



r

SSI Rapport

SSI report

2003:02 HANS MÖRE OCH LYNN MARIE HUBBARD

*Stråldoser vid användning av
torvbränsle i stora anläggningar*



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Authority

FÖRFATTARE/ AUTHOR: Hans Möre och Lynn Marie Hubbard.

Referensgrupp: Jonas Lindgren och Lars Mjönes

AVDELNING/ DIVISION: Avdelning för Beredskap och miljöövervakning /
Department of Emergency Preparedness & Environmental Assessment.

TITEL/ TITLE: Stråldoser vid användning av torvbränsle i stora anläggningar /
Radiation doses from the use of peat-fuel in heating power plants.

SAMMANFATTNING: Stråldoser till människor uppskattas vid användning av torvbränsle som innehåller naturligt förekommande radioaktiva ämnen och ^{137}Cs från Tjernobylolyckan och från kärnvapenprovsprängningarna. Hur doserna kan begränsas diskuteras. Dosberäkningar görs för två referensaskor, en normalaktiv referensaska och en högaktiv referensaska. Den normalaktiva askans halter av radioaktiva ämnen avspeglar ett medianvärde för uran- och toriumhalterna i bränsletorvmyrar. Halterna i den högaktiva askan valdes så att högst 5 procent av torvmyrarna överstiger värdena. Doserna vid realistiskt hög exponering har uppskattats för arbetstagare och allmänheten för olika exponeringsvägar. Dessa är 1) brytning och hantering av torv, 2) utsläpp från förbränningsanläggningar, 3) deponering, 4) markutfyllnad och 5) hantering av aska. Under normala förhållanden är doserna från normalaktiv aska obetydliga ($< 0,01$ mSv/år) för både arbetstagare och allmänhet. För den högaktiva askan blir doserna under $0,1$ mSv/år för både arbetstagare och allmänhet under de förutsättningar som antagits i undersökningen. För allmänheten gäller att alla exponeringsvägar, utom påverkan från deponi, ger obetydliga doser även för den högaktiva askan. Uppskattningarna av internstråldoserna från påverkan av lakvatten från askdeponi är mycket osäkra på grund av att för få mätningar av lakvattenprover har gjorts. Vid dagens produktion av 3,5 TWh per år från torv blir askmängden mellan 30 000 och 60 000 ton per år. I dag begränsas dostillskott från torv informellt genom att SGU avråder från brytning om uranhalten överstiger 200 ppm i inasket torvprov, motsvarande $2\,470$ Bq/kg ^{238}U , varvid dosen uppskattas bli ungefär hälften av den högaktiva referensaskans dos. Ungefär 10 procent av lämpliga torvmyrar kan därvid inte brytas.

SUMMARY: The radiation doses and the need for radiological protection arising from the use of peat-fuel that contain naturally occurring radionuclides and ^{137}Cs are assessed. Dose calculations for the worst case are performed for two reference ashes, one containing normal concentrations of radionuclides and the other containing high concentrations. The concentrations of radionuclides in the normally active ash reflect the median value of U and Th in energy producing peatbogs. The concentrations in the highly active ash were chosen in such a way that not more than 5 percent of the peatbogs would exceed the values. The doses have been estimated for workers and the general public for different exposure pathways. These are 1) harvesting and handling of peat, 2) releases from heating plants, 3) land filling, 4) landscaping and 5) handling of ashes. Under normal circumstances the resulting doses from the normally active ash are insignificant ($< 0,01$ mSv/year). For the highly active ash the doses are below $0,1$ mSv/year under the assumptions made in the investigation. For the general public the doses are also insignificant for the highly active ash except for the influence of a landfill. The dose estimates of the influence from leached water from a landfill are very uncertain due to that too few measurements of environmental samples have been carried out. At today's production of 3.5 TWh per year the peat-ash can amount to between 30 000 and 60 000 tons per year. Today the Swedish Geological Survey limits the dose from peat-use informally. They advise against the harvesting of peat with a uranium content exceeding 200 ppm in an ashed peat sample, which corresponds to $2\,470$ Bq/kg of ^{238}U . The resulting doses are estimated to be about half of those estimated for the highly active ash. Thus 10 percent of otherwise suitable peat land is not harvested.

SSI rapport: 2003:02

februari 2003

ISSN 0282-4434



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Authority

Innehållsförteckning

sid

Sammanfattning	i-iii
1. Inledning	1
2. Torv och aska och deras innehåll av radioaktiva ämnen	2
2.1 Torv	2
2.2 Torv och förbränning	2
2.3 Naturligt förekommande radioaktiva ämnen	3
2.4 Cesium-137	4
2.5 Referensvärden för torv och aska	6
3. Dosuppskattningar	7
3.1 Dos vid brytning och hantering av torv	8
3.1.1 Interndos till arbetstagare vid brytning och hantering av torv	8
3.1.2 Externdos till arbetstagare vid brytning och hantering av torv	9
3.1.3 Interndos till allmänheten vid brytning och hantering av torv	9
3.2 Utsläpp från förbränningsanläggning	9
3.2.1 Intern- och externdos från rökgasutsläpp	10
3.2.2 Interndos från kondensvattenutsläpp	10
3.3 Deponi	11
3.3.1 Interndos från lakvatten i deponi	11
3.3.2 Externdos från avslutad deponi	13
3.4 Markutfyllnad	14
3.5 Transport och hantering av torvaska	15
3.5.1 Externdos vid transport av aska	15
3.5.2 Dos vid hantering av aska	16
3.6 Diskussion om osäkerheterna	17
3.6.1 Osäkerheterna i dosberäkningsmodellerna	17
3.6.2 Osäkerheterna i dosuppskattningarna	18
4. Sammanfattning och slutsatser	18
4.1 Vilka begränsningar för radioaktivitet i torv gäller idag?	20
4.2 Hur kan stråldoserna vid askhantering och deponering begränsas?	21
4.3 Hur kontrolleras att stråldosmålen uppfylls vid askhantering och deponering?	23
4.4 Forsknings- och utredningsuppgifter	23
4.5 Strålskyddsaspekter på framtida ökad torveldning	24
5. Tack	24
6. Referenser	24
Bilagor	28
Bilaga 1. Dosfaktorer för inandning och intag av radionuklider i torv	28
Bilaga 2. Radioaktiva ämnen i torv och torvaska	29
Bilaga 3. Dosfördelning vid inandning av aska och torvdamm	33
Bilaga 4. Dosfördelning vid utsläpp av aska med kondensvatten	35
Bilaga 5. Dosfördelning vid utlakning från askdeponi	37
Bilaga 6. Externdostillskott	38
Bilaga 7. Osäkerheterna i dosuppskattningarna	40
Bilaga 8. Reglering av användningen av torvaska i Finland	43
Bilaga 9. Härledda målhalter i torvaska	44

Sammanfattning

I denna rapport uppskattas stråldoser till människor vid användning av torv för energiproduktion och hur doserna kan begränsas. Stråldoser kan uppstå i samband med torv- och torvaskehantering och eldning då torven kan innehålla både naturligt förekommande och konstgjorda radioaktiva ämnen. De naturligt förekommande radioaktiva ämnen ur sönderfallskedjorna för uran-238 (^{238}U), uran-235 (^{235}U) och torium-232 (^{232}Th) kan lösas ur berggrunden och fastna i torv. Torven kan vara kontaminerad av ^{137}Cs -nedfall på markytan från kärnvapenprovsprängningarna på 1960- och 70-talen och Tjernobylyolyckan 1986, som drabbade främst södra och mellersta Norrland.

Varierande grad av exponering för strålning av människor och miljön kan bli följden av de olika stegen i processen vid torvanvändning. Stegen består av torvbrytning och hantering vid förbränningsanläggningen och utsläpp från förbränningen till omgivningen. Torvaskans vidare hantering är en viktig del i processen. Några sätt att hantera askan är deponering och markutfyllnad. Ett speciellt problem vid dosuppskattningen är att torvaska kan påverka omgivningen under långa tidsrymder eftersom askan innehåller långlivade naturligt förekommande radioaktiva ämnen som utlakas. Några av dessa ämnen har mycket långa halveringstider, i storleksordningen en miljard år eller mer.

Torvmark, med större torvdjup än 0,3 meter, täcker 15 procent av landarealen, merparten finns i Norrland. Cirka 5 procent av torvmarken beräknas vara utvinningsbar, energimängden uppskattas till 4 000 TWh. Produktionen av energitorv är i dag cirka 3,5 TWh per år.

Dosuppskattningar för generella fall. Dosberäkningarna i denna undersökning har gjorts med syftet att få ett underlag för beslut om några begränsningar behöver läggas av radiologiska skäl på brytning av torv, torveldning eller deponering och markutfyllnader med torvaska. Som jämförelse kan nämnas att SSI har föreslagit restriktioner för användning av biobrännleaska från stora anläggningar, de leder till att det är mycket osannolikt att dosen till allmänheten från ^{137}Cs överstiger 0,01 millisievert per år (mSv/år), som en följd av verksamheten.

Dosen 0,01 mSv/år betecknas som obetydlig, den utgör undantagsnivå i EU-lagstiftningen då en verksamhet utan vidare kan undantas från anmälningsplikt. Doser över 1 mSv/år för arbetstagare betyder att dosövervakning ska påbörjas. Onödiga stråldoser bör alltid undvikas.

För att kunna ge en uppfattning om dosbelastningen för de olika exponeringsvägarna har två referensaskor antagits, en normalaktiv och en högaktiv aska. Normalaskan består av medianhalterna av ^{238}U och ^{232}Th i 146 generalprovsundersökta myrar över hela landet. I den högaktiva askan har halterna av ^{238}U och ^{232}Th satts så att 95 procent av de 146 undersökta myrarna ligger under dessa halter. Övriga radionuklidernas halter har satts utifrån mätningar gjorda på torv och aska i Sverige och Finland.

Sammanfattningsvis kan sägas att denna utredning visar att under normala förhållanden och med dagens användning av torvförbränning är doserna från normalaktiv aska obetydliga ($< 0,01$ mSv/år) för både arbetstagare och allmänhet. För den högaktiva askan blir doserna under 0,1 mSv/år för både arbetstagare och allmänhet under de förutsättningar som antagits i denna undersökning. Utvärderingen av stråldoser till allmänheten från lakvatten i en askdeponi eller en markutfyllnad är särskilt osäkra.

Följande exponeringsvägar, som kan ge dostillskott, har identifierats:

Brytning och hantering av torv. Arbetstagare på torvtäkt som exponeras för externdos och torvdamm 640 h/år och allmänheten som exponeras för torvdamm 200 h/år får doser som understiger 0,1 mSv/år för arbetstagare och 0,01 mSv/år för allmänheten för både den normalaktiva och högaktiva referensaskan.

