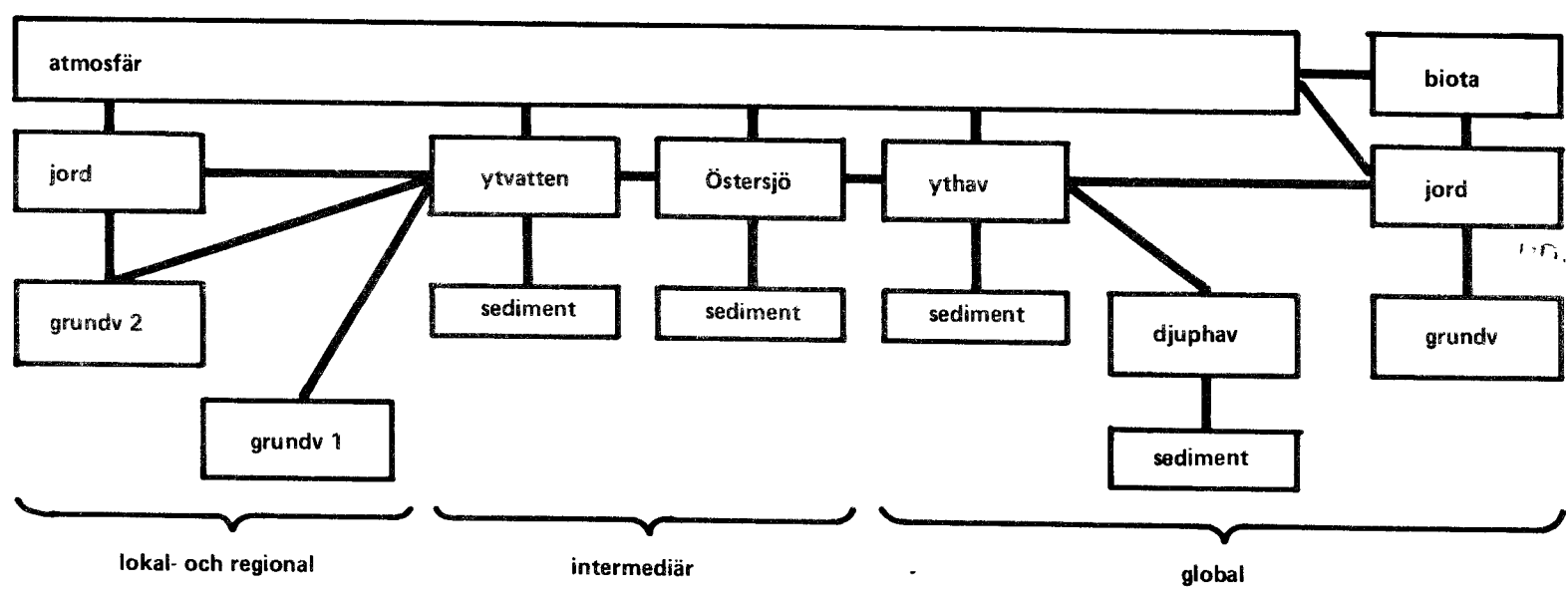


Fig 1. Reservoarer för de olika ekosystemen. Det lokala ekosystemet framgår inte i detalj av figuren.

1977-12-20

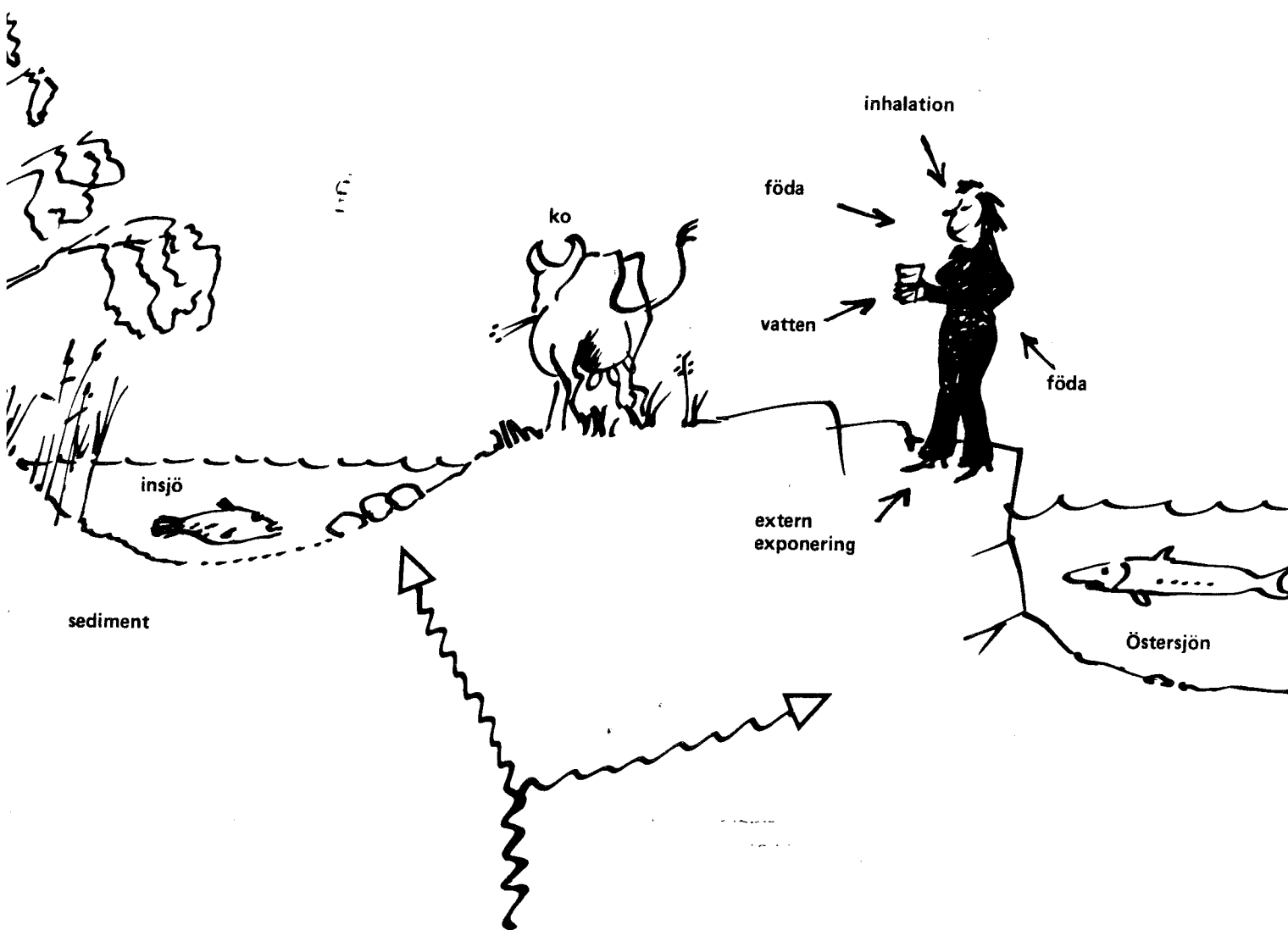


Fig 2. Exponeringsvägar till människan.

Tabell 1. Årliga individ- och kollektivdoser vid tidpunkten för maximal belastning efter inflöde av Ci på 1 år till primär recipient. Alt brunn.

Nuklid	Max ind dos [rem/år]	Tid (år)	DOMINERANDE EXPONERINGSVÄGAR [rem/år]						Koll dos [manrem/år]
			1	2	3				
Sr 90	5.0	1	kött	3.0	mjölk	1.4	vatten	$5.7 \times 10^{-1}$	$4.3 \times 10^2$
Zr 93	$7.3 \times 10^{-4}$	1	vatten	$1.3 \times 10^{-4}$	mjölk	$2.8 \times 10^{-6}$	grönsak	$8.4 \times 10^{-7}$	$3.5 \times 10^2$
Tc 99	$4.2 \times 10^{-4}$	1	vatten	$2.1 \times 10^{-4}$	mjölk	$2.1 \times 10^{-4}$	fisk	$4.9 \times 10^{-6}$	$9.2 \times 10^{-2}$
I 129	$4.8 \times 10^{-1}$	1	kött	$2.5 \times 10^{-1}$	vatten	$1.3 \times 10^{-1}$	mjölk	$1.0 \times 10^{-1}$	42
Cs 135	$1.6 \times 10^{-2}$	1	fisk	$8.7 \times 10^{-3}$	vatten	$2.8 \times 10^{-3}$	kött	$2.4 \times 10^{-3}$	21
Cs 137	$1.2 \times 10^{-1}$	1	fisk	$6.5 \times 10^{-2}$	vatten	$2.1 \times 10^{-2}$	kött	$1.8 \times 10^{-2}$	$1.6 \times 10^2$
Ra 226	18.5	1	vatten	10.9	mjölk	7.2	fisk	$2.6 \times 10^{-1}$	$1.2 \times 10^3$
Th 229	$2.9 \times 10^{-1}$	1	vatten	$2.6 \times 10^{-1}$	kött	$2.8 \times 10^{-2}$	grönsak	$1.7 \times 10^{-3}$	$9.6 \times 10^{-1}$
Th 230	$1.4 \times 10^{-1}$	1	vatten	$1.3 \times 10^{-1}$	kött	$1.4 \times 10^{-2}$	grönsak	$1.7 \times 10^{-3}$	$7.4 \times 10^{-1}$
U 233	$1.0 \times 10^{-1}$	1	vatten	$8.6 \times 10^{-2}$	kött	$9.5 \times 10^{-3}$	mjölk	$3.6 \times 10^{-3}$	$3.9 \times 10^{-1}$
U 234	$1.0 \times 10^{-1}$	1	vatten	$8.6 \times 10^{-2}$	kött	$9.5 \times 10^{-3}$	mjölk	$3.6 \times 10^{-3}$	$3.9 \times 10^{-1}$
Np 237	$9.5 \times 10^{-2}$	1	vatten	$7.7 \times 10^{-2}$	mjölk	$1.7 \times 10^{-2}$	grönsak	$5.0 \times 10^{-4}$	$7.2 \times 10^{-1}$
Pu 239	$7.4 \times 10^{-2}$	1	vatten	$6.0 \times 10^{-2}$	kött	$1.3 \times 10^{-2}$	grönsak	$3.9 \times 10^{-4}$	$1.5 \times 10^{-1}$
Pu 240	$7.4 \times 10^{-2}$	1	vatten	$6.0 \times 10^{-2}$	kött	$1.3 \times 10^{-2}$	grönsak	$3.9 \times 10^{-4}$	$1.5 \times 10^{-1}$
Am 241	$1.0 \times 10^{-1}$	1	vatten	$8.2 \times 10^{-2}$	kött	$1.8 \times 10^{-2}$	grönsak	$5.4 \times 10^{-4}$	2.8
Am 243	$1.0 \times 10^{-1}$	1	vatten	$8.2 \times 10^{-2}$	kött	$1.8 \times 10^{-2}$	grönsak	$5.4 \times 10^{-4}$	1.6

Tabell 2. Årliga individ- och kollektivdoser vid tidpunkten för maximal belastning efter inflöde av Ci på 100 år till primär recipient. Alt brunn.

Nuklid	Max ind dos [rem/år]	Tid* (år)	DOMINERANDE EXPONERINGSVÄGAR [rem/år]						Koll dos [manrem/år]	Tid (år)
			1	2	3					
Sr 90	$4.1 \times 10^{-2}$	15	kött	$2.4 \times 10^{-2}$	mjölk	$1.2 \times 10^{-2}$	vatten	$4.6 \times 10^{-3}$	5.2	15
Zr 93	$7.8 \times 10^{-7}$	10	vatten	$7.4 \times 10^{-7}$	grönsak	$2.1 \times 10^{-8}$	kött	$1.6 \times 10^{-8}$	$1.2 \times 10^{-4}$	100
Tc 99	$4.9 \times 10^{-6}$	30	vatten	$2.4 \times 10^{-2}$	mjölk	$2.4 \times 10^{-2}$	kött	$4.8 \times 10^{-4}$	$3.6 \times 10^{-3}$	90
I 129	$5.6 \times 10^{-3}$	30	kött	$2.9 \times 10^{-3}$	vatten	$1.5 \times 10^{-3}$	mjölk	$1.2 \times 10^{-3}$	4.5	90
Cs 135	$2.5 \times 10^{-4}$	90	fisk	$1.4 \times 10^{-4}$	kött	$3.7 \times 10^{-5}$	vatten	$2.4 \times 10^{-5}$	$4.8 \times 10^{-1}$	90
Cs 137	$1.5 \times 10^{-3}$	3	fisk	$9.4 \times 10^{-4}$	vatten	$2.2 \times 10^{-4}$	kött	$2.0 \times 10^{-4}$	2.4	6
Ra 226	$2.2 \times 10^{-1}$	30	vatten	$1.3 \times 10^{-1}$	mjölk	$8.3 \times 10^{-2}$	fisk	$4.3 \times 10^{-3}$	32.1	30
Th 229	$3.3 \times 10^{-3}$	9	vatten	$3.0 \times 10^{-3}$	kött	$3.3 \times 10^{-4}$	grönsak	$2.0 \times 10^{-5}$	$3.0 \times 10^{-1}$	100
Th 230	$3.3 \times 10^{-3}$	9	vatten	$3.0 \times 10^{-3}$	kött	$3.3 \times 10^{-4}$	grönsak	$2.0 \times 10^{-5}$	$8.8 \times 10^{-3}$	9
U 233	$6.0 \times 10^{-4}$	10	vatten	$5.0 \times 10^{-4}$	kött	$5.5 \times 10^{-5}$	grönsak	$1.4 \times 10^{-5}$	$2.6 \times 10^{-2}$	10
U 234	$1.2 \times 10^{-3}$	9	vatten	$1.0 \times 10^{-3}$	kött	$1.1 \times 10^{-4}$	mjölk	$4.1 \times 10^{-5}$	$4.7 \times 10^{-2}$	99
Np 237	$1.1 \times 10^{-3}$	36	vatten	$9.1 \times 10^{-4}$	kött	$2.0 \times 10^{-4}$	fisk	$2.1 \times 10^{-5}$	$8.6 \times 10^{-2}$	99
Pu 239	$1.7 \times 10^{-3}$	30	vatten	$1.4 \times 10^{-3}$	kött	$3.1 \times 10^{-4}$	fisk	$8.0 \times 10^{-6}$	$3.1 \times 10^{-2}$	90
Pu 240	$1.7 \times 10^{-3}$	30	vatten	$1.4 \times 10^{-3}$	kött	$3.1 \times 10^{-4}$	fisk	$8.0 \times 10^{-6}$	$3.1 \times 10^{-2}$	90
Am 241	$1.2 \times 10^{-3}$	15	vatten	$9.3 \times 10^{-4}$	kött	$2.0 \times 10^{-4}$	fisk	$4.5 \times 10^{-5}$	$3.5 \times 10^{-1}$	45
Am 243	$1.2 \times 10^{-3}$	60	vatten	$9.5 \times 10^{-4}$	kött	$2.1 \times 10^{-4}$	fisk	$5.4 \times 10^{-5}$	$1.9 \times 10^{-1}$	60

\* Tid för att nå 90 % av maximal årlig dos efter inflöde i biosfären.



1977-12-20

Tabell 3. Årliga individ- och kollektivdoser vid tidpunkten för maximal belastning efter inflöde av  $10^{-6}$  Ci/år till primär recipient. Alternativ brunn.

Nuklid	Max ind dos [rem/år]	Tid* [år]	Dominerande exponeringsvägar [rem/år]						Koll dos [manrem/år]	Tid* [år]
			1.a	2.a	3.a	4.a	5.a	6.a		
Sr 90	$5.5 \times 10^{-6}$	3	kött	$3.3 \times 10^{-6}$	mjölk	$1.6 \times 10^{-6}$	vatten	$6 \times 10^{-7}$	$3.4 \times 10^{-4}$	.3
Zr 93	$8 \times 10^{-11}$	10	vatten	$7.5 \times 10^{-11}$	grönsak	$2.1 \times 10^{-12}$	kött	$1.6 \times 10^{-12}$	$3.4 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^6$
Tc 99	$4.9 \times 10^{-10}$	3	vatten	$2.4 \times 10^{-10}$	mjölk	$2.2 \times 10^{-10}$	fisk	$8.5 \times 10^{-12}$	$3.2 \times 10^{-7}$	$1 \times 10^5$
I 129	$5.5 \times 10^{-7}$	3	kött	$2.9 \times 10^{-7}$	vatten	$1.5 \times 10^{-7}$	mjölk	$1.1 \times 10^{-7}$	$2.8 \times 10^{-2}$	$2 \times 10^7$
Cs 135	$2.3 \times 10^{-8}$	10	fisk	$1.5 \times 10^{-8}$	vatten	$3.2 \times 10^{-9}$	kött	$2.8 \times 10^{-9}$	$1.6 \times 10^{-4}$	$6 \times 10^4$
Cs 137	$1.5 \times 10^{-7}$	3	fisk	$9.5 \times 10^{-8}$	vatten	$2.3 \times 10^{-8}$	kött	$2 \times 10^{-8}$	$1.2 \times 10^{-4}$	6
Ra 226 <sup>1)</sup>	$2.1 \times 10^{-5}$	10	vatten	$1.3 \times 10^{-5}$	mjölk	$7.5 \times 10^{-6}$	fisk	$4.3 \times 10^{-7}$	$1.3 \times 10^{-3}$	$6 \times 10$
Ra 226 <sup>2)</sup>	$3 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^5$	fisk	$3 \times 10^{-6}$	vatten	$1.2 \times 10^{-9}$	mjölk	$7.5 \times 10^{-10}$	$1.3 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^5$
Ra 226 <sup>3)</sup>	$5.5 \times 10^{-9}$	$5 \times 10^3$	vatten	$2.8 \times 10^{-9}$	mjölk	$1.7 \times 10^{-9}$	fisk	$7.5 \times 10^{-10}$	$1.2 \times 10^{-2}$	$3 \times 10^5$
Th 229	$1.7 \times 10^{-7}$	10	vatten	$1.5 \times 10^{-7}$	kött	$1.7 \times 10^{-8}$	grönsak	$4.2 \times 10^{-9}$	$1.7 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^4$
Th 229 <sup>4)</sup>	$2.3 \times 10^{-10}$	$6 \times 10^2$	grönsak	$9.5 \times 10^{-11}$	rotfrukt	$6.5 \times 10^{-11}$	säd	$4.9 \times 10^{-10}$	$1.1 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^5$
Th 230	$1.7 \times 10^{-7}$	10	vatten	$1.5 \times 10^{-7}$	kött	$1.7 \times 10^{-8}$	grönsak	$4.2 \times 10^{-9}$	$4.3 \times 10^{-7}$	$2 \times 10$
U 233	$6 \times 10^{-8}$	10	vatten	$5 \times 10^{-8}$	kött	$5.5 \times 10^{-9}$	mjölk	$1.9 \times 10^{-10}$	$2.1 \times 10^{-6}$	$3 \times 10^2$
U 234	$6 \times 10^{-8}$	10	vatten	$5 \times 10^{-8}$	kött	$5.5 \times 10^{-9}$	mjölk	$1.9 \times 10^{-10}$	$2.1 \times 10^{-6}$	$5 \times 10^2$
Np 237	$1.2 \times 10^{-7}$	20	vatten	$9 \times 10^{-8}$	kött	$2 \times 10^{-8}$	grönsak	$2.6 \times 10^{-9}$	$2.2 \times 10^{-5}$	$3 \times 10^6$
Pu 239	$8.5 \times 10^{-8}$	10	vatten	$7 \times 10^{-8}$	kött	$1.6 \times 10^{-8}$	grönsak	$2 \times 10^{-9}$	$1.7 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^2$
Pu 240	$9 \times 10^{-8}$	10	vatten	$7 \times 10^{-8}$	kött	$1.5 \times 10^{-8}$	grönsak	$2 \times 10^{-9}$	$1.7 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^2$
Am 241	$1.3 \times 10^{-7}$	10	vatten	$9.5 \times 10^{-8}$	kött	$2.1 \times 10^{-8}$	fisk	$5 \times 10^{-9}$	$1.8 \times 10^{-5}$	$3 \times 10$
Am 243	$1.3 \times 10^{-7}$	10	vatten	$9.5 \times 10^{-8}$	kött	$2.1 \times 10^{-8}$	fisk	$5.5 \times 10^{-9}$	$2 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^2$

\* Tid för att nå 90 % av maximal årlig dos efter inflöde i biosfären

1) Avser endast doser på grund av Ra 226 som släpps ut med  $10^{-6}$  Ci/år2) Avser doser p g a Ra 226 som genererats genom sönderfall av Th 230 som släppts ut med  $10^{-6}$  Ci/år3) Avser doser p g a Ra 226 som genererats genom sönderfallskedja U 234 → Th 230 → Ra 226 vid utsläpp av U 234 med  $10^{-6}$  Ci/år.4) Avser doser p g a Th 229 som genererats genom sönderfall av U 233 som släppts ut med  $10^{-6}$  Ci/år.

Tabell 4. Årliga individ- och kollektivdoser vid tidpunkten för maximal belastning efter inflöde av  $10^{-6}$  Ci/år till primär recipient. Alternativ insjö.

Nuklid	Max ind dos [rem/år]	Tid* [år]	Dominerande exponeringsvägar [rem/år]			Koll dos [manrem/år]	Tid* [år]			
			1.a	2.a	3.a					
Sr 90	$1.5 \times 10^{-7}$	3	kött	$6.5 \times 10^{-8}$	fisk	$4.2 \times 10^{-8}$	mjölk	$3 \times 10^{-8}$	$3.4 \times 10^{-4}$	3
Zr 93	$2.1 \times 10^{-12}$	10	vatten	$1.5 \times 10^{-12}$	fisk	$5.5 \times 10^{-13}$	grönsak	$4.1 \times 10^{-14}$	$3.4 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^6$
Tc 99	$1.8 \times 10^{-11}$	3	fisk	$8.5 \times 10^{-12}$	vatten	$4.9 \times 10^{-12}$	mjölk	$4.5 \times 10^{-12}$	$3.2 \times 10^{-7}$	$1 \times 10^5$
I 129	$1.6 \times 10^{-8}$	3	kött	$6 \times 10^{-9}$	fisk	$5 \times 10^{-9}$	vatten	$2.9 \times 10^{-9}$	$2.8 \times 10^{-2}$	$2 \times 10^7$
Cs 135	$1.5 \times 10^{-8}$	10	fisk	$1.5 \times 10^{-8}$	strand- vist	$8.5 \times 10^{-11}$	vatten	$6.5 \times 10^{-11}$	$1.6 \times 10^{-4}$	$6 \times 10^4$
Cs 137	$1 \times 10^{-7}$	3	fisk	$9.5 \times 10^{-7}$	vatten	$4.1 \times 10^{-10}$	kött	$3.6 \times 10^{-10}$	$1.2 \times 10^{-4}$	6
Ra 226 <sup>1)</sup>	$8.5 \times 10^{-7}$	10	fisk	$4.3 \times 10^{-7}$	vatten	$2.4 \times 10^{-7}$	mjölk	$1.5 \times 10^{-7}$	$1.3 \times 10^{-3}$	$6 \times 10^1$
Ra 226 <sup>2)</sup>	$6 \times 10^{-6}$	$9 \times 10^4$	fisk	$3 \times 10^{-6}$	vatten	$1.8 \times 10^{-6}$	mjölk	$1.1 \times 10^{-6}$	$1.3 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^5$
Ra 226 <sup>3)</sup>	$1.5 \times 10^{-9}$	$6 \times 10^3$	fisk	$7.5 \times 10^{-10}$	vatten	$4.3 \times 10^{-10}$	mjölk	$2.5 \times 10^{-10}$	$1.2 \times 10^{-2}$	$4 \times 10^5$
Th 229	$9.5 \times 10^{-9}$	$1 \times 10^4$	strand	$9.5 \times 10^{-9}$	fisk	$1.4 \times 10^{-10}$	vatten	$4 \times 10^{-11}$	$1.7 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^4$
Th 229 <sup>4)</sup>	$1.8 \times 10^{-11}$	$4 \times 10^4$	strand	$1.8 \times 10^{-11}$	fisk	$2.8 \times 10^{-14}$	vatten	$8 \times 10^{-15}$	$1.1 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^5$
Th 230	$4.4 \times 10^{-10}$	10	fisk	$3.3 \times 10^{-10}$	vatten	$9.5 \times 10^{-11}$	kött	$1.1 \times 10^{-11}$	$4.3 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^1$
U 233	$2.3 \times 10^{-9}$	50	fisk	$1.2 \times 10^{-9}$	vatten	$1 \times 10^{-9}$	kött	$1.1 \times 10^{-10}$	$2.1 \times 10^{-6}$	$3 \times 10^2$
U 234	$2.3 \times 10^{-9}$	40	fisk	$1.2 \times 10^{-9}$	vatten	$1 \times 10^{-9}$	kött	$1.1 \times 10^{-10}$	$2.1 \times 10^{-6}$	$5 \times 10^2$
Np 237	$4.4 \times 10^{-9}$	80	fisk	$2.1 \times 10^{-9}$	vatten	$1.8 \times 10^{-9}$	kött	$4 \times 10^{-10}$	$2.2 \times 10^{-5}$	$3 \times 10^6$
Pu 239	$2.3 \times 10^{-9}$	150	vatten	$1.4 \times 10^{-9}$	fisk	$5.5 \times 10^{-10}$	kött	$3.1 \times 10^{-10}$	$1.7 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^2$
Pu 240	$2.3 \times 10^{-9}$	150	vatten	$1.4 \times 10^{-9}$	fisk	$5.5 \times 10^{-10}$	kött	$3.1 \times 10^{-10}$	$1.7 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^2$
Am 241	$7.5 \times 10^{-9}$	30	fisk	$5 \times 10^{-9}$	vatten	$1.8 \times 10^{-9}$	strand	$4.7 \times 10^{-10}$	$1.8 \times 10^{-5}$	$3 \times 10^1$
Am 243	$8.5 \times 10^{-9}$	60	fisk	$5.5 \times 10^{-9}$	vatten	$1.9 \times 10^{-9}$	strand	$5 \times 10^{-10}$	$2 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^2$