Utsläpp från förbränningsanläggning. Rökgasutsläpp från skorsten och kondensvattenutsläpp är två utsläppsvägar från förbränningsanläggningar. Med de utsläppsmängder som antagits från rökgasutsläpp, utifrån tillståndsvillkoren, blir dosen till allmänheten som högst 0,001 mSv/år för den högaktiva askan vid helårsexponering. Både extern- och intern-dos för barn och vuxna ingår. Utsläpp av stoft med 10 mg/l kondensvatten till en flod från ett verk med

200 MW tillförd effekt ger vid fiskkonsumtionen 30 kg/år doser under 0,001 mSv/år för både den normalaktiva och högaktiva referensaskan.

Deponi. Lakvatten som avgår från en askdeponi kan ge interndoser till allmänheten från fiskkonsumtion och dricksvatten från brunn. För beräkningen antas en deponi där aska deponerats 10 år från en 100 MW-anläggning. Om lakvattnet avgår till en liten å där 30 kg fisk per år konsumeras eller efter 200 gångers utspädning till en brunn där vattenkonsumtionen är 700 l/år blir doserna obetydliga för normalaskan men runt 0,1 mSv/år för den högaktiva. Dessa uppskattningar är mycket osäkra eftersom de beror på utlakningshastighet och adsorption i marken. Extern dos på avslutad deponi, med ett 6 centimeters täcklager av sand eller jord, som gjorts om till friluftsområde blir i samma storleksordning som ovan vid 150 h/år vistelse.

Markutfyllnad. Interndoserna blir svårförutsägbara eftersom de beror på lakbarheten hos radionukliderna i askan. Om askan ligger exponerad för vattenströmningar kan interndoserna till allmänheten överstiga de obetydliga. Extern dos kan likna den från en avslutad deponi.

Hantering av torvaska. Exponeringstiderna uppskattas vara 210 h/år för lastbilsförare och 60 h/år för arbetstagare på deponi och allmänheten som berörs av askdamm. Arbetstagare får extern- och interndoser runt 0,01 mSv/år för normalaktiv aska och runt 0,1 mSv/år för den högaktiva askan. För allmänheten blir dosen under 0,001 mSv/år.

Användning av aska som kompensationsgödsling i skog och i byggnadsmaterial är tänkbara tillämpningar och ytterligare exponeringsvägar men de har inte förekommit ännu i Sverige.

Dosuppskattningar för enskilda fall. Måldoser betecknar doser som kan accepteras utan att några formella restriktioner, grundade på strålskyddsskäl, läggs på verksamheten. Dessa sätts till 1 mSv/år för arbetstagare och 0,01 mSv/år för allmänheten, värdena motiveras i det förra avsnittet. Med de förutsättningar som antagits i denna rapport är det bara verkningarna från en deponi (lakvatten och extern dos) som skulle kunna ge allmänheten doser över måldosen för torvaska med halter över den normalaktiva askans. Vid uppskattningen av dosen från lakvattnets verkningar ingår många parametrar och för extern dosen ingår parametern tjockleken på täckmaterialet. För deponins dosverkningar har vi antagit allmänna parametervärden som är mellan rimliga till gissningar men i det enskilda fallet måste de verkliga värdena användas. För de övriga exponeringsvägarna bör dosen beräknas om exponeringsförhållandena avviker från de här antagna.

Utifrån måldoserna kan härledda målhalter beräknas för de enskilda radionukliderna för varje exponeringsväg. Dessa halter visas i rapporten och kan användas för att utifrån årsmedelhalter av radionuklider i torvaska beräkna årsdosen från en exponeringsväg. Det kan förekomma askpartier med radionuklidhalter långt över målhalterna men det är medelhalten över året som gäller för uppskattningen av årsdosen.

Utöver årsmedelvärdena för radionuklidhalterna i aska ger följande lista de faktorer som har störst betydelse för att erhålla signifikanta doser.

- Arbetstagare: Extern dos – Vistelsetid vid hantering av aska och skärningsgrad i lastfordon.
Interndos – Vistelsetid och halten av askdamm i luften.
- Allmänhet: Extern dos – Vistelsetid på avslutad deponi eller markutfyllnad och täcklagretstjocklek.
Interndos – Lakbarhet av aska i deponi och markutfyllnad och utspädning av lakvattnet samt mängd konsumerad kontaminerad fisk och vatten.
Koncentreringsgraden mellan radionukliderna i vatten och fisk är viktig för fiskens kontaminering.

Begränsning av stråldoserna. Idag begränsas stråldoserna genom att uran och torium analyseras i ett generalprov på torvvolymen i myren vid ansökan om bearbetningskoncession. Sveriges geologiska undersökning, SGU, avråder från brytning om uranhalten överstiger 200 ppm motsvarande 2 470 Bq/kg ²³⁸U i inasket torvprov. Det innebär att cirka 10 procent av för övrigt lämpliga energitorvmyrar i praktiken undantas från brytning. Mätningar av ²²⁶Ra, ¹³⁷Cs och andra radionuklider kan också rekommenderas av SGU. Den radiologiska restriktionen ligger idag på brytningen av torven.

I dagsläget är det inte troligt att torvaska ger något större stråldosproblem (utom i något fall vid deponering och markutfyllnad) eftersom halten av naturligt förekommande radioaktiva

nuklider begränsas genom SGU:s rådgivning. Även ^{137}Cs -halten beaktas. ^{137}Cs -halterna kan vara förhöjda i torvmarker från de län som erhöll nedfall från Tjernobyl. Halten blir lägst från torvtäkter där ytlagret skrapas bort före produktion eller redan brutits bort. Framtida möjliga begränsningar av stråldoser kan göras på två sätt. Ena sättet är att begränsa påverkan från befintlig aktivitet i torvaska. Det andra sättet är att begränsa aktiviteten i askan. För arbetstagare kan interndosen reduceras genom dammbekämpning och genom att filtrera andningsluften. Externdosen reduceras vid arbete i lastfordon och genom arbetstidsplanering. Interndosen till allmänheten kan reduceras genom att minska askans lakbarhet genom stabilisering med cement och förglasning eller genom att planera och kontrollera att lakvatten från deponier inte når dricksvattenbrunnar eller känsliga vattendrag. Vissa radionuklider kan fångas upp i lerskikt i deponin. Externdosen till allmänheten kan reduceras genom att avslutade deponier och markutfyllnader täcks med ett lämpligt tjockt täcklager av mindre aktivt material, som sand eller jord. Det andra sättet att begränsa källan till påverkan är gränser för radionuklidhalterna i torven i tillståndsvillkoren för torvbrytning och att halterna och lakbarheten i askan avgör vilka krav som ställs när askan ska deponeras eller användas för markutfyllnad.

Om en formell begränsning ska införas av strålskyddsskäl kopplad till torvaska kan krav ställas på halterna eller lakbarheten för radionukliderna i torvaska. Begränsningar av halterna i aska leder till en begränsning av torvbrytningen.

Dosövervakning. Hur kan man kontrollera om dosmålsättningarna mindre än 1 mSv/år till arbetstagare eller 0,01 mSv/år till allmänheten kan uppfyllas? Kontroll att externdosen uppfyller dosmålsättningen kan ske genom att dosraten mäts direkt med ett handinstrument på platsen.

Doserna för de olika exponeringsvägarna beräknas indirekt utifrån radionuklidhalterna och exponeringssituationen. Följande radionuklider i aska bör i första hand mätas.

- Externdoser: ^{137}Cs , ^{226}Ra (alt. ^{214}Bi) och ^{228}Ac (alt. ^{208}Tl).

- Interndoser:

- Intag av fisk från flod, kondensvattenpåverkad från stort värmeverk: ^{210}Pb , ^{210}Po och ^{137}Cs . Sannolikheten att det finns flygaska som når upp till målhalterna under längre tid är liten.

- Intag av fisk från liten å, lakvattenpåverkad från deponi: ^{137}Cs , ^{210}Pb och ^{228}Ra .

- Intag av dricksvatten, lakvattenpåverkat från deponi: ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{234}U och ^{137}Cs .

- Inandning av askdamm: ^{230}Th , ^{227}Ac och ^{232}Th i askan.

- Interndoser och externdoser: Utsläpp av rökgas: ^{210}Po , ^{137}Cs , ^{230}Th och ^{232}Th . Sannolikheten att det finns flygaska som når upp till målhalterna under längre tid är liten.

Prognos. Om eller när de 71 TWh elenergi som produceras med kärnkraft idag ersätts med andra energikällor kan användning av torv för energiproduktion öka. De sammanlagda brytvärda torvtillgången bedöms vara 4 000 TWh varav torvbranschen bedömer att 12 TWh skulle kunna produceras per år. Det gör att de totala askmängderna skulle kunna öka från dagens mellan 30 000 och 60 000 ton/år till mellan 100 000 och 200 000 ton/år. Om inga restriktioner, med avseende på aktivitetsinnehåll av de naturligt förekommande radionukliderna, finns för torvbrytningen skulle de askmängder som överstiger den högaktiva referensaskans radionuklidhalter öka från mellan 1 500 och 3 000 ton/år till mellan 5 000 och 10 000 ton/år. Mängden aska som idag och i framtiden kan ha ^{137}Cs -halter över 10 000 Bq/kg är okänd. Den beror av produktionssätt och ort.

I framtiden skulle vid ökad torveldning något 10 000-tals ton aska/år kunna ge stråldoser överstigande de beräknade för den högaktiva referensaskan om inga restriktioner införs vid torvbrytning eller inga särskilda krav ställs på deponier.

Det finns en stark trend idag att inte deponera mer aska än nödvändigt. Detta har två syften, dels nyttiggörs askan, i t.ex. markutfyllnader och för konstruktionsändamål på deponier och dels undviks kostnaderna och skatten vid deponeringen. Man bör dock vara observant på stråldoserna när askan inte läggs på kontrollerade deponier.

Ett av de större behoven idag för att kunna göra en säkrare dosbedömning för allmänheten är att undersöka lakbarheten i verkliga deponier och kvantifiera adsorptionen i marken av radionukliderna vid relevanta markförhållanden.

1. Inledning

I denna rapport uppskattas stråldoserna till människor vid användning av torv för energi-produktion och hur doserna kan begränsas. Varierande grad av exponering för strålning av människor kan bli följden av de olika stegen i processen vid torv användning. Stegen består av torvbrytning och hantering vid förbränningsanläggningen och utsläpp från förbränningen till omgivningen. Torvaskans vidare hantering är en viktig del i processen. Några sätt att hantera askan är deponering och markutfyllnad. Ett speciellt problem vid dosuppskattningen är att torvaska kan påverka omgivningen under långa tidsrymder eftersom askan utlakas och innehåller naturligt förekommande radioaktiva ämnen. Några av dessa ämnen har mycket långa halveringstider, i storleksordningen en miljard år eller mer.

Statens strålskyddsinstitut, SSI, har tidigare gjort en uppskattning av stråldoserna vid användning av biobränsle som är kontaminerat med ^{137}Cs vid stora anläggningar (SSI 98). Detta ledde till en policy för biobränsle som i sin tur resulterade i att ett förslag till föreskrifter för biobränsle har utarbetats, vars syfte är att minimera tillskottsdoser till människor och miljö. En uppskattning har också gjorts av stråldoserna vid vedeldning med kontaminerat bränsle i småhus (SSI 02), följden av detta blev en rekommendation till villaägare om hur askan bör hanteras.