\* Tid för att nå 90 % av maximal årlig dos efter inflöde i biosfären.

- 1) Avser endast doser på grund av Ra 226 som släpps ut med  $10^{-6}$  Ci/år
- 2) Avser doser p g a Ra 226 som genererats genom sönderfall av Th 230 som släppts ut med  $10^{-6}$  Ci/år.
- 3) Avser doser p g a Ra 226 som genererats genom sönderfallskedja U 234 → Th 230 → Ra 226 vid utsläpp av U 234 med  $10^{-6}$  Ci/år.
- 4) Avser doser p g a Th 229 som genererats genom sönderfall av U 233 som släppts ut med  $10^{-6}$  Ci/år.

1977-12-20

Tabell 5. Årliga individ- och kollektivdoser vid tidpunkten för maximal belastning efter inflöde av  $10^{-6}$  Ci/år till primär recipient. Alternativ Östersjö.

Nuklid	Max ind dos [rem/år]	Tid* [år]	Dominerande exponeringsvägar [rem/år]			Koll dos [manrem/år]	Tid* [år]		
			1.a	2.a	3.a				
Sr 90	$7.3 \times 10^{-10}$	10	fisk	$7.3 \times 10^{-10}$	bad	$1.2 \times 10^{-12}$	$3.5 \times 10^{-6}$	$3 \times 10^6$	
Zr 93	$6.6 \times 10^{-13}$	10	fisk	$6.6 \times 10^{-13}$			$3.4 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^6$	
Tc 99	$1.2 \times 10^{-13}$	3	fisk	$1.1 \times 10^{-13}$	strand	$4.7 \times 10^{-15}$	fiskreds $5.6 \times 10^{-16}$	$6.9 \times 10^{-7}$	$1 \times 10^{-6}$
I 129	$1.3 \times 10^{-10}$	3	fisk	$12. \times 10^{-10}$	strand	$2.4 \times 10^{-15}$	fiskreds $2.8 \times 10^{-16}$	$2.8 \times 10^{-2}$	$3 \times 10^7$
Cs 135	$1.6 \times 10^{-10}$	$8 \times 10^3$	strand	$8 \times 10^{-11}$	fisk	$7.2 \times 10^{-11}$	fiskreds $9.3 \times 10^{-12}$	$1.2 \times 10^{-4}$	$2 \times 10^6$
Cs 137	$4.4 \times 10^{-10}$	10	fisk	$4.4 \times 10^{-10}$	strand	$1.5 \times 10^{-12}$	fiskreds $1.1 \times 10^{-12}$	$2.6 \times 10^{-6}$	$3 \times 10^6$
Ra 226 <sup>1)</sup>	$2.9 \times 10^{-8}$	10	fisk	$2.9 \times 10^{-8}$	fiskreds	$1.2 \times 10^{-15}$	strand $3.9 \times 10^{-16}$	$4.2 \times 10^{-4}$	$2 \times 10^2$
Ra 226 <sup>2)</sup>	$1.8 \times 10^{-7}$	$1 \times 10^5$	fisk	$1.8 \times 10^{-7}$	fiskreds	$6.2 \times 10^{-10}$	strand $2.7 \times 10^{-10}$	$5 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^5$
Ra 226 <sup>3)</sup>	$7.5 \times 10^{-11}$	$6 \times 10^3$	fisk	$7.5 \times 10^{-11}$	fiskreds	$1.9 \times 10^{-13}$	strand $6.6 \times 10^{-14}$	$1.2 \times 10^{-2}$	$4 \times 10^5$
Th 229	$6.9 \times 10^{-10}$	$1 \times 10^4$	fiskreds	$5 \times 10^{-10}$	fiskreds	$1.7 \times 10^{-10}$	fisk $1.2 \times 10^{-11}$	$3.1 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^4$
Th 229 <sup>4)</sup>	$2.2 \times 10^{-12}$	$4 \times 10^4$	fiskreds	$1.6 \times 10^{-12}$	strand	$5.6 \times 10^{-13}$	fisk $4.2 \times 10^{-15}$	$7.7 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^5$
Th 230	$3.4 \times 10^{-11}$	6	fisk	$3.4 \times 10^{-11}$	-	-		$1.7 \times 10^{-8}$	$4 \times 10^6$
U 233	$2.3 \times 10^{-11}$	100	fisk	$2.3 \times 10^{-11}$				$9.1 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^5$
U 234	$2.3 \times 10^{-11}$	100	fisk	$2.3 \times 10^{-11}$				$1.3 \times 10^{-6}$	$3 \times 10^5$
Np 237	$4.3 \times 10^{-11}$	60	fisk	$4.2 \times 10^{-11}$	fiskreds	$7.9 \times 10^{-3}$	strand $1.4 \times 10^{-13}$	$2 \times 10^{-5}$	$3 \times 10^6$
Pu 239	$1.1 \times 10^{-11}$	90	fisk	$1.1 \times 10^{-11}$	-	-		$1.3 \times 10^{-7}$	$9 \times 10^2$
Pu 240	$1.1 \times 10^{-11}$	90	fisk	$1.1 \times 10^{-11}$	fiskreds	$1.8 \times 10^{-18}$	strand $2 \times 10^{-18}$	$1.2 \times 10^{-7}$	$6 \times 10^2$
Am 241	$6 \times 10^{-12}$	30	fisk	$5 \times 10^{-11}$	strand	$913 \times 10^{-12}$	fiskreds $5.5 \times 10^{-13}$	$1.9 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^2$
Am 243	$6.4 \times 10^{-11}$	60	fisk	$5.4 \times 10^{-11}$	strand	$1 \times 10^{-11}$	fiskreds $5.9 \times 10^{-13}$	$3 \times 10^{-6}$	$6 \times 10^2$

\* Tid för att nå 90 % av maximal dos efter inflöde i biosfären

- 1) Avser endast doser på grund av Ra 226 som släpps ut med  $10^{-6}$  Ci/år
- 2) Avser doser p g a Ra 226 som genererats genom sönderfall av Th 230 som släppts ut med  $10^{-6}$  Ci/år
- 3) Avser doser p g a Ra 226 som genererats genom sönderfallskedja U 234 → Th 230 → Ra 226 vid utsläpp av U 234 med  $10^{-6}$  Ci/år
- 4) Avser doser p g a Th 229 som genererats genom sönderfall av U 233 som släppts ut med  $10^{-6}$  Ci/år

1977-12-20

## REFERENSER

1. STOKES J, Kulturteknik, KTH och HÄGGBLOM H,  
AB Atomenergi  
Personlig kommunikation.
2. Ionizing radiation: Levels and effects.  
A report of the United Nations scientific committee on the effects of atomic radiation; ionizing radiation; levels and effects. New York 1972.  
Vol 2 (Effects).
3. The evaluation of risks from radiation. Oxford 1966.  
(ICRP publ 8.)
4. Recommendations of the International commission on radiological protection.  
Annals ICRP 1 (1977):3.  
(ICRP publ 26.)
5. BERGMAN R och McEWAN C  
Dose and dose commitment due to Carbon-14 from the nuclear industry.  
AB Atomenergi. 1977.  
(S-548.)
6. BERGMAN R et al  
Kompartimentmodell för omsättning av vattenburna utsläpp i brackvattensystem.  
AB Atomenergi. 1977.  
(S-549.)
7. BERGMAN R  
Ekologiska modeller för dynamisk omsättning av långlivade nuklider.  
AB Atomenergi. 1977.  
(Intern rapp SM-31.)
8. Recommendations of the intern commission on radiological protection. London 1959.  
(ICRP publ 2.)
9. BROWN D J  
Migration characteristics of radionuclides through sediments underlying the Hanford reservation. Disposal of radioactive wastes into the ground. Symp Vienna 29, May - 2 June 1967. Proc IAEA, Vienna 1967, p 215 - 228.  
(STI/PUB/156.)
10. BURKHOLDER H C et al  
Incentives for partitioning high-level waste. 1975.  
(BNWL-1927.)

1977-12-20

11. WARREN J M  
Strontium-90 in diet - 1971.  
Int conf on strontium metabolism. 2. Glasgow and  
Strontian 16 - 19 Aug, 1972, p 483 - 488.  
(CONF-720818.)
12. IVANOV S N and SHAGALOVA E D  
Strontium in the environment.  
Ibid p 423 - 435.
13. OPHEL I L, FRAZER C C and JUDD J M  
Strontium concentration factors in biota and  
bottom sediments of a freshwater lake.  
Int symp on radioecology applied to the protec-  
tion of man and his environment Rome, Italy 7 - 10  
Sep 1971.  
(EUR-4800) Vol 1, p 509 - 530.
14. Sources and effects of ionizing radiation. UNSCEAR  
1977 report to the General assembly. New York 1977.
15. Controlling airborne effluents from fuel cycle  
plants. ANS/AIChE topical meeting Sun Valley, Ida,  
Aug 5 - 6, 1976. Proc Hinsdale, Ill 1976.
16. VAUGHAN B E, WILDUNG R E and FUQUAY J J  
Transport of airborne effluents to man via the  
food chain.  
Ibid p 8.1 - 8.17.
17. AARKROG A  
Prediction models for strontium-90 and caesium-137  
levels in the human food chain.  
Health Phys 20 (1971) p 297 - 311.
18. MARCKWORDT U and LEHR J  
Factors of transfer of  $^{137}\text{Cs}$  from soils to crops.  
Int symp on radioecology applied to the protection  
of man and his environment Rome, Italy 7 - 10 Sep  
1971.  
(EUR-4800) Vol 2, p 1057 - 1068.
19. NOSHKIN V E and BOWEN V T  
Concentrations and distributions of long-lived  
fallout radionuclides in open ocean sediments.  
Radioactive contamination of the marine environ-  
ment. Symp Seattle USA 10 - 14 July, 1972. Proc  
IAEA, Vienna, 1973, p 671 - 686.
20. PRICE K T  
Transuranic elements in soils, plants and animals.  
J Environ Qual 2 (1973):1 p 62 - 66.  
  