Flera omfattande utredningar har tidigare genomförts i Sverige om förutsättningar och konsekvenser av torvförbränning, som refereras till i denna text. För den som vill veta mer om torvmyrars uppbyggnad, deras fördelning över landet och tekniken runt torvbrytning och förbränningsanläggningar rekommenderas dessa skrifter (särskilt STEV 85). Vid SSI har en tidigare utredning gjorts om torv och strålskydd (SSI 90). I denna rapport läggs huvudvikten vid de stråldoser som förbränning av torv vid stora anläggningar kan medföra. Utöver radiologiska konsekvenser kan det finnas kemiska konsekvenser, till exempel är uran i dricksvatten kemiskt toxiskt, detta behandlas inte vidare här.

Stråldoser kan uppstå i samband med torvhantering och eldning då torven kan innehålla både naturligt förekommande och konstgjorda (antropogena) radioaktiva ämnen. I samband med Tjernobylyolyckan 1986 drabbades främst södra och mellersta Norrland av nedfall av cesium-137 (^{137}Cs). En mindre mängd ^{137}Cs finns kvar sedan kärnvapenproven på 1960- och 70-talen, denna aktivitet var mer jämnt fördelad över landet.

Halten av ^{137}Cs i torv beror bland annat av

- geografisk fördelning av det ursprungliga ^{137}Cs -nedfallet
- transport av ^{137}Cs i torvmyren
- utläckage av ^{137}Cs från myren
- radioaktivt sönderfall
- djupet varifrån torven tas.

Halten av de naturligt förekommande radioaktiva ämnena i torv beror bland annat av

- berggrundens halt av radioaktiva ämnen samt deras löslighet i vatten
- den kemiska miljön i och runt torvmyren
- vattenströmningar i myren och dess omgivning
- torvslag och humifieringsgrad
- transport av radium till myrens yta genom växternas rotsystem
- varifrån torven tas i torvvolymen.

Idag begränsas stråldoserna genom att uran och torium analyseras i ett generalprov på torvvolymen i myren vid ansökan om bearbetningskoncession. Sveriges geologiska undersökning, SGU, avråder från brytning om uranhalten överstiger 200 ppm motsvarande

2470 Bq/kg ^{238}U i inaskat torvprov. SGU uppskattar att cirka 10 procent av för övrigt lämpliga energitorvmyrar därigenom inte kan brytas. Mätningar av ^{226}Ra , ^{137}Cs och andra radionuklider kan också rekommenderas av SGU. Den radiologiska restriktionen ligger idag på tillståndsgivningen för brytningen av torven.

Dosberäkningarna i denna undersökning har gjorts med syftet att få ett begrepp om några begränsningar, som grundar sig på materialets aktivitetshalter av radionuklider eller deras lakbarhet, bör läggas på brytning av torv, torveldning eller deponering och markutfyllnad med torvaska. SSI kommer att diskutera vad följden av utredningen ska bli. I dagsläget är det bara Finland, av de nordiska länderna, som har ett direktiv med säkerhetskrav uttryckta som högsta dos för olika användningar av torvaska. Begränsning av radionuklidhalterna finns för de specifika tillämpningarna. För biobränsleanvändning i stora anläggningar leder de av SSI föreslagna restriktionerna till att det är mycket osannolikt att dosen till allmänheten från ^{137}Cs överstiger 0,01 millisievert per år (mSv/år), som en följd av verksamheten.

Sammanfattningsvis kan sägas att denna utredning visar att under normala förhållanden är doserna från normalaktiv aska obetydliga ($< 0,01$ mSv/år) för både arbetstagare och allmänhet. För den högaktiva askan, vars radionuklidhalter är satta så att högst 5 procent av energitorvmyrarna ska överstiga dessa, blir doserna under 0,1 mSv/år för både arbetstagare och allmänhet under de förutsättningar som antagits i undersökningen. Utvärderingen av stråldoser till allmänheten från lakvatten i en askdeponi är särskilt osäkra.

2. Torv och aska och deras innehåll av radioaktiva ämnen

2.1 TORV

Torvmark, med större torvdjup än 0,3 meter, täcker 15 procent av landarealen (6,4 miljoner hektar (ha)), merparten finns i Norrland. Cirka 5 procent av torvmarken beräknas vara utvinningsbar, energimängden uppskattas till 4000 terawattimmar (TWh) (STEM 99). Energitorv utvinns på cirka 6600 ha, vilket ger 3-4 TWh per år under cirka 20 års tid, och på cirka 5000 ha produceras torv till jordförbättringsändamål. Torvbranschen uppskattar att den årliga torvtillväxten på all torvmark är större än 12 TWh (Torvforsk). Produktionen av energitorv är i dag cirka 3,5 TWh per år (STEM 99). Som jämförelse kan nämnas att år 1996 producerades 74 TWh energi med träbränsle och avlutar från massafabriker.

Torvmyrar bildas genom att markområden försumpas eller genom igenväxning av sjöar som pågått sedan den senaste istiden. Torvmyrar kan delas upp i mossar och kärr. De flesta myrar består av en kombination av dessa typer. En mosse får sitt vatten från regn och ett kärr får dessutom vatten från översilningsvatten, som rinner till från omgivningen, och grundvatten som innehåller lösta mineraler och mineralpartiklar. Torven består av ofullständigt nedbrutna delar av fuktighetsälskande växter. Nedbrytningsprocessen som fortgår i syrefattigt vatten kallas humifiering och dess slutprodukter kan fungera som en god katjonbytare, d.v.s. adsorbera positivt laddade joner. Järn och mangan som är löst i vatten kan fällas ut i myren. En vanlig uppbyggnad av en torvmark är ett övre lager av låghumifierad vitmossetorv och under detta lager av mer eller mindre väl humifierad kärrtorv. Det är vanligen de undre kärrtorvlagren som bryts som energitorv. Myren tillväxer på höjden från ytan med cirka 0,5 mm per år (variation 0,1-1 mm (NE 95)), torvmäktigheten kan bli upp till några meter, i undantagsfall mer (Torvproducenterna).

2.2 TORV OCH FÖRBRÄNNING

Energitorv levereras som frästorv i bulk, som briketter eller pellets och som stycketorv. Ett referenstorvbränsle har uppskattats som ett medelvärde över många torvprover i landet. Dess

effektiva värmevärde ligger mellan 5,8 kWh/kg vid torrsvikt och 2,6 kWh/kg för frästörv¹ (STEV 85). Här används värmevärdet 5,8 kWh/kg.

Askandelen i referenstorven anges till 5 procent, variationer förekommer mellan 2 och 8 procent (STEV 85). Om ett referensprov av torv inaskas i laboratorium blir halten av radioaktiva ämnen 20 gånger högre i askan än i torven, denna koncentreringsgrad används i denna utredning. Vid eldning av torv i en förbränningsanläggning bildas bottenaska och flygaska. Mängden aska och fördelningen mellan de två sorterna beror av bränslets egenskaper, panntyp, förbränningsbetingelser och rökgasreningsutrustning. Generellt är mängden flygaska 3 gånger större än mängden bottenaska. Vid rökgaskondensering kan flygaska lämna processen med kondensvattnet.

En förbränningsanläggning på 100 MW som drivs kontinuerligt (0,9 TWh per år) kan med rökgaskondensering beräknas ge cirka 7600 ton torvaska per år, utan kondensåtervinning kan askmängden bli den dubbla vid eldning med frästörv. Vid produktionen 3,5 TWh per år blir askmängden mellan 30 000 och 60 000 ton per år. Sameldning mellan torv och andra bränslen är vanligast eftersom det ger gynnsammare förbränningsvillkor, den rena torvaskmängden blir således lägre än beräknad.

Vid förbränningen i en anläggning blir temperaturen så hög att en del radioaktiva ämnen förgasas, när temperaturen sjunker i rökgaserna kondenserar ämnena på de finkorniga fraktionerna i flygaskan. Detta gäller bland annat cesium, bly-210 (^{210}Pb) och polonium-210 (^{210}Po). ^{210}Pb kan avgå i gasform från skorsten enligt Hedvall (97). Uran och torium har hög förångningstemperatur och fördelar sig jämnt mellan asksorterna.

2.3 NATURLIGT FÖREKOMMANDE RADIOAKTIVA ÄMNEN

De naturligt förekommande radioaktiva ämnen ur sönderfallskedjorna för uran-238 (^{238}U), uran-235 (^{235}U) och torium-232 (^{232}Th) som finns i berggrunden kan lösa sig i grundvatten (sönderfallskedjorna finns i *Bilaga 1*). Löslighetsgraden i vatten är olika för de olika ämnena i sönderfallskedjorna och den beror bland annat på den geokemiska miljön (Osmond 92). Vanligen löser sig uran lättast följt av en lägre löslighetsgrad för radium och minst löslighet visar torium (Fredriksson 84). Det leder till att det inte finns någon självklar jämvikt mellan ämnena inom de olika kedjorna i vattnet. Transport av radioaktiva ämnen kan också ske med vittrade småpartiklar. Detta sätt är viktigast för det svårlösliga toriet men till mindre grad kan även uran och radium transporteras så.

De i grundvattnet lösta radioaktiva ämnena transporteras ut i myren där de anrikas, mest anrikas uran som kan transporteras långa sträckor (Fredriksson 02 och Armands 61). Radium och andra radioaktiva ämnen i grundvattnet når aldrig de lågpunkter i terrängen där myrarna ligger utan fastläggs tidigare i mineraljorden. I torven föreligger därför inte någon jämvikt mellan olika ämnen inom särskilt uranets sönderfallskedja. De radioaktiva ämnena adsorberas och utfälls på olika ställen i torvmyren. Uran adsorberas i de humusrika delarna av torven. Uranhalten är därmed oftast högst i myrarnas botten- och kantlager. Höga radiumhalter återfinns oftast i samband med källflöden ute i myrarna där grundvattnet flödar fram direkt från mineraljorden och den underliggande berggrunden (Fredriksson 02). Radium fälls effektivt tillsammans med järn- och manganhydroxid (Åkerblom 01). Svårlösliga ämnen som torium kan tillföras myren genom att transporteras på små mineralpartiklar, toriumhalten är högst mot botten- och kantlagren (Åkerblom 01).

^{210}Pb från radon-222 (^{222}Rn) i luften tillförs myrens yta med nederbörden. ^{210}Pb bildas dessutom där radium-226 (^{226}Ra) och ^{222}Rn finns. ^{226}Ra kan koncentreras till ytan då växter och träd kan ta

¹ Pellets 4,9 kWh/kg och stycketorv 3,2 kWh/kg

upp radium via rötterna och transportera det uppåt i torvvolymen där det blir kvar. Halten av ^{226}Ra är oftast lägre än halten av ^{238}U i torven.

Sveriges geologiska undersökning, SGU, har undersökt och analyserat uran- och toriumhalter i inaskade prover från 146 myrar som setts som lämpliga för energitorvbrytning, medelvärden, medianvärden och standardavvikelser ges i tabell 1 (Fredriksson 84), fördelningen och kumulativa fördelningen ges i *Bilaga 2*. Vid bestämning av halten av olika ämnen i torven tas ett flertal fullängdsborrkärnor spridda över hela den brytvärda torvvolymen, dessa kärnor läggs ihop till ett generalprov på vilket analysen görs. Det innebär att mätvärdet är ett medelvärde för hela torvvolymen, halterna i de olika delvolymerna kan uppvisa en mycket stor spridning. I tabell 1 redovisas fler mätningar av naturligt förekommande radioaktiva ämnen i torv.

2.4 CESIUM-137

^{137}Cs -nedfall på markytan kommer från kärnvapenprovsprängningarna på 1960- och 70-talen och Tjernobylyllyckan 1986. Det genomsnittliga ackumulerade ^{137}Cs -nedfallet över landet från kärnvapensprängningarna är runt 3 kilobecquerel per kvadratmeter (kBq/m^2), aktiviteten är relativt jämnt spridd över landet (Edvarson 91). Nedfallet efter Tjernobylyllyckan är mycket ojämnt fördelat, det mesta föll ned i samband med regn i södra och mellersta Norrland. Utanför de områden som drabbades av våtdeposition blev nedfallet ungefär i samma storleksordning som från kärnvapensprängningarna. I motsats till ^{137}Cs -nedfall i skog på fastmark, där det mesta fortfarande är bundet i de översta centimetrarna i marken och i träden, kan ^{137}Cs röra sig i torvmark. Cesiets rörelsebenägenhet beror av (Schell 89)

- torvslag
- adsorption och desorption i torven
- den kemiska miljön i torvmyren
- nederbörd, infiltration och avdunstning vid ytan
- rotupptag av växter.

^{137}Cs förflyttar sig nedåt olika snabbt i olika torvmyrar. Rörelsehastigheten för cesium är högre i högmossar som försörjs av regnvatten än i torvkärr som försörjs av mineralhaltigt grundvatten (Schell 89). I några undersökta högmossar på Irland uppskattades rörelsehastigheten för cesium vid ytan till minst 8 centimeter per år. Cesium läckte även ut till omgivningen från torvmyren (Mitchell 92).

Fördelningen av ^{137}Cs med djupet har betydelse för resulterande halt i askan, se *Bilaga 2*.

^{137}Cs -halten i skördad torv och därmed i askan beror på skördemetoden. Vid frästorvbrytning hyvlas ytlagret bort innan produktionen börjar, vid stycketorvproduktion blandas all torv ned till cirka 50 centimeters djup. Problemet med ^{137}Cs i askan minskar då ytlagret i myren avlägsnas.

I tabell 1 visas litteraturuppgifter om aktivitetshalter av naturligt förekommande radionuklider och ^{137}Cs -halter i torv och torvaska. Mätvärden från Finland har tagits med eftersom det finns likheter mellan ländernas berggrunder. De generalprov som omnämns i samband med undersökningen av 146 energitorvmyrar i Sverige avspeglar den genomsnittliga halten under torvtäktens hela livslängd. Det bör observeras att genomgående i hela rapporten används begreppet halt för aktivitetshalten av en radionuklid utom vid de tillfällen då uran- och toriumhalterna anges i ppm, då är det viktshalterna som menas.

Tabell 1. Sammanställning av mätta aktivitetshalter vid torrsvikt av naturligt förekommande radioaktiva ämnen och ¹³⁷Cs i torv och aska.

Datakälla	Nuklid	Torv (Bq/kg)	Torvaska (Bq/kg)	
Generalprov från 146 myrar med energitorv, torven inaskad (Fredriksson 84)	²³⁸ U		865 medelvärde	
			420 medianvärde	
			1 360 standardavvikelse	
			9 260 högsta	
	²³² Th		162 medelvärde	
			142 medianvärde	
		100 standardavvikelse		
		600 högsta		
Energitorvproducerande 6 myrar, syd Sandviken, aska efter förbränning (Hedvall 97)	²³⁸ U	5-127	268-1 048	
	²³⁴ Th	36	383-1 013	
	²³⁴ Pa	70-91	220-1 300	
	²³⁴ U		273-1 390	
	²³⁰ Th		99-207	
	²²⁶ Ra	10-19	<215	
	²¹⁰ Pb	<125	139-1 267	
	²¹⁰ Po	30-204		
	²²⁸ Ra	-		
	²²⁸ Ac	5-15	60-135	
	²³⁵ U	0,2-7	28-64	
	¹³⁷ Cs	39-16 840	43-34 480	
	medelvärde 1986 till 1989 ett prov från 1984	¹³⁷ Cs		10 000
¹³⁷ Cs			340	
⁴⁰ K		10-40	<1 480	
Djupprofilmätningar 1994 av 14 energitorvmyrar, Finland, medelvärde av 119 prover (Helariutta 00)	²³⁸ U	11 max 140		
	²²⁶ Ra	6 max 35		
	²¹⁰ Pb	13 max 190		
	²¹⁰ Po	9 max 200		
	²³² Th	6 max 31		
	²³⁵ U	0,6 max 7		
	¹³⁷ Cs	16 max 622		
	⁴⁰ K	13 max 213		
Torv och flygaska från Finland, medelvärde av 66 prover (Mustonen 84)	²³⁸ U	15	160	
	²²⁶ Ra	6,5	120	
	²¹⁰ Pb	85	970	
	²¹⁰ Po	75	1 200	
	²²⁸ Ra	2,5	46	
	²²⁸ Th	2,1	44	
	²³⁵ U	0,9	8,2	
	(prov före 1986)	¹³⁷ Cs	46	810
		⁴⁰ K	23	380
	Inskade torvprover från 6 nedfallsdrabbade län, 36 prover, 1986 (SSI 87)	¹³⁷ Cs		1 000-43 500
			10 000 medelvärde	
Flygaska från Avesta, Umeå Örkelljunga o. Växjö (STEV 85), medelvärde 1985	¹³⁷ Cs		444	

Det högsta ^{137}Cs -värdet i torv som rapporteras av Hedvall fanns i ett prov från de översta 10 cm i myrarna i juli 1986. Högre halter än ovan har rapporterats för mindre delvolymmer:

^{238}U 90 000 Bq/kg i torvaska (Fredriksson 84) och runt 400 000 Bq/kg (Åkerblom 01)

^{226}Ra 330 000 Bq/kg i torv (Fredriksson 84)

^{137}Cs 100 000 Bq/kg i stoft (Hedvall 97)

2.5 REFERENSVÄRDEN FÖR TORV OCH ASKA.

För att kunna ge en uppfattning om dosbelastningen för de olika exponeringsvägarna införs begreppet referensaskor. Två referensaskor har antagits, en normalaktiv aska och en högaktiv aska. Normalaskan består av medianhalterna av ^{238}U och ^{232}Th i de 146 generalprovundersökta myrarna. Halterna för ^{226}Ra , ^{137}Cs , ^{210}Pb och ^{210}Po och övriga nuklider har uppskattats enligt *Bilaga 2*. I den högaktiva askan har halterna av ^{238}U och ^{232}Th satts så att 95 procent av de 146 undersökta myrarna ligger under dessa halter. Uppskattningen av halterna av övriga nuklider förklaras i *Bilaga 2*. I tabell 2.1 och 2.2 visas aktivitetshalterna av radionukliderna i de två referensaskorna. Valet av radionuklider motiveras med att flertalet av dem är långlivade och samtliga kan ge ett betydande intern- eller externdosbidrag. Radioaktiv jämvikt kan utvecklas, inom högst några månader, efter de nuklider i tabellen som efterföljs av mer kortlivade döttrar i sönderfallskedjan. Omräkning kan göras till halten i referenstorv genom att dividera med koncentreringsgraden 20.

Tabell 2.1. Aktivitetshalter av radionuklider i normalaktiv referensaska.

Nuklid	Halt i aska (Bq/kg)	Nuklid	Halt i aska (Bq/kg)
^{238}U	420	^{235}U	20
^{234}U	420	^{231}Pa	20
^{230}Th	130	^{227}Ac	20
^{226}Ra	130	^{227}Th	20
^{210}Pb	1 000	^{223}Ra	20
^{210}Po	1 000		
^{232}Th	142	$^{137}\text{Cs}^2$	1 000
^{228}Ra	142		
^{228}Th	142		
^{224}Ra	142		

Tabell 2.2. Aktivitetshalter av radionuklider i högaktiv referensaska.

Nuklid	Halt i aska (Bq/kg)	Nuklid	Halt i aska (Bq/kg)
^{238}U	4 500	^{235}U	210
^{234}U	4 500	^{231}Pa	210
^{230}Th	1 350	^{227}Ac	210
^{226}Ra	1 350	^{227}Th	210
^{210}Pb	4 000	^{223}Ra	210
^{210}Po	4 000		
^{232}Th	370	^{137}Cs	10 000
^{228}Ra	370		
^{228}Th	370		
^{224}Ra	370		

² ^{134}Cs -halten var 9 Bq/kg i april 2001 (91 Bq/kg för den högaktiva askan) som en följd av Tjernobylyolyckan.

3. Dosuppskattningar

Stråldostillskott till människa kan uppstå vid olika moment i processen då energi utvinns ur torven. De olika radioaktiva ämnena i torv och torvaska kan ge ett internt stråldostillskott till människa om ämnena inandas eller intas med mat eller vatten och ett externt tillskott kan fås via gammastrålning från askan. Följande exponeringsvägar har identifierats som kan ge dostillskott utöver alla naturligt förekommande källor, inklusive ostört ¹³⁷Cs-nedfall:

I. Brytning och hantering av torv

- Vid brytning, lastning och lossning av torv kan damm bildas, som kan ge en intern stråldos till arbetstagare vid inandning. Allmänheten kan få en interndos av damm som når utanför arbetsområdet. Arbetstagare kan få en externdos vid arbete på myren.

II. Utsläpp från förbränningsanläggning

- Vid förbränningen släpps stoft av flygaska, som inte avskilts vid rökgasreningen, och eventuellt förångade ämnen ut från skorstenen. Detta kan ge en intern- och externdos till allmänheten.
- Vid rökgaskondensering kan utsläpp ske till vatten, vilket kan ge en interndos till allmänheten vid förtäring av dricksvatten och fisk. Användning av ytvatten för bevattning av grödor som skulle kunna ge en interndos behandlas inte här.

III. Deponi

- Deponering kan ge interndoser till allmänheten via mat och vatten från radioaktiva ämnen som läckt ut i omgivningen från deponin. Torvdamm och radonavgång kan ge interndoser till allmänheten.
- På längre sikt (> 100-tals år) kan allmänheten få både extern- och interndoser om deponin bebyggs eller används för livsmedelsodling efter det att deponeringen och efterföljande kontroll avslutats. Detta fall behandlas inte här eftersom tanken med deponering just är att separera skadlig verksamhet från allmänheten inom överskådlig tid. Här uppskattas endast externdoser till allmänheten om en avslutad deponi görs om till friluftsområde.