FRANCIS C W  
Plutonium mobility in soil and uptake in plants:  
A review.  
Ibid p 67 - 70.

1977-12-20

21. BENNETT B G  
Transuranic element pathways to man. Transuranium nuclides in the environment. Symp San Francisco 17 - 21 Nov, 1975. Proc IAEA, Vienna 1976, p 367 - 383.  
(STI/PUB/410.)
22. GERA F  
Geochemical behavior of long-lived radioactive wastes. 1976.  
(CNEN-RT/PROT-(76)-5.)
23. MYERS D S et al  
Evaluation of the use of sludge containing plutonium as a soil conditioner for food crops. Transuranium nuclides in the environment. Symp San Francisco 17 - 21 Nov. 1975. Proc IAEA, Vienna 1976, p 311 - 323.
24. Agricultural research council radiobiological laboratory. Annual report 1961 - 62. 1962.  
(ARCRL-8.)
25. REYANOV I I  
Uranium content of food products. 1977.  
(Transl from Vopr Pitan 28 (1969) p 87 - 88.)  
(ORNL-tr-4256.)
26. CLEMENTE G F  
Trace elements pathways from environment to man. J Radioanal Chem 32 (1976) p 25 - 41.
27. ERIKSSON E  
Kompendium i atmosfärens kemi.  
Meteorologiska Inst Stockholms Univ 1977.
28. Long-term worldwide effects of multiple nuclear weapons detonations.  
National Academy of Sciences, Washington D C. 1975.
29. GRUNDFELDT B  
Resultat från beräkningar med datorprogrammet GETOUT. 1977.  
(KBS proj P11:11.)
30. L'VOVICH M J  
World water balance.  
Geogr O-vo SSSR Iyv 102 (1970):4 p 314 - 324.
31. MIYAKE Y and TSUNOGAI S  
Evaporation of iodine from the ocean.  
J Geophys Res 68 (1963) p 3989 - 3993.
32. BOLIN B  
Note on the exchange of iodine between the atmosphere, land and sea. Int J Air Poll 2 (1959) p 127 - 131.

1977-12-20

33. BERGMAN R, BERGSTRÖM U and EVANS S  
Environmental transport and long-term dose: A preliminary study of Iodine 129.  
AB Atomenergi 1977.  
(S-575.)
34. EDVARDSSON K-A  
Personlig kommunikation.
35. THOMPSON S E et al  
Concentration factors of chemical elements in edible aquatic organisms. 1972.  
(UCRL-50564 Rev 1.)
36. FRANCIS C W  
Plutonium mobility in soil and uptake in plants: A review.  
J Environ Qual 2 (1973):1 p 67 - 70.
37. JINKS S M and EISENBUD M  
Concentration factors in the aquatic environment.  
Radiat Data Rep 13 (1972):4 p 243 - 247.
38. Statistisk årsbok för Sverige 62 (1975).
39. LAMPE S  
Personlig kommunikation.
40. Liquid metal fast breeder reactor (LMFBR) program.  
Environment statement. 1974.  
(WASH-1535.)
41. COHEN B L  
High-level radioactive waste from light-water reactors.  
Rev Mod Phys 49 (1977) p 1 - 20.
42. FORSSEN B-H  
LINSOL - Ett datorprogram för lösning av ett system av lineära differentialekvationer med konstanta koefficienter.  
AB Atomenergi 1977.  
(Intern rapp TPM-RD-77-148.)
43. BERGMAN R, BERGSTRÖM U and EVANS S  
BIOPATH - Datorprogram för kompartmentanalys av stråldoser och ekologiska omsättningar.  
Opubl mat.
44. Handbook of Chemistry and Physics.  
45th Edition. 1964 - 1965.
45. BOWEN V T  
Transuranic elements in marine environments.  
ERDA Rep. HASL -291, 1975  
pp 1-57 to 1-79.

1977-12-20

46. LIVINSTONE H and BOWEN V  
Americium in the marine environment -  
relationships to plutonium.  
Radioisotopes in the Aquatic Environment  
June 1 - 4 (1975).
47. AARKROG A  
Environmental studies of the longtime behaviour  
of plutonium from the accidental release of  
Thule, Greenland.  
Health Phys. (in print).
48. HAJELE B F  
Pu and Am in soils. 1966  
(BNWL-CC-925).
49. CHRISTENSEN C and THOMAS R  
Movement of Pu through Los Alamos Tuff.  
In: Second ground disposal of radioactive  
wastes conference. Sept 26 - 29, 1962, p 248 - 281.  
(USA EC Rep TID 7628).
50. KREY P W et al.  
Distribution of Pu and Am with depth in soil  
at Rocky Flats. 1977.  
(HASL-318).
51. Reactor safety study.  
An assessment of accident risks in US  
commercial nuclear power plants. 1974.  
(WASH-1400).
52. ERIKSSON Å  
Fissionsprodukter i svensk miljö.  
Inst för radiobiologi, Lantbruksskolan Uppsala  
1977.
53. AARKROG A  
personlig kommunikation.



## APPENDIX A. ÖVERFÖRINGSKOEFFICIENTER

<u>Innehåll</u>	Sid
- Härlledning av överföringskoefficienter för det generella bärarsystemet;	A:2
- Härlledning av nuklidspecifika överföringskoefficienter;	A:6
- Tabell A1 och A2: Koefficientmatriser avseende typvärden för det årliga utbytet mellan systemets reservoarer i inlands- respektive Östersjöalternativen;	A:11
- Tabell A3: Fördelningskoefficienter för systemet markvatten - jord;	A:13
- Tabell A4: Reservoarssystemets massor och ytor;	A:14

1977-12-20

Härledning av överföringskoefficienter för det generella  
bärarsystemet

Överföringskoefficienter med vatten och luft som bärare av aktivitet redovisas i nedanstående tabell.

	(år <sup>-1</sup> )
Grundvatten 1 → ytvatten	2
grundvatten 2 → ytvatten	$2 \times 10^{-1}$
grundvatten 2 → jord	$1 \times 10^{-1}$
jord → atmosfär regionalt	$7 \times 10^{-9}$
atmosfär reg → jord	$4.2 \times 10^{-1}$
atmosfär reg → ytvatten	$2.3 \times 10^{-3}$
atmosfär reg → Östersjön	$1.9 \times 10^2$
atmosfär reg → atmosfär glob	$1.5 \times 10^2$
ytvatten → jord	$2 \times 10^{-2}$
ytvatten → Östersjön	2
Östersjön reg → Östersjön	10
Östersjön → ythav	$4.2 \times 10^{-2}$
atmosfär glob → ythav	$1.3 \times 10$
atmosfär glob → jord glob	6.7
ythav → djuphav	$1.1 \times 10^{-1}$
djuphav → ythav	$8 \times 10^{-4}$
ythav → jord glob	$1.7 \times 10^{-7}$
jord glob → atmosfär glob	$3.4 \times 10^{-7}$
jord glob → grundvatten glob	$1 \times 10^{-1}$
jord glob → ythav	$3.2 \times 10^{-1}$
grundvatten glob → jord glob	$1 \times 10^{-3}$
grundvatten glob → ythav	$1 \times 10^{-3}$

Grundvatten - ytvatten

Då nukliderna nått kontaktytan mellan geo- och biosfär har för alla nuklider antagits en snabb överföring av  $2 \text{ år}^{-1}$  för inträde i biosfären.

Grundvatten 2 - ytvatten och grundvatten 2 - jord

Jord- och markvattnets genomsnittliga omsättningstid har satts till 3 år, vilket ger en borttransport av  $0.3 \text{ år}^{-1}$ .

1977-12-20

Denna har fördelats så att 1/3 av överföringen når jordreservoaren via rotuppslag och stigkrafter medan resterande  $0.2 \text{ år}^{-1}$  avrinner till ytvattnet.

#### Jord - atmosfär regionalt och globalt

Resuspensionen av partikelbunden aktivitet baseras på experimentell analys [22] och teoretiska uppskattningar av återföringen av radioaktiva ämnen till atmosfären från markens ytskikt. Med avseende på plutonium har erhållits  $10^{-8} \text{ m}^{-1}$ . Alla nuklider utom I och Tc anses ha samma resuspensionsfaktor. Jorden anses ha yttätheten  $224 \text{ kg/m}^2$  [10] och volymtätheten  $2.2 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3$ . Vid jämvikt då överföringarna via deposition är  $4.2 \cdot 10^{-1} \text{ år}^{-1}$  för regionen respektive  $6.7 \text{ år}^{-1}$  för globalområdet kan resuspensionen tecknas

$$\text{regionalt: } K = \frac{4.2 \cdot 10^{-1}}{6.7} \cdot \frac{224 \cdot 10^{-8} \cdot 500}{2 \cdot 2.2 \cdot 10^3} = 1.6 \cdot 10^{-8} \text{ år}^{-1}$$

respektive

$$\text{globalt: } K = \frac{224 \cdot 10^{-8} \cdot 5\,000}{2 \cdot 2.2 \cdot 10^3} = 1.0 \cdot 10^5 \text{ år}^{-1}$$

#### Atmosfär - jord och ytvatten regionalt och globalt

För alla nuklider utom I 129 och Tc 99 har depositions-hastighet  $3 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$  antagits. Medelhöjden i regionala atmosfären är 500 m och i globala atmosfären  $5 \cdot 10^3 \text{ m}$ . Överföringarna i respektive område blir då

$$\text{regionalt: } \frac{3.15 \cdot 10^7 \cdot 3 \cdot 10^{-3}}{500} = 1.9 \cdot 10^2 \text{ år}^{-1}$$

respektive

$$\text{globalt: } \frac{3.15 \cdot 10^7 \cdot 3 \cdot 10^{-3}}{5\,000} = 1.9 \cdot 10 \text{ år}^{-1}$$

1977-12-20

Dessa överföringar viktas sedan i proportion till de reservoarerers ytor som gränsar mot atmosfären. Experimentella undersökningar har givit residens-tider för partiklar i atmosfären mellan 1 - 3 veckor. För Jod och Technetium har överföringen baserats på den globala cykeln för jod och inventariet i olika reservoarer (31-33) vilket ger  $0.5 \text{ år}^{-1}$  för överföringen från atmosfär till hav och land.

#### Atmosfär regionalt - atmosfär globalt

Detta utbyte varierar mellan  $100 - 200 \text{ år}^{-1}$ . Typvärdet i modellen är  $150 \text{ år}^{-1}$ .

#### Insjön - mark

Av regionens  $900 \text{ km}^2$  utgör omkring  $60 \text{ km}^2$  nederbördsområde till insjön. Av dessa  $60 \text{ km}^2$  bevattnas 10 %. Mängden bevattnad åkerareal av totala arealen åkermark är i Sverige 3 %. Mängden vatten per bevattningstillfälle,  $35 \text{ mm/m}^2$ , ger

$$35 \cdot 10^{-3} \cdot 6 \cdot 10^6 = 2.1 \cdot 10^5 \text{ m}^3$$

som ger överföringen  $2 \cdot 10^{-2} \text{ år}^{-1}$ .

#### Ytvatten - östersjön

I Sverige är 7 - 8 % av ett nederbördsområde sjöareal och den årliga medelavrinningen  $14 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$ . Detta ger då med Finnsjöns areal på  $5 \text{ km}^2$ .

$$\frac{5}{0.078} \cdot 3.15 \cdot 10^7 \cdot 14 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{år} =$$

$$= 2.8 \cdot 10^7 \text{ m}^3/\text{år}$$

Hydrologiskt råder i allmänhet balans inom ett nederbördsområde, så att tillskottet genom nederbörd motsvarar avavrinningen. Infiltrationen kan anses vara  $300 \text{ mm/år}$  i medeltal. Över nederbördsområdet innebär detta flödet

1977-12-20

$$62 \cdot 10^6 \cdot 300 \cdot 10^{-3} = 1.9 \cdot 10^7 \text{ m}^3/\text{år}$$

Finnsjöns volym blir vid ett medelvattendjup av 2.5 m  $1.25 \cdot 10^7 \text{ m}^3$ .