IV. Markutfyllnad

- Om askan används som fyllnadsmaterial i naturen skulle allmänheten kunna få både extern- och interndoser via fisk och vatten från utläckande radioaktiva ämnen. Detta är ett särfall av deponifallet. Mindre askvolym används än vid deponering men utlakningsbetingelserna kan vara sämre än för en deponi eftersom skyddsåtgärder mot utlakning är sämre än vid deponering.

V. Hantering av torvaska

- Transporter av aska och hantering av askan inom förbränningsanläggningar, på deponier och vid markutfyllnader kan ge intern- och externdoser till arbetstagare.

VI. Kompensationsgödning i skog

Denna exponeringsväg behandlas inte här eftersom det råder delade meningar mellan olika intressenter om askan är lämplig för detta. Skogsstyrelsen anser att aska som ska spridas i skog till huvuddelen bör komma från förbränning av skogsbränslen och endast en mindre del från andra bränslen (Skogsst 01).

VII. Byggnadsmaterial

Aska blandas utomlands i byggnadsmaterial. Hittills har inget intresse visats för detta i Sverige.

Allmänt om dostillskott

Dostillskotten som uppskattas i denna rapport berör kritisk grupp eller arbetstagare som arbetar med moment där exponering kan förekomma. Kritisk grupp motsvarar en representativ individ i den mest utsatta gruppen ur allmänheten, i texten betecknas denna grupp som "allmänhet".

Dostillskott är doser utöver dem från naturligt förekommande källor inklusive ^{137}Cs -nedfall. För arbetstagare beräknas exponeringstiden vid askhantering efter vad som är rimligt som följd av askproduktionen vid en 200 MW värmeanläggning. Dostillskotten 0,01 mSv/år för allmänheten och 1 mSv/år för arbetstagare kan användas som riktvärden för vad som kan accepteras utan att mer omfattande strålskyddsåtgärder behöver vidtas inom torvförbränningsprocessen. Dosen 0,01 mSv/år betecknas som obetydlig³ dos. Målet enligt miljö kvalitetsmålet Säker strålmiljö är att dostillskottet, år 2010, till allmänheten ska understiga 0,01 mSv/år från varje enskild verksamhet. Dosen är ett planeringsvärde. Dosen 1 mSv/år är dosgräns för allmänheten för summan av alla dosbidrag från verksamheter med joniserande strålning. Om en arbetstagare kan få en dos över 1 mSv/år krävs en dosövervakning enligt författningen SSI FS 1998:3. Dosgränsen för arbetstagare är 20 mSv/år i genomsnitt under 5 på varandra följande år eller 50 mSv/år ett enstaka år. Den överordnade strålskyddsprincipen är att dostillskott ska vara berättigade och att dostillskotten från verksamheten ska hållas så låga som rimligt möjligt med hänsyn tagen till ekonomiska och sociala faktorer.

De uppskattade doserna kan för några exponeringsvägar (t.ex. då lakvatten ingår) vara mycket osäkra då många parametrar av fysikalisk, kemisk och hydrologisk natur är helt beroende av förutsättningarna på platsen och därmed inte kan anges generellt. Tanken med de följande dosuppskattningarna är att identifiera vilka vägar som bör uppmärksammas mest och att få en uppskattning av storleksordningen på dostillskotten om normalaktiv eller högaktiv referensaska respektive torv används.

Det är ovanligt att värmeverk eldar enbart med torv, sameldning med biobränsle är vanligt. Då biobränslen för det mesta har lägre halter av radioaktiva ämnen än våra antagna referensaskor ger beräkningarna en överskattning av stråldosen för utsläpp från ett värmeverk jämfört med om enbart torv eldades. Ett undantag kan utgöras av trädbränsle och då särskilt GROT-bränsle (grenar och toppar) från nedfallsdrabbade län som kan ha höga ^{137}Cs -halter.

För att kunna jämföra doserna från de olika exponeringsvägarna har i det följande en exponeringstid eller en intagen mängd föda antagits.

3.1 DOS VID BRYTNING OCH HANTERING AV TORV

En interndos kan erhållas från inandat torvdamm av arbetstagare som arbetar direkt på torvtäkt eller hanterar torv i anslutning till upplag på täkten eller vid förbränningsanläggning eller som i övrigt hanterar torv. Allmänheten skulle kunna erhålla en interndos från torvdamm som blåser ut utanför torvtäktområdet eller övriga anläggningar som hanterar torv. Externdos av gammastrålning erhålls vid arbete på torvtäkt.

3.1.1 INTERNDOS TILL ARBETSTAGARE VID BRYTNING OCH HANTERING AV TORV

Interndostillskott kan fås från torvdamm vid arbete på torvtäkt. Damm kan tränga in i arbetsredskapens förarutrymme. Exponeringen för damm varierar med arbetsmoment, torvmark, landsdel, väderförutsättningar och arbetstid. Arbetet på torvtäkten pågår under 2 till 4 månader på sommaren. Exponeringstiden för torvdamm ansätts till 640 timmar (h). Lastning och lossning sker året runt både vid upplaget på myren och vid mottagningen på värmeanläggningen, exponeringstiderna understiger arbetstiden på torvfältet.

Det hygieniska gränsvärdet för organiskt damm i luft är 5 mg/m³ (AFS 00). Runt redskapen har upp till 100 mg/m³ damm mätts vid bearbetning av torvtäkt och lastning (STEV 85).

³ Obetydlig betyder här att risken inte ska vara större än 1 skadefall per miljon människor och år. Om dosen understiger detta värde kan en verksamhet utan vidare undantas från rapporteringskrav till myndigheterna (EU 96).

I tabell 3 visas dosen till arbetstagare vid exponering för referenstorvdamm vid stofthalten 5 mg/m³ luft och andningsraten 1,5 m³/h. Referenstorvens halter beräknas genom att dividera referensaskans radionuklidhalter med 20.

Tabell 3. Dos till arbetstagare vid inandning av torvdamm vid 5 mg/m³ under 640 h.

Referenstorv	Dos (mSv/år)
Normalaktiv	0,008
Högaktiv	0,05

3.1.2 EXTERNDOS TILL ARBETSTAGARE VID BRYTNING OCH HANTERING AV TORV

En externdosförändring kan fås av arbetstagare som arbetar på torvtäkt jämfört med på vanlig fastmark. Förändringen beräknas som skillnaden mellan dosen på täkten och dosen på normalaktiv mark för samma vistelsetid, se vidare 3.3.2.

I tabell 4 visas externdosskillnaden för arbetstagare mellan dos vid vistelse på torvtäkt av referenstorv och dos på normalaktiv mark.

Tabell 4. Dosskillnad för arbetstagare mellan doserna vid vistelse på torvtäkt och vistelse på normalaktiv mark under 640 h.

Referenstorv	Dos (mSv/år)
Normalaktiv	-0,05 [*]
Högaktiv	0,01

* Dosen blir lägre på torvtäkten än på motsvarande normalaktiv mark.

3.1.3 INTERNDOS TILL ALLMÄNHETEN VID BRYTNING OCH HANTERING AV TORV

Interndostillskott kan fås av allmänheten, från torvdamm i utomhusluft, vid vistelse utanför ett torvtäkt område eller utanför en anläggning där torv lagras och hanteras. Damning kan även förekomma då torv vidareförädlas till briketter och pellets.

Miljö kvalitetsnormen för partiklar i utomhusluft är 0,05 mg/m³⁴ som dygnsmedelvärde (Reg 01b). För inomhusluft finns inget motsvarande miljö kvalitetsnormvärde.

I tabell 5 visas dos till allmänheten vid exponering för referenstorvdamm vid stofthalten 0,05 mg/m³ luft och andningsraten 1,5 m³/h. Exponeringstiden utomhus antas vara 200 h per år.

Tabell 5. Dos till allmänheten vid inandning av torvdamm vid 0,05 mg/m³ under 200 h.

Referenstorv	Dos (mSv/år)
Normalaktiv	0,000 02
Högaktiv	0,000 2

3.2 UTSLÄPP FRÅN FÖRBRÄNNINGSANLÄGGNING

Utsläpp sker av askstoff till luften från skorsten och till vatten när rökgaskondensering finns.

⁴ Gäller från år 2005, år 2001 gäller 0,075 mg/m³, detta värde sjunker successivt fram till år 2005.

3.2.1 INTERN- OCH EXTERNDOS FRÅN RÖKGASUTSLÄPP

Dosen till allmänheten blir obetydlig ($\leq 0,01$ mSv/år) för stoftutsläpp från skorsten med den högaktiva referensaskan och med dagens utsläppsbegränsningar som gäller för värmeverk i Sverige.

Vid förbränningen i ett värmeverk bildas bottenaska och flygaska. Flygaskan fångas till större delen in i rökgasreningsutrustningen, en del, kallat stoft, lämnar skorstenen och sprids med luften. Lättförångade ämnen som cesium, bly och polonium kondenserar på flygaskan efter förbränningen, bly kan också avgå i gasform från skorstenen. Bly och cesium anrikas på de finare storleksfraktionerna i flygaskan. Anrikningen kommer utöver den koncentrerings som behandlas i avsnitt 2.2. Anrikningsgraden och flygaskans partikelstorleksfördelning beror på flera faktorer: som bränslets egenskaper, panntyp, temperatur vid förbränningen, förbränningsbetingelser, avkylningshastighet för rökgasen och effektuttag i anläggningen (Ericson 83). Anrikningen till de finare askfraktionerna gör att dessa kommer att få en högre halt av lättflyktiga ämnen än askan i medeltal.

Rökgasreningsutrustning och Naturvårdsverkets regler för utsläpp av stoft med rökgaserna från förbränningsanläggningar behandlas i *Bilaga 3*.

Beräkning av tillskottsdos till kritisk grupp vid utsläpp av stoft från skorsten till luft görs via modeller. Här används en modell som avspeglar förhållandena vid Studsviksanläggningen (Studsvik 00). Dosmodellen omfattar flera exponeringsvägar med både intern- och externdoser för vuxna och barn. Resultatet ska ses som en uppskattning av vad dostillskottet kan bli och inte som ett exakt värde.

Två typfall dosberäknas. Det ena fallet omfattar utsläpp av stoft med 8 kg/h, räknat som årsmedelvärde, och en 100 meters skorsten. Det andra fallet omfattar utsläpp på 2 kg/h från en 50 meters skorsten. Utsläppsmängden i typfall ett är det högsta tillåtna utsläppet från en stor anläggning över 100 MW där skorstenshöjden är minst 100 meter. Värdet i typfall två är det högsta tillåtna utsläppet från en liten anläggning under 10 MW där skorstenshöjden kan vara runt 50 meter.

I tabell 6 visas dosen till allmänheten vid exponering för referensaska vid utsläpp från skorsten vid helårsexponering.