Överföringen blir sålunda

$$\frac{2.76 \cdot 10^7}{1.25 \cdot 10^7} \text{ år}^{-1} \approx 2 \text{ år}^{-1}$$

#### Östersjön reg - Östersjön

Denna volym anses bytas 10 gånger årligen.

#### Östersjön - hav globalt

Årligen förs  $940 \text{ km}^3$  av Östersjöns vatten ut genom Bälten och Öresund. Volymen av Östersjön är  $21\,800 \text{ km}^3$ . Överföringskoefficienten blir sålunda

$$\frac{940}{21\,800} \text{ år}^{-1} = 0.043 \text{ år}^{-1}$$

#### Atmosfär globalt - atmosfär regionalt

Eftersom överföringen från regionala atmosfären till globala atmosfären har antagits vara ca  $150 \text{ år}^{-1}$  ger massbalansen att överföringen är  $1.6 \cdot 10^{-2} \text{ år}^{-1}$  i motsatt riktning.

Utbytet mellan Ythav och Djuphav har erhållits från global modell [5].

#### Ythav - jord

I atmosfären över havet tillförs årligen ca 1 200 miljoner ton salt. Av denna mängd anses 10 % bli deponerad över land. I ythavet finns ca  $3.5 \cdot 10^{-2} \cdot 2 \cdot 10^{19} \text{ kg}$  salt. Detta ger överföringen

$$\frac{120 \cdot 10^9}{7 \cdot 10^{17}} \text{ år}^{-1} = 1.7 \cdot 10^{-7} \text{ år}^{-1}$$

1977-12-20

Jord globalt - grundvatten globalt

I det globala systemet är markvattnets stationära volym  $82 \cdot 10^3 \text{ km}^3$ , vilket motsvarar den årliga infiltrationen. 14 % av den totala infiltrationen perkolerar vidare ned till grundvattenmagasinet. Detta ger överföringen  $0.10 \text{ år}^{-1}$  för vattnet.

Grundvatten - jord globalt och grundvatten - ythav

Den aktiva delen av grundvattnet har volymen  $4 \cdot 10^6 \text{ km}^3$  (medan den djupare liggande delen har volymen  $56 \cdot 10^6 \text{ km}^3$ ) [30]. Utflödet från det aktiva grundvattnet till omgivande ythav- och jordreservoar är  $1 \cdot 10^{-3} \text{ år}^{-1}$ .

Överföring av respektive nuklid från markvatten till grundvatten bestäms av produkten av denna faktor för vattenöverföringen och nukliden s k  $k_d$ -faktor enligt Tabell A3.

Härledning av nuklidspecifika överföringskoefficienter

De nuklidspecifika överföringskoefficienterna kan approximativt fördelas i 3 grupper med analoga härledningar för utbytet mellan olika reservoarer:

Grupp 1. Pu, Am, U, Np, Zr, Tc

Grupp 2. Cs, Sr, Ra

Grupp 3. J, Tc

Utbyte mellan jord och vatten

Beräkningar av transporten av Pu i jord varierar starkt från  $4 \cdot 10^{-7}$  till  $8 \cdot 10^{-1} \text{ m år}^{-1}$ , härlett från [48, 49]. Anpassat till empiriska data [50] ger diffusionsberäkningar att 40 % av innehållet i ett 1 cm skikt överförs per år till angivande jordlager under ett år. Diffusionen antages vara lika stor både i horisontell och vertikal led. Inom ett 2 m djupt jordlager kan överföringshastigheten således uppskattas till:

1977-12-20

$$\frac{1}{200} \cdot \frac{1}{2} \cdot 0.40 = 10^{-3} \text{ år}^{-1}$$

Pu uppvisar en likartad fördelning i sediment- och jord-profiler; en något snabbare transport i jord har dock påvisats. En transporthastighet av  $0.7 \text{ cm år}^{-1}$  över den 2 m djupa jordreservoaren ger en överföringskoefficient av  $3 \cdot 10^{-3} \text{ år}^{-1}$ .

Transporten av Am i jord sker med hastigheten  $1 \cdot 10^{-3} - 6 \cdot 10^{-3} \text{ cm}$  per mm nederbörd [20], där det lägre värdet hänförs till sura jordar och det högre till basiska. Den genomsnittliga nederbörden över kontinenterna är  $730 \text{ mm år}^{-1}$ , medan avdunstningen uppgår till  $470 \text{ mm år}^{-1}$  [30]. Transporten i jordreservoaren uppskattas till  $0.3 - 1.6 \text{ cm år}^{-1}$ . Markreservoarens djup i regionalområdet, 2 m, ger en överföringskoefficient av  $1.5 \cdot 10^{-3} - 8 \cdot 10^{-3} \text{ år}^{-1}$ . Som representativt värde har valts  $4 \cdot 10^{-3} \text{ år}^{-1}$ .

Den globala markreservoaren med ett djup av 0.5 m ger en överföringshastighet av  $1.6 \cdot 10^{-2} \text{ år}^{-1}$ .

Transporten av Sr i jord ligger inom intervallet  $0.1 - 1 \text{ cm år}^{-1}$  [51, 52]. I rotzonen nedåt begränsad till 1 m under markytan, har transporten av Sr beräknats till  $7 \cdot 10^{-3} \text{ m år}^{-1}$  [53]. Den horisontella transporten har visat sig vara mindre än den vertikala. Då jorden infiltreras av mark- och grundvattnet bör överföringskoefficienten vara oberoende av reservoarens djup.

Där annan information saknas rörande transporthastigheten hos de olika nukliderna används vattnets hastighet tillsammans med respektive ämnes fördelningskoefficient (Tabell A3).

Utbyte mellan sediment och vatten

Utbytet mellan vatten och underliggande bottensediment sker huvudsakligen med vattnet och dess innehåll av suspenderat material som bärare. Beräkningar av överföringskoefficienterna för det vertikala utbytet mellan sediment och vatten har baserats på fallout-data, experimentella observationer av de olika nukliderna samt fördelningen av stabila isotoper i vatten och sediment [6].

Grupp 1

Transporten av Pu till sedimenten ansluter till en modell där Pu associeras till partikulärt material med varierande sjunkhastighet [19]. En sjunkhastighet av  $140 \text{ m år}^{-1}$  för partikelburen aktivitet ger överföringshastigheter mellan ytvatten och ytsediment

$$\frac{140}{2.5} = 5.8 \cdot 10^1 \text{ år}^{-1}$$

där medeldjupet är 2.5 m.

Överföringen mellan Östersjö och Östersjösediment blir, med ett medeldjup av 60 m

$$\frac{140}{60} = 2.3 \text{ år}^{-1}$$

Vattenvolymen över de kustnära sedimenten utgör ca 3.7 % av den totala volymen. Detta ger överföringshastigheten mellan ythav och ythavssediment

$$3.7 \cdot 10^{-2} \cdot \frac{140}{60} = 8 \cdot 10^{-2} \text{ år}^{-1}$$

Andelen från fallout som når sedimenten är beroende av vattendjupet; efter 20 år har ca 9 % nått bottnar under 4 000 m djup [19]. Detta ger en uppskattad överföring djuphav - djupsediment av



1977-12-20

$$\frac{9 \cdot 10^{-2}}{20} = 5 \cdot 10^{-3} \text{ år}^{-1}$$

I kustnära sediment antas resuspensionen bli  $5.6 \cdot 10^{-1}$  [46]. Någon signifikant ändring av koncentrationen av Pu i djuphavssedimenten har ej kunnat konstateras [47]. En resuspension av  $1 \cdot 10^{-2}$  har satts som övre gräns.

Grupp 2 överföringskoefficienter för utbytet mellan ytvatten och sediment respektive Östersjö och Östersjösediment erhålles enligt [6].

Med kännedom om den genomsnittliga uppehållstiden för de olika stabila ämnena i världshaven kan nettotransporten mellan sediment och vatten uppskattas. Uppehållstiden för Cs i djuphaven är ca  $6 \cdot 10^5$  år, vilket ger en överföringshastighet av

$$\frac{1}{6 \cdot 10^5} = 1.7 \cdot 10^{-6} \text{ år}^{-1}$$

En annan beräkning stödjer sig på att endast 1 - 2 % av fallout har nått sedimenten i djuphavet [28]. 1 - 2 % i sedimenten på  $10^3 - 4 \cdot 10^3$  m djup (1970) ger transporten för Cs mellan djuphav - djuphavssediment

$$\frac{2 \%}{7 \text{ år}} = 2 \cdot 10^{-3} \text{ år}^{-1}$$

Det första alternativet som valts för beräkningarna ger något högre doser än det andra alternativet.

Sr-90 kvarstannar huvudsakligen i vattenfasen. Enligt information från Lake Michigan [46] är kvoten mellan mängden Sr i sediment/vatten = 0.06. I genomsnitt har Sr i fallout uppehållit sig i vatten-sedimentsystemet i  $\sim 8$  år i denna studie vilket ger överföringshastighet mellan ytvatten - sediment

$$\frac{0.06}{8} = 8 \cdot 10^{-3} \text{ år}^{-1}$$

Vattenvolymen över de kustnära sedimenten är 3.7 % av den totala ythasvolymen vilket ger överföringen ythav - sediment

$$3 \cdot 10^{-3} \cdot 3.7 \cdot 10^{-2} = 1.1 \cdot 10^{-4} \text{ år}^{-1}$$

En residens-tid av  $4 \cdot 10^6$  år för Sr i djuphaven ger överföringen  $3 \cdot 10^{-7} \text{ år}^{-1}$  från djuphav till sediment.



Tabell A2. Överföringskoefficienter (omsättningar/år) för utbytet av nuklider inom det regionala, intermediära och globala reservoarsystemet. Alt 3 Östersjö.

	Sr	Zr	Tc	I	Cs	Ra	Th	U	Np	Pu	Am
REGIONALT	Grundvatten 1-ytvatten	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0
	Grundvatten 2-jord	$1.0 \times 10^{-3}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.0 \times 10^{-1}$	$1.0 \times 10^{-1}$	$1.0 \times 10^{-4}$	$2.0 \times 10^{-4}$	$2.0 \times 10^{-6}$	$7.0 \times 10^{-6}$	$1.0 \times 10^{-3}$	$1.0 \times 10^{-5}$
	Grundvatten 2-ytvatten	$2.0 \times 10^{-3}$	$2.0 \times 10^{-5}$	$2.0 \times 10^{-1}$	$2.0 \times 10^{-1}$	$2.0 \times 10^{-4}$	$4.0 \times 10^{-4}$	$4.0 \times 10^{-6}$	$1.4 \times 10^{-5}$	$2.0 \times 10^{-3}$	$2.0 \times 10^{-5}$
	Jord-grundvatten 2	$7.0 \times 10^{-3}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.0 \times 10^{-1}$	$1.0 \times 10^{-1}$	$1.0 \times 10^{-3}$	$7.0 \times 10^{-3}$	$3.5 \times 10^{-3}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$4.0 \times 10^{-3}$	$2.0 \times 10^{-3}$
	Jord-atm reg	$1.6 \times 10^{-8}$	$1.6 \times 10^{-8}$	$1.0 \times 10^{-2}$	$1.0 \times 10^{-2}$	$1.6 \times 10^{-8}$	$1.6 \times 10^{-8}$	$1.6 \times 10^{-8}$	$1.6 \times 10^{-8}$	$1.6 \times 10^{-8}$	$1.6 \times 10^{-8}$
	Jord-ytvatten	$2.4 \times 10^{-5}$	$1.4 \times 10^{-6}$	$2.0 \times 10^{-1}$	$2.0 \times 10^{-1}$	$1.2 \times 10^{-6}$	$1.8 \times 10^{-4}$	$3.0 \times 10^{-6}$	$1.2 \times 10^{-3}$	$1.2 \times 10^{-3}$	$2.0 \times 10^{-5}$
	Atm reg-jord	$4.2 \times 10^{-1}$	$4.2 \times 10^{-1}$	$1.2 \times 10^{-3}$	$1.2 \times 10^{-3}$	$4.2 \times 10^{-1}$	$4.2 \times 10^{-1}$	$4.2 \times 10^{-1}$	$4.2 \times 10^{-1}$	$4.2 \times 10^{-1}$	$4.2 \times 10^{-1}$
	Atm reg-ytvatten	$2.3 \times 10^{-1}$	$2.3 \times 10^{-1}$	$6.7 \times 10^{-5}$	$6.7 \times 10^{-5}$	$2.3 \times 10^{-1}$	$2.3 \times 10^{-1}$	$2.3 \times 10^{-1}$	$2.3 \times 10^{-1}$	$2.3 \times 10^{-1}$	$2.3 \times 10^{-1}$
	Atm reg-östersjön	$1.9 \times 10^2$	$1.9 \times 10^2$	$5.0 \times 10^{-1}$	$5.0 \times 10^{-1}$	$1.9 \times 10^2$	$1.9 \times 10^2$	$1.9 \times 10^2$	$1.9 \times 10^2$	$1.9 \times 10^2$	$1.9 \times 10^2$
	Atm reg-atm glob	$1.5 \times 10^2$	$1.5 \times 10^2$	$1.5 \times 10^2$	$1.5 \times 10^2$	$1.5 \times 10^2$	$1.5 \times 10^2$	$1.5 \times 10^2$	$1.5 \times 10^2$	$1.5 \times 10^2$	$1.5 \times 10^2$
INTERMEDIÄRT	Ytvatten-jord	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ytvatten-atm reg	0	0	$3.3 \times 10^{-4}$	$3.3 \times 10^{-4}$	0	0	0	0	0	0
	Ytvatten-sediment	$5.0 \times 10^{-3}$	$2.0 \times 10^{-2}$	$1.0 \times 10^{-2}$	$1.0 \times 10^{-2}$	$2.0 \times 10^{-2}$	$5.0 \times 10^{-3}$	6.9	6.9	6.9	6.9
	Ytvatten-östersjön	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
	Sediment-ytvatten	$3.1 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-3}$	$1.2 \times 10$	$1.2 \times 10$	$1.0 \times 10^{-3}$	$3.1 \times 10^{-4}$	$1.7 \times 10^{-9}$	$6.0 \times 10^{-1}$	$5.0 \times 10^{-1}$	$5.6 \times 10^{-1}$
	östersjön-atm reg	0	0	$1.3 \times 10^{-4}$	$1.3 \times 10^{-4}$	0	0	0	0	0	0
	östersjön-östersjösediment	$3.0 \times 10^{-3}$	$5.0 \times 10^{-3}$	$3.0 \times 10^{-3}$	$3.0 \times 10^{-3}$	$5.0 \times 10^{-3}$	$3.0 \times 10^{-3}$	2.3	2.3	2.3	2.3
	östersjön-ythav	$4.3 \times 10^{-2}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$4.3 \times 10^{-2}$	$4.3 \times 10^{-2}$
	östersjösediment-östersjön	$3.1 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-3}$	$1.2 \times 10$	$1.2 \times 10$	$1.0 \times 10^{-4}$	$3.1 \times 10^{-4}$	$2.0 \times 10^{-9}$	$6.0 \times 10^{-1}$	$6.0 \times 10^{-1}$	$5.6 \times 10^{-1}$
	Atm glob-atm reg	$1.6 \times 10^{-2}$	$1.6 \times 10^{-2}$	$1.6 \times 10^{-2}$	$1.6 \times 10^{-2}$	$1.6 \times 10^{-2}$	$1.6 \times 10^{-2}$	$1.6 \times 10^{-2}$	$1.6 \times 10^{-2}$	$1.6 \times 10^{-2}$	$1.6 \times 10^{-2}$
GLOBALT	Atm glob-ythav	$1.3 \times 10$	$1.3 \times 10$	$3.3 \times 10^{-1}$	$3.3 \times 10^{-1}$	$1.3 \times 10$	$1.3 \times 10$	$1.3 \times 10$	$1.3 \times 10$	$1.3 \times 10$	$1.3 \times 10$
	Atm glob-Biota	0	0	$4.0 \times 10^{-2}$	$4.0 \times 10^{-2}$	0	0	0	0	0	0
	Atm glob-jord	6.7	6.7	$1.3 \times 10^{-1}$	$1.3 \times 10^{-1}$	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7
	Ythav-atm glob	0	0	$7.0 \times 10^{-5}$	$7.0 \times 10^{-5}$	0	0	0	0	0	0
	Ythav-djuphav	$1.1 \times 10^{-1}$	$1.1 \times 10^{-1}$	$1.1 \times 10^{-1}$	$1.1 \times 10^{-1}$	$1.1 \times 10^{-1}$	$1.1 \times 10^{-1}$	$1.1 \times 10^{-1}$	$1.1 \times 10^{-1}$	$1.1 \times 10^{-1}$	$1.1 \times 10^{-1}$
	Ythav-jord	$1.7 \times 10^{-7}$	$1.7 \times 10^{-7}$	$5.0 \times 10^{-6}$	$5.0 \times 10^{-6}$	$1.7 \times 10^{-7}$	$1.7 \times 10^{-7}$	$1.7 \times 10^{-7}$	$1.7 \times 10^{-7}$	$1.7 \times 10^{-7}$	$1.7 \times 10^{-7}$
	Ythav-ytsediment	$1.1 \times 10^{-4}$	$2.0 \times 10^{-4}$	$8.9 \times 10^{-4}$	$8.9 \times 10^{-4}$	$2.0 \times 10^{-4}$	$1.1 \times 10^{-4}$	$9.2 \times 10^{-1}$	$8.0 \times 10^{-2}$	$8.0 \times 10^{-2}$	$8.0 \times 10^{-2}$
	Djuphav-ythav	$8.0 \times 10^{-4}$	$8.0 \times 10^{-4}$	$8.0 \times 10^{-4}$	$8.0 \times 10^{-4}$	$8.0 \times 10^{-4}$	$8.0 \times 10^{-4}$	$8.0 \times 10^{-4}$	$8.0 \times 10^{-4}$	$8.0 \times 10^{-4}$	$8.0 \times 10^{-4}$
	Djuphav-djuphavssediment	$3.0 \times 10^{-7}$	$1.7 \times 10^{-6}$	$3.6 \times 10^{-4}$	$3.6 \times 10^{-4}$	$1.7 \times 10^{-6}$	$3.0 \times 10^{-7}$	$3.3 \times 10^{-3}$	$5.0 \times 10^{-3}$	$5.0 \times 10^{-3}$	$5.0 \times 10^{-3}$
	Djuphavssediment-djuphav	$3.1 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-3}$	$1.2 \times 10$	$1.2 \times 10$	$1.0 \times 10^{-4}$	$3.0 \times 10^{-4}$	$1.7 \times 10^{-9}$	$1.0 \times 10^{-2}$	$1.0 \times 10^{-2}$	$1.0 \times 10^{-2}$
Biota-atm glob	0	0	$5.0 \times 10$	$5.0 \times 10$	0	0	0	0	0	0	
Biota-jord	0	0	$1.0 \times 10^{-1}$	$1.0 \times 10^{-1}$	0	0	0	0	0	0	

Tabell A2. Forts.

	Sr	Zr	Tc	I	Cs	Ra	Th	U	Np	Pu	Am
Jord-atm glob	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$4.0 \times 10^{-12}$	$4.0 \times 10^{-2}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.0 \times 10^{-5}$
Jord-ythav	$2.4 \times 10^{-5}$	$1.4 \times 10^{-6}$	$3.1 \times 10^{-1}$	$3.1 \times 10^{-1}$	$2.5 \times 10^{-6}$	$4.8 \times 10^{-6}$	$8.0 \times 10^{-6}$	$2.1 \times 10^{-5}$	$3.0 \times 10^{-3}$	$3.0 \times 10^{-3}$	$3.0 \times 10^5$
Jord-Biota	0	0	$60 \times 10^{-1}$	$6.0 \times 10^{-1}$	0	0	0	0	0	0	0
Jord-grundvatten	$1.4 \times 10^{-1}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.4 \times 10^{-1}$	$1.4 \times 10^{-1}$	$1.0 \times 10^{-3}$	$2.0 \times 10^{-4}$	$2.0 \times 10^{-6}$	$7.0 \times 10^{-6}$	$1.0 \times 10^{-3}$	$8.0 \times 10^{-3}$	$1.4 \times 10^{-2}$
Grundvatten-ythav	$2.0 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-7}$	$1.0 \times 10^{-3}$	$1.0 \times 10^{-3}$	$1.0 \times 10^{-6}$	$2.0 \times 10^{-6}$	$2.0 \times 10^{-8}$	$7.0 \times 10^{-8}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.0 \times 10^{-7}$	$1.0 \times 10^{-7}$
Grundvatten-jord	$2.0 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-7}$	$1.0 \times 10^{-3}$	$1.0 \times 10^{-3}$	$1.0 \times 10^{-6}$	$2.0 \times 10^{-6}$	$2.0 \times 10^{-6}$	$7.0 \times 10^{-8}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.0 \times 10^{-5}$	$1.0 \times 10^{-7}$
Ytsediment-ythav	$3.1 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-3}$	$1.2 \times 10$	$1.2 \times 10$	$1.0 \times 10^{-4}$	$3.1 \times 10^{-4}$	$1.7 \times 10^{-4}$	$6.0 \times 10^{-1}$	$6.0 \times 10^{-1}$	$5.6 \times 10^{-1}$	$6.0 \times 10^{-1}$

GLOBALT

Tabell A4. Reservoarssystemets ytor och massor.

Massor resp ytor		Alt 1 och 2	Alt 3
Grundvatten 1	kg	$2.5 \times 10^8$	$2.5 \times 10^8$
Grundvatten 2	kg	$8.6 \times 10^{11}$	$8.6 \times 10^{11}$
Jord regional	kg	$2.5 \times 10^{12}$	$2.5 \times 10^{12}$
Atmosfär regional	kg	$4.8 \times 10^{14}$	$4.8 \times 10^{14}$
Ytvatten	kg	$1.25 \times 10^{10}$	$7 \times 10^{13}$
Sediment	dm <sup>2</sup>	$5 \times 10^8$	$5 \times 10^{10}$
Östersjö	kg	$2.2 \times 10^{16}$	$2.2 \times 10^{16}$
Östersjösediment	dm <sup>2</sup>	$3.7 \times 10^3$	$3.7 \times 10^{13}$
Atmosfär global	kg	$4.4 \times 10^8$	$4.4 \times 10^8$
Ythav	kg	$2 \times 10^{19}$	$2 \times 10^{19}$
Djuphav	kg	$7.4 \times 10^{21}$	$7.4 \times 10^{21}$
Djuphavssediment	dm <sup>2</sup>	$3.6 \times 10^{16}$	$3.6 \times 10^{16}$
Biota global	kg	$7.8 \times 10^{15}$	$7.8 \times 10^{15}$
Jord global	kg	$4.4 \times 10^{17}$	$4.4 \times 10^{17}$
Grundvatten global	kg	$6 \times 10^{19}$	$6 \times 10^{19}$
Ythavssediment	dm <sup>2</sup>	$2 \times 10^{15}$	$2 \times 10^{15}$

1977-12-20

Tabell A3. Fördelningskoefficienter för "Western US dessert subsoil." <sup>1)</sup>

Grundämne	K <sup>-1</sup>
H	1
Be	3 E - 3
C	1 E - 1
Na	2 E - 2
K	6 E - 3
Ca	1 E - 2
Fe	3 E - 4
Co	3 E - 3
Ni	3 E - 3
Se	1 E - 2
Rb	2 E - 3
Sr	1 E - 2
Y	1 E - 4
Zr	1 E - 4
Nb	1 E - 4
Mo	4 E - 2
Tc	1
Pd	9 E - 4
Cd	1 E - 4
Sn	9 E - 4
Sb	1 E - 2
I	1
Cs	1 E - 3
Pm	4 E - 4
Sm	4 E - 4
Eu	4 E - 4
Ho	4 E - 4
Tl	1 E - 1
Pb	6 E - 5
Bi	2 E - 2
Po	9 E - 3
Fr	1 E - 3
Ra	2 E - 3
Ac	2 E - 4
Th	2 E - 5
Pa	6 E - 5
U	7 E - 5
Np	1 E - 2
Pu	1 E - 4
Am	1 E - 4
Cm	3 E - 4
Bk	3 E - 4

<sup>1)</sup> Källa: Schneider - Platt, Editors, BNWL-1900, High-Level Waste Management Alternatives.