Tabell 6. Dos till allmänheten vid stoftutsläpp från skorsten. Utsläpp 8 kg/h från 100 meters skorsten och 2 kg/h från 50 meter ger samma dos. Exponering under hela året.

Referensaska	Dos (mSv/år)
Normalaktiv	0,000 1
Högaktiv	0,000 6

I *Bilaga 3* visas dosfördelningen vid utsläpp av referensaska från skorsten.

3.2.2 INTERNDOS FRÅN KONDENSATTENUTSLÄPP

Doserna till allmänheten blir obetydliga vid utsläpp från rökgaskondensering med den högaktiva referensaskan från ett 200 MW värmeverk om utsläppet sker i en någorlunda stor recipient. De allra minsta sjöarna med låg genomströmning kan behöva beräknas utförligare om verket drivs vid hög effekt och torvaskan är högaktiv.

Många värmeverk är utrustade med rökgaskondensering, vilket är ett effektivt sätt att återvinna energi vid eldning av fuktigt torvbränsle. Stoft i rökgasen fångas in genom kondenseringen och

avgår med kondensvattnet, som efter rening i sedimenteringsbassäng släpps ut i en vattenrecipient. Utsläpp av suspenderade ämnen i kondensat från rökgasrening får högst uppgå till 10 mg/l, för enskilda anläggningar kan hårdare krav ha fastställts.

Den viktigaste faktorn för dostillskott till människa, vid utsläpp i vattenrecipienter, är i hur stor mängd vatten stoftet späds ut i. Ett extra tillskott av radioaktiva ämnen kan fås genom utlakning av den aska som avskiljs i sedimenteringsbassängen. Vi gör en uppskattning av dos till människa från intag av fisk som tagit upp aktivitet. De viktigaste parametrarna är anläggningens effekt, mängden stoft i kondensatet, volymutspädningen i vattenrecipienten och dess näringsstatus samt fiskkonsumtionen, se vidare *Bilaga 4*.

I tabell 7 visas dosen till allmänheten vid fiskkonsumtionen 30 kg/år vid utsläpp av stoft av referensaska.

Tabell 7. Dos till allmänheten vid fiskkonsumtionen 30 kg/år vid utsläpp av stoft med 10 mg/l kondensat från 200 MW värmeverk till mellanstor flod (20 m³/s).

Referensaska	Dos (mSv/år)
Normalaktiv	0,000 04
Högaktiv	0,000 2

Dosen varierar linjärt med vattenflödet i recipienten. Dosfördelningen för den högaktiva referensaskan visar att 59 procent av totaldosen kommer från ²¹⁰Pb, 18 procent från ¹³⁷Cs och 17 procent från ²¹⁰Po, hela fördelningen visas i *Bilaga 4*.

Ett extra dostillskott till människa från fiskkonsumtion kan fås från utlakade radionuklider i stoftet som avskiljs i sedimenteringsbassängen, under förutsättningarna i *Bilaga 4* blir dosen runt gränsen för obetydlig.

3.3 DEPONI

Allmänheten kan få en interndos från radioaktiva ämnen som lakats ur deponerad aska och som hamnar i brunsvatten, fisk eller annan föda. Ett externdostillskott blir följden om en avslutad deponi görs om till friluftsområde eller bebyggelse. Arbetstagare behandlas i avsnitt 3.5.

3.3.1 INTERNDOS FRÅN LAKVATTEN I DEPONI

Dosen till allmänheten kan överstiga obetydlig dos för askor med aktiviteter över den normalaktiva askans vid läckage till liten å och brunn från en deponi av klass 2 med 75 000 ton aska och övriga förutsättningar med utlakningshastighet, utspädningsgrad som anges i texten. Utlakningshastigheten, utspädningen och fastläggning av aktivitet i marken kan variera mycket. Lokala värden på parametrarna måste användas i det enskilda fallet.

Uppskattning av interndos från utlakade radionuklider i en deponi till människa är komplex. Miljö, fysikaliska, kemiska och geografiska parametrar vid den specifika platsen påverkar resultatet, några parametrar beskrivs i *Bilaga 5*.

Deponi av klass 2 (deponi för icke-farligt avfall) är tänkbar för vanlig torvaska. Det ska ta minst 50 år för föroreningar att nå en skyddsvärd vattenrecipient. Den okontrollerade lakvattenmängden, som går ned i marken, får högst vara 50 l/m² och år. I den aktiva deponeringsfasen ska lakvattenuppsamling ske i botten på deponin. Detta kontrollerade lakvatten avleds separat och renas innan det släpps ut. Från gamla deponier kan det avledas orenat till ett vattendrag.

Stora mängder aktivitet kan samlas i en deponi. Från ett 100 MW värmeverk fås minst 75 000 ton aska efter 10 års drift. I tabell 8 visas den totala aktiviteten i en deponi efter 10 års deponering av normalaktiv- respektive högaktiv referensaska.

Tabell 8. Totalaktiviteten i deponi efter 10 års deponering av normal- respektive högaktiv referensaska från 100 MW värmeverk.

Nuklid	Aktivitet (GBq)	Aktivitet (GBq)
Referensaska	Normalaktiv	Högaktiv
¹³⁷ Cs	75	750
²³⁸ U	32	340
²²⁶ Ra	10	100
²¹⁰ Pb*	65	260
²¹⁰ Po*	65	260
²³² Th	10	28
²³⁵ U	2	16

* korrigerat för sönderfall efter 10 års deponering

• Läckage från deponi till jordbruk med brunn

I tabell 9 visas maxvärden för dostillskott, för olika exponeringsvägar, för ¹³⁷Cs, ²³⁸U och ²¹⁰Pb i en deponi av klass 2 med den aktivitet som anges i tabell 8 (Jones 01). Det dröjer något tiotal år innan någon påverkan kan ses från radioaktiva ämnen i en grundvattenbrunn en bit från deponin. Dosen vid en given tidpunkt följer en gaussfördelningskurva för ¹³⁷Cs och ²¹⁰Pb, utan tillförsel, där dosen upphör först några hundra år senare. För de långlivade radionukliderna som ²³⁸U dröjer det också ett tiotal år innan någon påverkan kan ses men när dosen efter 100 år nått sitt mättnadsvärde ligger den kvar under 1000-tals år framåt (Jones 01). Observera att detta är ett räkneexempel med antagna värden på de ingående parametrarna.

Tabell 9. Maxdos för olika exponeringsvägar och tidpunkt för denna vid deponerad normalaktiv referensaska på deponi av klass 2, fysikaliska förutsättningar enligt Jones (01). Total aktivitet enligt tabell 8. Lakbarheten är 10⁻⁴/år för Cs och U samt 10⁻⁵/år för Pb.

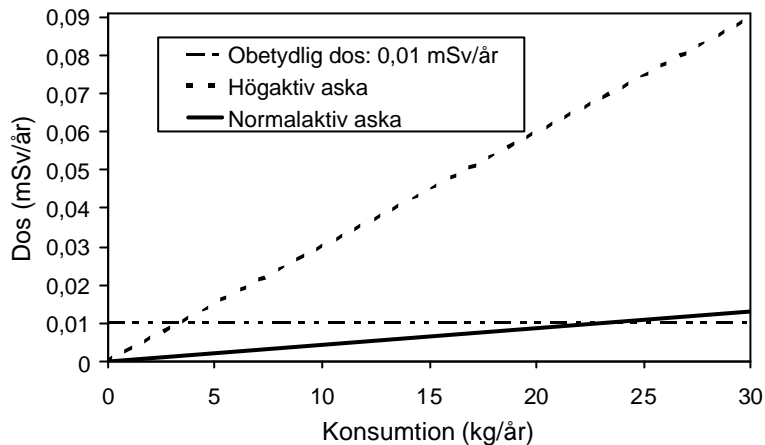
Nuklid	Maxdos (mSv/år)	Tidpunkt (år)	Exponeringsväg
¹³⁷ Cs	0,002	100	Jordbruk med stor brunn
²³⁸ U	0,03	200	Brunn och jordbruk med stor brunn
²¹⁰ Pb	0,002	100	Brunn och jordbruk med stor brunn

För den högaktiva referensaskan blir doserna 10 gånger högre för ¹³⁷Cs och ²³⁸U samt 4 gånger högre för ²¹⁰Pb jämfört med den normalaktiva askan, allt annat är lika.

• Läckage från deponi till liten å

Om det kontrollerade lakvattnet avleds till en å uppträder påverkan mycket snabbare än från det okontrollerade lakvattnet som går genom marken. Detta exempel gäller enbart påverkan från gamla deponier eftersom det för nya krävs rening av utsläppt lakvatten. Ån antas ha flödet 0,03 m³/s, d.v.s. avrinningsområdet är ungefär 5 km². I figur 1 visas dos till allmänheten från intag av fisk vid läckage från deponerad aktivitet till å, samma aktivitet som i tabell 8 förutsätts. Lakbarheten antas vara 10⁻⁴/år för Cs, U och Ra samt 10⁻⁵/år för Pb och övriga nuklider.

Fig 1. Dos till allmänheten från fiskkonsumtion vid läckage från deponi till liten å (0,03 m³/s) .



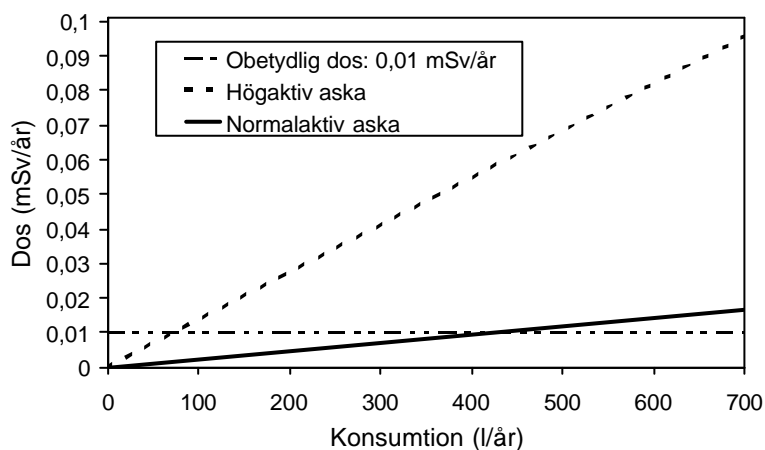
Dosfördelningen för den högaktiva referensaskan visar att 65 procent av totaldosen kommer från ¹³⁷Cs, 18 procent från ²¹⁰Pb och 5 procent vardera från ²¹⁰Po och ²²⁶Ra.

• **Läckage från deponi till dricksvattenbrunn**

Dosen kan också beräknas för fallet att samma aktivitet som i figur 1 avgår med det okontrollerade lakvattnet. En tvåhundredel av brunnens vattentillflöde kommer från deponin (Hjelmar 86). Transporttiden för aktivitet till brunnen är minst 50 år. Ingen adsorption i jorden antas, se vidare i *Bilaga 5*. Dricksvattenintaget är 700 l/år per person.

I figur 2 visas dos som funktion av konsumtionen vid intag av dricksvatten från en brunn som försörjs med en tvåhundredel av läckagevattnet från deponi av klass 2 med referensaska.

Fig 2. Dos till allmänheten vid konsumtion av dricksvatten från brunn vid läckage från deponi. Lakvattnet utspädd 200 ggr.



Dosfördelningen för den högaktiva referensaskan visar att 28 procent av totaldosen kommer från ²²⁶Ra, 19 procent från ²²⁸Ra och 16 och 15 procent vardera från ²³⁴U och ²³⁸U. Dosfördelningen för den normalaktiva referensaskan visas i *Bilaga 5*.

3.3.2 EXTERNDOS FRÅN AVSLUTAD DEPONI

Dostillskottet till allmänheten från en avslutad deponi med ett täcklager av 6 centimeter jord som gjorts om till friluftsområde är obetydligt för den normalaktiva referensaskan men högre

för aska med högre aktivitet än den normalaktiva. Med ett 30 centimeters jordlager ger nästan all aska en obetydlig dos.

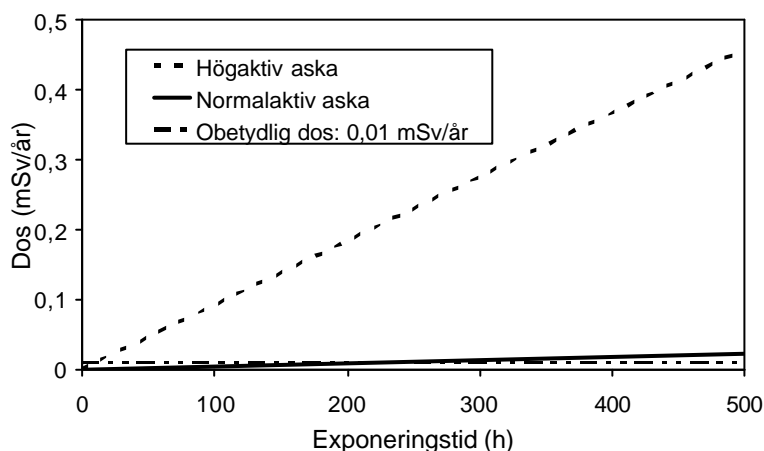
Under den aktiva fasen av deponeringen har allmänheten inte tillträde till deponin. Allmänheten skulle kunna få externdos från avslutade deponier som gjorts om till friluftsområden eller från markutfyllnader.

Stråldosen vid nybyggnad på deponin beräknas inte här då det innebär samma problem som vid planering inför all nybyggnad, där markens radoninnehåll och gammaexponering måste bedömas och eventuellt mätas. Radonhalten i en deponi med normalaktiv referensaska leder sannolikt till att marken klassas som högradonmark och därmed skulle radonsäkert utförande krävas vid eventuellt framtida byggande.

Vid beräkning av tillskottsdosen som blir följden av att vistas på en avslutad askdeponi eller på en markutfyllnad måste hänsyn tas till bakgrundsdosen från de naturligt förekommande radionukliderna i omgivande orörd mark. Om halten av radionuklider är kända i askan beräknas tillskottsdosen till människa genom att beräkna dosen från askan och dra bort dosen från den orörda marken, se *Bilaga 6*. Vistelsetiden på deponin när den omvandlats till friluftsområde antas vara 150 h/år.

I figur 3 visas tillskottsdosen, utöver normal bakgrundsdos, till allmänheten vid vistelse i friluftsområde på avslutad deponi eller på större markutfyllnad av referensaska. Deponin och markutfyllnaden täcks av 6 centimeter inaktivt material, t.ex. sand eller jord.

Fig 3. Externdostillskott till allmänheten vid vistelse på avslutad deponi eller markutfyllnad med 6 cm täcklager.



Huvuddelen av externdosbidraget kommer från ^{137}Cs både för den normalaktiva och den högaktiva referensaskan.

3.4 MARKUTFYLLNAD

Interndosen till allmänheten vid markutfyllnad blir helt beroende på mängden aska, radionuklidhalt i askan, lakbarhet, vattenflöden, utspädning och var den kritiska vattenrecipienten ligger i förhållande till lakvattenflödena.

Externdostillskott till allmänheten enligt figur 3 i föregående avsnitt kan också erhållas, dosen kan dock lätt minskas med ett ännu tjockare täcklager av lågaktivt material.

Markutfyllnad kan innebära att torvaska används vid vägbyggnad i själva väggroppen eller i kringkonstruktioner som t.ex. bullerskyddsvallar. Torvaska används vidare för konstruktionsändamål på deponier. Biobränsle- och kolaskor har använts för att skapa nya områden för

industriell verksamhet och utfyllnader av hamnar. Askan och markutfyllnaden ska, utöver de radiologiska kraven, uppfylla givna konstruktionskrav samt övriga krav från lagstiftningen i miljöbalken om t.ex. begränsning av utlakning av tungmetaller (EFO 98).

För att få använda aska för markutfyllnad måste villkoren i deponeringsförordningen uppfyllas. I denna undantas inert avfall som används för mark-, väg- eller utfyllnadsarbeten samt byggnadsändamål på deponier från deponikraven (Reg 01a). Inert avfall definieras som att den totala lakbarheten och det totala föroreningsinnehållet i avfallet samt ekotoxiciteten hos lakvattnet ska vara obetydliga. Den normalaktiva referensaskan kan anses som inert avfall när det gäller halterna av de naturligt förekommande radionukliderna, då halterna ligger i närheten av dem som finns i vanlig åkerjord. Den normalaktiva referensaskans ¹³⁷Cs-innehåll kan vara tolerabelt i vissa fall. Den högaktiva referensaskan kan inte anses som inert för någon av de ingående radionukliderna. Lakbarheten för de olika radionukliderna, lakvattenproduktionen och askmängden är avgörande för om askan kan användas för markutfyllnad. Lakbarheten eller lakvattenproduktionen kan vara stor och därmed askans inverkan på omgivningen. Det finns idag inga gränsvärden för halter av radionuklider eller lakbarhet för att torvaska ska anses som inert avfall. Det ligger inom SSI:s ansvarsområde att ange begränsningar för askans radiologiska inverkan på omgivningen. För några övriga specificerade kemiska ämnen i avfall (t.ex. torvaska) håller EU på att skapa kriterier för utlakning och halt av organiska komponenter för att avfallet ska anses vara inert. Naturvårdsverket omsätter EU:s beslut till svenska förhållanden och kan tillfoga egna kriterier.

Inverkan på omgivningen genom utlakning av radioaktiva ämnen kan bli större eller mindre jämfört med om askan läggs på deponi av klass 2. Mindre eller liknande inverkan kan bli följderna om askan läggs långt upp i en utfyllnad, långt från vattenflöden och där infiltration hejdas effektivt av en tjock asfaltsbeläggning ovanpå askan. Däremot kan inverkan på omgivningen bli stor om vattenflöden rör sig fritt genom stora askvolymerna och brunnsuttag görs i närheten, inga skyddsavstånd finns ju inplanerade vid utfyllnader. Läckage till en liten å eller sjö kan också ge doser till människor. Om torvaska används vid utfyllnad av en hamn är det en situation då stora mängder radionuklider kan lösas ut snabbt på grund av stor tillgång till vatten. Detta behöver dock inte innebära en hög dos till människor eftersom utspädningen är stor.

3.5 TRANSPORT OCH HANTERING AV TORVASKA

Arbetstagare kan utsättas för intern- och externdoser vid hantering av aska inom en anläggning samt erhålla externdos vid transport av aska på lastbil. Med anläggning menas en förbränningsanläggning, en deponi eller ett markutfyllnadsområde under uppbyggnad. Exponeringstiden för arbetstagare uppskattas utifrån den mängd aska som produceras i ett 200 MW värmeverk. Detta antas leda till 210 h/års exponering för lastbilsförare och 60 h/år för arbetare på deponi.

Allmänheten kan utsättas för interndoser om torvaskan dammar och når utanför anläggning där askan hanteras.

3.5.1 EXTERNDOS VID TRANSPORT AV ASKA

Ett externdostillskott kan fås av lastbilsförare som transporterar torvaska.

I tabell 10 visas externdosen till arbetstagare vid lastbilstransport av referensaska under 210 h/år, beräkningen finns i *Bilaga 6*.

Tabell 10. Dos till arbetstagare vid lastbilstransport av aska under 210 h/år.

Referensaska	Dos (mSv/år)
Normalaktiv	0,01
Högaktiv	0,1

Dosfördelningen för den högaktiva referensaskan visar att 61 procent av totaldosen kommer från ^{137}Cs , 28 procent från ^{226}Ra , 9 procent från ^{232}Th och 2 procent från ^{40}K .

3.5.2 DOS VID HANTERING AV ASKA

Arbetstagare kan få extern- och interndoser vid arbete på en anläggning där torvaska hanteras.

I. EXTERNDOS TILL ARBETSTAGARE PÅ ANLÄGGNING

Ett externdostillskott kan erhållas av arbetstagare som arbetar på en anläggning. Vistelsen på askdeponin uppskattas till 2 h i veckan, således 60 h/år.

I tabell 11 visas dosen till arbetstagare vid vistelse på askdeponi av referensaska under 60 h/år.

Tabell 11. Dos till arbetstagare vid vistelse på askdeponi under 60 h/år.

Referensaska	Dos (mSv/år)
Normalaktiv	0,01
Högaktiv	0,1

Dosfördelningen är densamma som i tabell 10.

II. INTERNDOS TILL ARBETSTAGARE PÅ ANLÄGGNING

Ett interndostillskott kan fås från dammande torvaska av arbetstagare som arbetar på deponi. I tabell 12 visas dosen till arbetstagare vid exponering för damm av referensaska vid 5 mg/m³ luft och andningsraten 1,5 m³/h under 60 h/år.

Tabell 12. Dos till arbetstagare vid inandning av torvaskdamm vid 5 mg/m³ under 60 h.

Referensaska	Dos (mSv/år)
Normalaktiv	0,01
Högaktiv	0,1

Dosfördelningen finns i *Bilaga 3*.

III. INTERNDOS TILL ALLMÄNHETEN UTANFÖR ANLÄGGNING

Ett interndostillskott till allmänheten kan erhållas från torvaska i utomhusluft vid vistelse utanför en anläggning där aska lagras och hanteras. Miljö kvalitetsnormen 0,05 mg/m³ för utomhusluft antas gälla för askdamm. Exponeringstiden antas vara 60 h/år, dvs. samma som för arbetstagare.

I tabell 13 visas dosen till allmänheten vid exponering för askdamm av referensaska vid 0,05 mg/m³ i utomhusluft vid andningsraten 1,5 m³/h.

Tabell 13. Dos till allmänheten vid inandning av torvaskdamm vid 0,05 mg/m³ under 60 h.