## APPENDIX B. ANRIKNINGS- OCH FÖRDELNINGSAKTÖRER

Innehåll

- Tabell B1: Dietsammansättning och årlig konsumtion avseende kritisk grupp och befolkning.
- Tabell B2: Anriknings- och fördelningsfaktorer för överföring av radioaktiva nuklider från olika reservoarer i ekosystemen till näringskedjorna. I tabellen redovisas spridning i beräknade överföringar samt typvärden som utgör indata till dosberäkningarna.



1977-12-20

Tabell B1. Dietsammansättning och årlig konsumtion för kritisk grupp och befolkning.

		KRITISK GRUPP		BEFOLKNING		
		Inlandsalt	Östersjöalt	Region	Östersjö	Globalt
Inhalation	m <sup>3</sup>	9 400		9 400		9 400
Dricksvatten	l	440		440		440
Mjök	l	200		200		130
Kött	kg	53		53		46
Grönsaker	kg	28		28		120
Spannmål	kg	58		58		120
Rotfrukter	kg	83		83		82
Fisk	kg	50	200	50	22	22
Ägg	st	220		220		220
Bad	tim	30	30	30		30
Strandvistelse	tim	90	90	90		1
Fiskeredskap	tim	300	1 000	300		10
Markbeläggning	tim	8 700	8 700	8 700		8 700

Tabell B2. Anriktnings- och fördelningsfaktorer för överföring av aktivitet från olika reservoarer till näringskedjorna.

Nuklid	Anriktningsfaktorer**				pCi/kg Fisk - Insjö	Fisk - Brackvatten	Fisk - Havsvatten	Fördelningsfaktorer		
	Växt - Jord	Cerealler - Jord	Grönsaker - Jord	Rotfrukt - Jord				dag/l Mjök - Bete	dag/kg Kött - Bete	dag/st Ägg - Foder
Sr-90	$0.1 - 1 \times 10^2/0.2^{***}$	$1 \times 10^{-2} - 2/0.5$	$8 \times 10^{-2} - 1.5/8 \times 10^{-2}$	$9 \times 10^{-2} - 2/9 \times 10^{-2}$			$4 \times 10^{-2} - 4/1$	$3 \times 10^{-2}/3 \times 10^{-2}$	$2 \times 4 \times 10^{-1}/2 \times 4 \times 10^{-1}$	$2 \times 1 \times 10^{-1}/2 \times 1 \times 10^{-1}$
Zr-93	$1.7 \times 10^{-4}/1.7 \times 10^{-4}$				3/3		200/200	$2.5 \times 10^{-6}/2.5 \times 10^{-6}$	$1.0 \times 10^{-3}/1.0 \times 10^{-3}$	$6.0 \times 10^{-5}/6.0 \times 10^{-5}$
Tc-99	$2.5 \times 10^{-1}/2.5 \times 10^{-1}$				15/15	10/10	10/10	$1.2 \times 10^{-2}/1.2 \times 10^{-2}$	$9 \times 10^{-4}/9 \times 10^{-4}$	$9 \times 10^{-4}/9 \times 10^{-4}$
I-129	$2 \times 10^{-2}/2 \times 10^{-2}$				1 - 225/15		20/20	$1.0 \times 10^{-2}/1.0 \times 10^{-2}$	$9 \times 10^{-4}/9 \times 10^{-4}$	$3 \times 10^{-2}/3 \times 10^{-2}$
Cs-135 & -137	$3 \times 10^{-3} - 7/3 \times 10^{-3}$	$3 \times 10^{-3} - 1/3 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^{-3} - 5/1 \times 10^{-3}$	$3 \times 10^{-3}/3 \times 10^{-3}$	$500 - 1.2 \times 10^4/2 \times 10^3$	500/500	$20 - 10^4/40$	$7 \times 10^{-3}/7 \times 10^{-3}$	$4 \times 10^{-2}/4 \times 10^{-2}$	$2 \times 10^{-2}/2 \times 10^{-2}$
Ra-226	$3 \times 10^{-4} - 8 \times 10^{-4}/3 \times 10^{-4}$		$10^{-4} - 3 \times 10^{-4}/3 \times 10^{-4}$		1 - 50/15	50/50	50/50	$8 \times 10^{-3}/8 \times 10^{-3}$	$9 \times 10^{-4} - 1/9 \times 10^{-4}$	$1 \times 10^{-6}/1 \times 10^{-6}$
Th-229 & -230	$4 \times 10^{-3}/4 \times 10^{-3}$				30/30		$40 - 10^4/40$	$5 \times 10^{-6}/5 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-2}/5 \times 10^{-3}?$	$1 \times 10^{-4}/1 \times 10^{-4}$
U-233 & -234	$2.5 \times 10^{-3}/2.5 \times 10^{-3}$				2 - 10/10	10/10	10/10	$5 \times 10^{-4}/5 \times 10^{-4}$	$1 \times 10^{-2}/5 \times 10^{-3}?$	$1 \times 10^{-4}/1 \times 10^{-4}$
Np-237	$2.5 \times 10^{-3}/2.5 \times 10^{-3}$				10/10	10/10	10/10	$5 \times 10^{-6}/5 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-2}/1 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-4}/1 \times 10^{-4}$
Pu-239 & -240	$2 \times 10^{-4} - 6 \times 10^{-4}/2 \times 10^{-4}$	$4 \times 10^{-8} - 4 \times 10^{-4}/4 \times 10^{-4}$	$10^{-7} - 3 \times 10^{-2}/3 \times 10^{-3}$	$1.8 \times 10^{-2}/1.8 \times 10^{-2}$	3.5/3.5	3.5/3.5	1 - 5/3	$1.5 \times 10^{-6}/1 \times 10^{-6}?$	$1 \times 10^{-2}/1 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-4}/1 \times 10^{-4}$
Am-240 & -243	$2.5 \times 10^{-4}/2.5 \times 10^{-4}$	$10^{-7} - 10^{-2}/2.5 \times 10^{-4}$	$3 \times 10^{-4} - 3/3 \times 10^{-2}$	$3 \times 10^{-2}/3 \times 10^{-2}$	25/25	25/25	25/25	$5 \times 10^{-6}/5 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-2}/1 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-4}/1 \times 10^{-4}$
Referenser:	[10,12,16,18,20,21,22,36]	[10,11,12,16,17,18,20,21,23,36,38]	[10,11,16,17,18,20,21,22,23,36,38]	[10,11,12,17,21]	[10,13,35,37]	[35,39]	[22,28,35,37]	[10,14,22]	[10,14,22]	[10]

\* Där anriktningsfaktorer för ceralier, grönsaker och rotfrukter saknas, användes värdet för växt - jord. Analogt har värdet för fisk - havsvatten använts med avseende på insjö och brackvatten.

\*\* pCi/kg i födan per pCi/kg i reservoaren

\*\*\*  $0.1 - 1 \times 10^2/0.2$  avser spridning/typvärde. Typvärdet utgår indata till dosberäkningar.

APPENDIX C. VIKTS- OCH DOSFAKTORER

Innehåll

- Tabell C1: Viktsfaktorer för beräkning av viktad helkropps-dos enligt ICRP 26(4).
- Tabell C2: Dosfaktorer för intag med föda och vatten, respektive för intag genom andnings-luften.

Tabell C1. Viktsfaktorer för beäkning av helkroppsdos

Organ eller vävnad	Viktsfaktor
Könskörtlar	0.25
Bröst	0.15
Röd benmärg	0.12
Lungvävnad	0.12
Sköldkörtel	0.03
Benvävnad	0.03
Återstående organ (enstaka organ 1/5)	0.30
	<hr/> 1.00

1977-12-20

Tabell C2. Dosfaktorer för intag med föda och vatten eller genom andningsluften av 1 curie av några aktuella nuklider.

	Helkropp*- dos	Bendos	Lungdos	Gonaddos	Sköldkörtel- dos	Viktad hel-** kroppsdos
Dos via intag av föda eller vatten (rem/Ci)						
Sr 90	$9.1 \times 10^5$	$1.1 \times 10^7$		$2.0 \times 10^3$		$1.5 \times 10^6$
Zr 93	$9.1 \times 10^{-1}$					$1.7 \times 10^2$
Tc 99	$4.6 \times 10^1$	$1.2 \times 10^2$	$1.4 \times 10^1$	$4.6 \times 10^1$		$5.5 \times 10^2$
I 129	$9.1 \times 10^3$			$3.4 \times 10^3$	$1.1 \times 10^7$	$3.4 \times 10^5$
Cs 135	$4.6 \times 10^3$	$1.8 \times 10^4$	$1.8 \times 10^3$	$4.6 \times 10^3$		$7.3 \times 10^3$
Cs 137	$4.6 \times 10^4$	$1.1 \times 10^5$	$1.1 \times 10^4$	$4.6 \times 10^4$		$5.5 \times 10^4$
Ra 226	$3.0 \times 10^7$	$3.0 \times 10^7$				$2.8 \times 10^7$
Th 229	$6.1 \times 10^4$	$2.2 \times 10^6$				$3.4 \times 10^5$
Th 230	$6.1 \times 10^4$	$2.2 \times 10^6$				$3.4 \times 10^5$
U 233	$4.6 \times 10^4$	$5.4 \times 10^5$				$1.1 \times 10^5$
U 234	$4.6 \times 10^4$	$5.2 \times 10^5$				$1.1 \times 10^5$
Np 237	$4.6 \times 10^4$	$1.2 \times 10^6$				$2.0 \times 10^5$
Pu 239	$1.8 \times 10^4$	$1.1 \times 10^6$				$1.6 \times 10^5$
Pu 240	$1.8 \times 10^4$	$1.1 \times 10^6$				$1.6 \times 10^5$
Am 241	$4.6 \times 10^4$	$1.1 \times 10^6$				$2.2 \times 10^5$
Am 243	$4.6 \times 10^4$	$1.1 \times 10^6$				$2.2 \times 10^5$
Dos vid inandning (rem/Ci)						
Sr 90	$1.0 \times 10^6$	$1.2 \times 10^7$	$7.3 \times 10^5$	$2.7 \times 10^3$		$2.2 \times 10^6$
Zr 93	$2.5 \times 10^3$	$1.2 \times 10^5$	$1.3 \times 10^4$			$1.8 \times 10^4$
Tc 99	$5.0 \times 10^1$	$1.3 \times 10^2$	$1.5 \times 10^1$	$5.0 \times 10^1$		$3.6 \times 10^2$
I 129	$1.0 \times 10^4$		$5.5 \times 10^2$	$2.6 \times 10^3$	$6.0 \times 10^6$	$1.9 \times 10^5$
Cs 135	$3.3 \times 10^3$	$1.5 \times 10^4$	$1.5 \times 10^3$	$3.3 \times 10^3$		$5.7 \times 10^3$
Cs 137	$3.3 \times 10^4$	$6.0 \times 10^4$	$1.0 \times 10^4$	$3.3 \times 10^4$		$3.8 \times 10^4$
Ra 226	$4.0 \times 10^7$	$4.0 \times 10^7$	$3 \times 10^8$			$7.1 \times 10^7$
Th 229	$1.0 \times 10^8$	$6.0 \times 10^9$	$3.2 \times 10^8$			$8.3 \times 10^8$
Th 230	$1.0 \times 10^8$	$6.0 \times 10^9$	$3.2 \times 10^8$			$8.3 \times 10^8$
U 233	$1.0 \times 10^6$	$1.4 \times 10^7$	$3.3 \times 10^8$			$4.2 \times 10^7$
U 234	$1.0 \times 10^6$	$1.3 \times 10^7$	$3.2 \times 10^8$			$4.1 \times 10^7$
Np 237	$1.0 \times 10^8$	$3.0 \times 10^9$	$3.2 \times 10^8$			$4.7 \times 10^8$
Pu 239	$2.0 \times 10^8$	$6.0 \times 10^9$	$3.5 \times 10^8$			$9.1 \times 10^8$
Pu 240	$2.0 \times 10^8$	$6.0 \times 10^9$	$3.5 \times 10^8$			$9.1 \times 10^8$
Am 241	$1.0 \times 10^8$	$2.0 \times 10^9$	$3.8 \times 10^8$			$3.6 \times 10^8$
Am 243	$1.0 \times 10^8$	$2.0 \times 10^9$	$3.6 \times 10^8$			$3.6 \times 10^8$

\* Enligt ICRP2 [8]

\*\* Enligt ICRP26 [4]

## FÖRTECKNING ÖVER KBS TEKNISKA RAPPORTER

- 01 Källstyrkor i utbränt bränsle och högaktivt avfall från en PWR beräknade med ORIGEN  
Nils Kjellbert  
AB Atomenergi 77-04-05
- 02 PM angående värmeledningstal hos jordmaterial  
Sven Knutsson  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 77-04-15
- 03 Deponering av högaktivt avfall i borrhål med buffertsubstans  
Arvid Jacobsson  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 77-05-27
- 04 Deponering av högaktivt avfall i tunnlar med buffertsubstans  
Arvid Jacobsson  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 77-06-01
- 05 Orienterande temperaturberäkningar för slutförvaring i berg av radioaktivt avfall, Rapport 1  
Roland Blomqvist  
AB Atomenergi 77-03-17
- 06 Groundwater movements around a repository, Phase 1, State of the art and detailed study plan  
Ulf Lindblom  
Hagconsult AB 77-02-28
- 07 Resteffekt studier för KBS  
Del 1 Litteraturgenomgång  
Del 2 Beräkningar  
Kim Ekberg  
Nils Kjellbert  
Göran Olsson  
AB Atomenergi 77-04-19
- 08 Utlakning av franskt, engelskt och kanadensiskt glas med högaktivt avfall  
Göran Blomqvist  
AB Atomenergi 77-05-20

- 09 Diffusion of soluble materials in a fluid filling a porous medium  
Hans Häggblom  
AB Atomenergi 77-03-24
- 10 Translation and development of the BNWL-Geosphere Model  
Bertil Grundfelt  
Kemakta Konsult AB 77-02-05
- 11 Utredning rörande titans lämplighet som korrosionshärdig kapsling för kärnbränsleavfall  
Sture Henriksson  
AB Atomenergi 77-04-18
- 12 Bedömning av egenskaper och funktion hos betong i samband med slutlig förvaring av kärnbränsleavfall i berg  
Sven G Bergström  
Göran Fagerlund  
Lars Rombén  
Cement- och Betonginstitutet 77-06-22
- 13 Urlakning av använt kärnbränsle (bestrålad uranoxid) vid direktdeponering  
Ragnar Gelin  
AB Atomenergi 77-06-08
- 14 Influence of cementation on the deformation properties of bentonite/quartz buffer substance  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 77-06-20
- 15 Orienterande temperaturberäkningar för slutförvaring i berg av radioaktivt avfall  
Rapport 2  
Roland Blomquist  
AB Atomenergi 77-05-17
- 16 Översikt av utländska riskanalyser samt planer och projekt rörande slutförvaring  
Åke Hultgren  
AB Atomenergi augusti 1977
- 17 The gravity field in Fennoscandia and postglacial crustal movements  
Arne Bjerhammar  
Stockholm augusti 1977
- 18 Rörelser och instabilitet i den svenska berggrunden  
Nils-Axel Mörner  
Stockholms Universitet augusti 1977
- 19 Studier av neotektonisk aktivitet i mellersta och norra Sverige, flygbildsgenomgång och geofysisk tolkning av recenta förkastningar  
Robert Lagerbäck  
Herbert Henkel  
Sveriges Geologiska Undersökning september 1977

- 20 Tektonisk analys av södra Sverige, Vättern - Norra Skåne  
Kennert Röshoff  
Erik Lagerlund  
Lunds Universitet och Högskolan Luleå september 1977
- 21 Earthquakes of Sweden 1891 - 1957, 1963 - 1972  
Ota Kulhánek  
Rutger Wahlström  
Uppsala Universitet september 1977
- 22 The influence of rock movement on the stress/strain  
situation in tunnels or bore holes with radioactive con-  
sisters embedded in a bentonite/quartz buffer mass  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 1977-08-22
- 23 Water uptake in a bentonite buffer mass  
A model study  
Roland Pusch  
Högskolan i Luleå 1977-08-22
- 24 Beräkning av utlakning av vissa fissionsprodukter och akti-  
nider från en cylinder av franskt glas  
Göran Blomqvist  
AB Atomenergi 1977-07-27
- 25 Blekinge kustgnejs, Geologi och hydrogeologi  
Ingemar Larsson KTH  
Tom Lundgren SGI  
Ulf Wiklander SGU  
Stockholm, augusti 1977
- 26 Bedömning av risken för fördröjt brott i titan  
Kjell Pettersson  
AB Atomenergi 1977-08-25
- 27 A short review of the formation, stability and cementing  
properties of natural zeolites  
Arvid Jacobsson  
Högskolan i Luleå 1977-10-03
- 28 Värmeledningsförsök på buffertsubstans av bentonit/pitesilt  
Sven Knutsson  
Högskolan i Luleå 1977-09-20
- 29 Deformationer i sprickigt berg  
Ove Stephansson  
Högskolan i Luleå 1977-09-28
- 30 Retardation of escaping nuclides from a final depository  
Ivars Neretnieks  
Kungliga Tekniska Högskolan Stockholm 1977-09-14
- 31 Bedömning av korrosionsbeständigheten hos material avsedda  
för kapsling av kärnbränsleavfall. Lägesrapport 1977-09-27  
samt kompletterande yttranden.  
Korrosionsinstitutet och dess referensgrupp



- 32 Long term mineralogical properties of bentonite/quartz  
buffer substance  
Preliminär rapport november 1977  
Slutrapport februari 1978  
Roland Pusch  
Arvid Jacobsson  
Högskolan i Luleå
- 33 Required physical and mechanical properties of buffer masses  
Roland Pusch  
Högskolan Luleå 1977-10-19
- 34 Tillverkning av bly-titan kapsel  
Folke Sandelin AB  
VBB  
ASEA-Kabel  
Institutet för metallforskning  
Stockholm november 1977
- 35 Project for the handling and storage of vitrified high-level  
waste  
Saint Gobain Techniques Nouvelles October, 1977
- 36 Sammansättning av grundvatten på större djup i granitisk  
berggrund  
Jan Rennerfelt  
Orrje & Co, Stockholm 1977-11-07
- 37 Hantering av buffertmaterial av bentonit och kvarts  
Hans Fagerström, VBB  
Björn Lundahl, Stabilator  
Stockholm oktober 1977
- 38 Utformning av bergrumsanläggningar  
Arne Finné, KBS  
Alf Engelbrektson, VBB  
Stockholm december 1977
- 39 Konstruktionsstudier, direktdeponering  
ASEA-ATOM  
VBB  
Västerås
- 40 Ekologisk transport och stråldoser från grundvattenburna  
radioaktiva ämnen  
Ronny Bergman  
Ulla Bergström  
Sverker Evans  
AB Atomenergi
- 41 Säkerhet och strålskydd inom kärnkraftområdet.  
Lagar, normer och bedömningsgrunder  
Christina Gyllander  
Siegfried F Johnson  
Stig Rolandson  
AB Atomenergi och ASEA-ATOM

- 42 Säkerhet vid hantering, lagring och transport av använt kärnbränsle och förglasat högaktivt avfall  
Ann Margret Ericsson  
Kemakta november 1977
- 43 Transport av radioaktiva ämnen med grundvatten från ett bergförvar  
Bertil Grundfelt  
Kemakta november 1977
- 44 Beständighet hos borsilikatglas  
Tibor Lakatos  
Glasteknisk Utveckling AB
- 45 Beräkning av temperaturer i ett envånings slutförvar i berg för förglasat radioaktivt avfall Rapport 3  
Roland Blomquist  
AB Atomenergi 1977-10-19
- 46 Temperaturberäkningar för använt bränsle  
Taivo Tarandi  
VBB
- 47 Teoretiska studier av grundvattenrörelser  
Preliminär rapport oktober 1977  
Slutrapport februari 1978  
Lars Y Nilsson  
John Stokes  
Roger Thunvik  
Inst för kulturteknik KTH
- 48 The mechanical properties of the rocks in Stripa, Kråkemåla, Finnsjön and Blekinge  
Graham Swan  
Högskolan i Luleå 1977-09-14
- 49 Bergspänningsmätningar i Stripa gruva  
Hans Carlsson  
Högskolan i Luleå 1977-08-29
- 50 Lagningsförsök med högaktivt franskt glas i Studsvik  
Göran Blomqvist  
AB Atomenergi november 1977
- 51 Seismotectonic risk modelling for nuclear waste disposal in the Swedish bedrock  
F Ringdal  
H Gjöystdal  
E S Hysebye  
Royal Norwegian Council for scientific and industrial research
- 52 Calculations of nuclide migration in rock and porous media, penetrated by water  
H Häggblom  
AB Atomenergi 1977-09-14

- 53 Mätning av diffusionshastighet för silver i lera-sand-blandning  
Bert Allard  
Heino Kipatsi  
Chalmers tekniska högskola 1977-10-15
- 54 Groundwater movements around a repository
- 54:01 Geological and geotechnical conditions  
Håkan Stille  
Anthony Burgess  
Ulf E Lindblom  
Hagconsult AB september 1977
- 54:02 Thermal analyses  
Part 1 Conduction heat transfer  
Part 2 Advective heat transfer  
Joe L Ratigan  
Hagconsult AB september 1977
- 54:03 Regional groundwater flow analyses  
Part 1 Initial conditions  
Part 2 Long term residual conditions  
Anthony Burgess  
Hagconsult AB oktober 1977
- 54:04 Rock mechanics analyses  
Joe L Ratigan  
Hagconsult AB september 1977
- 54:05 Repository domain groundwater flow analyses  
Part 1 Permeability perturbations  
Part 2 Inflow to repository  
Part 3 Thermally induced flow  
Joe L Ratigan  
Anthony S Burgess  
Edward L Skiba  
Robin Charlwood
- 54:06 Final report  
Ulf Lindblom et al  
Hagconsult AB oktober 1977
- 55 Sorption av långlivade radionuklider i lera och berg  
Del 1 Bestämning av fördelningskoefficienter  
Del 2 Litteraturgenomgång  
Bert Allard  
Heino Kipatsi  
Jan Rydberg  
Chalmers tekniska högskola 1977-10-10
- 56 Radiolys av utfyllnadsmaterial  
Bert Allard  
Heino Kipatsi  
Jan Rydberg  
Chalmers tekniska högskola 1977-10-15

- 57 Stråldoser vid haveri under sjötransport av kärnbränsle  
Anders Appelgren  
Ulla Bergström  
Lennart Devell  
AB Atomenergi
- 58 Strålrisker och högsta tillåtliga stråldoser för människan  
Gunnar Walinder  
FOA 4 november 1977
- 59 Tectonic lineaments in the Baltic from Gävle to Simrishamn  
Tom Flodén  
Stockholms Universitet 1977-12-15