Referensaska	Dos (mSv/år)
Normalaktiv	0,000 1
Högaktiv	0,001

3.6 DISKUSSION OM OSÄKERHETERNA

De beräknade doserna i föregående avsnitt kan avvika mer eller mindre från ett enskilt verkligt fall. Denna avvikelse kallas för osäkerhet. Denna kan endera bero på avvikelser i människans exponeringsituation eller på avvikelser i parametervärden och dosmodell vid beräkning av dos jämfört med de antagna. Exponeringsförhållandena har antagits för den mest utsatta gruppen när det gäller vistelsetid, dammhalt i luft, andningsrat och så vidare. Parametrarna vid dosberäkningen har antagits så realistiska som möjligt för ett generellt fall men de kan variera stort i det enskilda fallet. Exempel på parametrar som kan variera är lakbarheten i aska och utspädningsgraden av lakvatten. Diskussionen om osäkerheterna ger en uppfattning om hur mycket dosen i ett enskilt fall kan avvika från de allmänt beräknade i denna rapport. Analysen pekar ut de exponeringsvägar där parametrarna bör bestämmas noggrannare i det specifika fallet.

En grundläggande osäkerhet vid dosberäkningarna för alla exponeringsvägar är att kunna känna årsmedelvärdet av halterna för alla ingående relevanta radionuklider i torv och aska som används inom en verksamhet. Vad det beror på beskrivs nedan.

Även om radioaktiv jämvikt vanligtvis föreligger inom de olika sönderfallskedjorna i berggrunden gäller det inte i grundvatten eftersom utlakningshastigheten från berggrunden och adsorptionen i marken beror av nuklid och geokemiska förhållanden. Adsorption av radionuklider på olika ställen i torvvolymen beror bland annat på hydrologiska och geokemiska förhållanden runt och i torvmarken. Jämvikt i sönderfallskedjorna för ^{238}U och ^{235}U kan således inte förutsättas i torven och därmed än mindre i askan. Jämvikt mellan radionukliderna i ^{238}U - och ^{235}U -sönderfallskedjorna kan inte heller uppstå i torven utgående från ^{238}U eller ^{235}U då torvbildningen påbörjades efter den senaste istiden. För ^{232}Th skulle radioaktiv jämvikt kunna utvecklas i torven på några tiotal år.

Radionukliderna är inte homogent fördelade i torv, halterna kan variera kraftigt mellan olika delar i torvvolymen. Uran kan uppnå höga halter mot botten i myren och ^{226}Ra kan finnas vid inströmmande vatten från krosszoner, i järn- och manganhydroxid och vid torvytan. Cesium från Tjernobylycken och från kärnvapenproven finns i de översta torvlagren i myren, samma gäller för ^{210}Pb och ^{210}Po som fallit ut på myrens yta från radon i luften.

Vid förbränning av torven sker en ny omfördelning av aktiviteten. De lättförångade ämnena kan övergå i gasform och endera kondensera på de finare askpartiklarna när rökgastemperaturen sjunker i skorstenen eller avgå från processen i gasform. De svårförångade ämnena fördelar sig mer jämnt mellan de olika storleksfraktionerna av aska. Om ett ämne är lätt- eller svårförångat beror inte enbart på dess elementdata utan även på dess kemiska förening. Denna omfördelning av aktiviteten mellan askfraktionerna påverkar inte den totala mängden aktivitet om fraktionerna hanteras gemensamt, däremot kan lakbarheten vara högre i flygaska än i bottenaska.

3.6.1 OSÄKERHETERNA I DOSBERÄKNINGSMODELLERNA

Alla uppskattningar som utgår från en matematiskt uppställd dosberäkningsmodell har ett mått av osäkerhet jämfört med det ”verkliga” värdet. Uppskattningarna görs för att det verkliga dosutfallet inte går att mäta eller är svårt att mäta. Vissa beräkningar är mycket enkla som till exempel att beräkna externexponering från en plan askdeponi, andra är svåra att beräkna som internexponeringen från livsmedel som påverkas av utlakning av radionuklider från en askdeponi. Resulterande interndoser från askdeponi är svårberäknade eftersom det ingår flera led i överföringskedjan som var och en kan ha varierande parametervärden. Något mindre osäkra är doser från utsläpp från skorsten, många delar ingår men mycket kraft har lagts på modellering. I alla dosuppskattningar för ett helt år ingår dessutom osäkerheten om aktivitetshalten av varje enskild radionuklid i torv eller aska och hur dessa varierar över tiden.

3.6.2 OSÄKERHETERNA I DOSUPPSKATTNINGARNA

Osäkerheterna i dosuppskattningarna beskrivs i *Bilaga 7*. Detta avsnitt är omfångsrikt men viktigt för att få en uppfattning om hur mycket dosen kan variera för en exponeringsväg beroende på val av olika parametervärden och dosberäkningssätt respektive dosmodell. Dosuppskattningarna för allmänheten av lakvatten från deponi pekas ut som särskilt osäkra på grund av att många parametervärden kan variera mycket i det enskilda fallet.

4. Sammanfattning och slutsatser

Dosberäkningar har gjorts för två referenstorvaskor med radionuklidhalter som valts utifrån redan publicerade mätresultat i Sverige och Finland. Den normalaktiva referensaskans radionuklidhalter är tänkta att efterlikna torvaska efter förbränning av torv från en medianmyr i Sverige. Den högaktiva referensaskans halter valdes så att cirka 95 procent av alla energitorvmyrar i landet ger torvaska som understiger dessa halter.

I tabell 14 sammanfattas de beräknade doserna för olika exponeringsvägar för den normalaktiva och högaktiva referensaskan samt motsvarande för torv. De tre radionuklider i referensaskan respektive torv som ger de högsta dosbidragen för varje exponeringsväg anges också i tabellen.

Tabell 14. Dostillskott till arbetstagare och kritisk grupp från olika exponeringsvägar från referensaska respektive referenstorv. De tre radionuklider som ger högst dosbidrag för varje väg anges. Radionuklidhalten i torv är 1/20 av den i askan. Värden inom parantes är osäkra.

Exponeringsväg	Dos-----		Nuklider som ger högst dosbidrag
	Arbetstagare	Allmänheten	
Brytning och hantering av torv			
<i>Interndos - torvdamm, 640 h arbetstagare, 200 h allmänheten</i>			
Normalaktiv	0,008	0,000 02	²³² Th (20 %), ²³⁰ Th (17 %), ²²⁸ Th (14 %)
Högaktiv	0,05	0,000 2	²³⁰ Th (27 %), ²²⁷ Ac (21 %), ²³¹ Pa (13 %)
<i>Externdos på torvtäkt, 640 h</i>			
Normalaktiv	-0,05*		
Högaktiv	0,01		
Rökgasutsläpp			
aska			
<i>Utsläpp 8 kg/h, skorsten 100 m, helår</i>			
Normalaktiv		0,000 1	²¹⁰ Po (34 %), ²¹⁰ Pb (15 %), ¹³⁷ Cs (12 %)
Högaktiv		0,000 6	²¹⁰ Po (23 %), ¹³⁷ Cs (20 %), ²³⁰ Th (12 %)
<i>Utsläpp 2 kg/h, skorsten 50 m, helår</i>			
Normalaktiv		0,000 1	²¹⁰ Po (31 %), ²¹⁰ Pb (15 %), ¹³⁷ Cs (10 %)
Högaktiv		0,000 6	²¹⁰ Po (20 %), ¹³⁷ Cs (17 %), ²³⁰ Th (14 %)
Kondensvattenutsläpp			
aska			
<i>Askstoff till flod, 30 kg fisk, interndos</i>			
Normalaktiv		0,000 04	²¹⁰ Pb (67 %), ²¹⁰ Po (19 %), ¹³⁷ Cs (8 %)
Högaktiv		0,000 2	²¹⁰ Pb (59 %), ²¹⁰ Po (17 %), ¹³⁷ Cs (18 %)
Deponi			
aska			
<i>Lakvatten till å, 30 kg fisk, interndos</i>			
Normalaktiv		(1 × 10 ⁻²)	¹³⁷ Cs (45 %), ²¹⁰ Pb (31 %), ²¹⁰ Po (9 %)
Högaktiv		(1 × 10 ⁻¹)	¹³⁷ Cs (65 %), ²¹⁰ Pb (18 %), ²¹⁰ Po (5 %)
<i>Lakvatten till brunn, 700 l vatten, interndos</i>			
Normalaktiv		(1 × 10 ⁻²)	²²⁸ Ra (42 %), ²²⁶ Ra (15 %), ²¹⁰ Po (9 %)
Högaktiv		(1 × 10 ⁻¹)	²²⁶ Ra (28 %), ²²⁸ Ra (19 %), ²³⁴ U (16 %)
<i>Friluftsvistelse på avslutad deponi täckt med 6 cm jord, 150 h, externdos</i>			
Normalaktiv		0,01	¹³⁷ Cs (47 %), ²³² Th (26 %), ²²⁶ Ra (21 %)
Högaktiv		0,1	¹³⁷ Cs (61 %), ²²⁶ Ra (28 %), ²³² Th (9 %)
Hantering			
aska			
<i>Asktransport, 210 h, externdos</i>			
Normalaktiv	0,01		¹³⁷ Cs (47 %), ²³² Th (26 %), ²²⁶ Ra (21 %)
Högaktiv	0,1		¹³⁷ Cs (61 %), ²²⁶ Ra (28 %), ²³² Th (9 %)
<i>På deponi eller motsvarande, 60 h, externdos</i>			
Normalaktiv	0,01		¹³⁷ Cs (47 %), ²³² Th (26 %), ²²⁶ Ra (21 %)
Högaktiv	0,1		¹³⁷ Cs (61 %), ²²⁶ Ra (28 %), ²³² Th (9 %)
<i>På deponi, 60 h, askdamm-interndos</i>			
Normalaktiv	0,01		²³² Th (20 %), ²³⁰ Th (17 %), ²²⁸ Th (14 %)
Högaktiv	0,1		²³⁰ Th (27 %), ²²⁷ Ac (21 %), ²³¹ Pa (13 %)
<i>Utanför deponi, 60 h, askdamm-interndos</i>			
Normalaktiv		0,000 1	²³² Th (20 %), ²³⁰ Th (17 %), ²²⁸ Th (14 %)
Högaktiv		0,001	²³⁰ Th (27 %), ²²⁷ Ac (21 %), ²³¹ Pa (13 %)

*) Det betyder att dosen blir lägre på torvtäkt än på motsvarande normalaktiv mark.

Beräkningarna leder till att exponeringsvägarna kan rangordnas utifrån strålskyddsproblemets storlek. Doserens storlek beror mycket på de antagna exponeringsförhållandena.

Dostillskotten till arbetstagare är mindre än 1 mSv/år för samtliga exponeringsvägar under de antagna exponeringstiderna och förhållandena. Exponeringstiderna är antagna utifrån hur mycket aska som produceras i ett 200 MW värmeverk, som idag är den största torvpannan. Om exponeringstiden för aska skulle vara högre än 60 h vid arbete på anläggning eller 210 h i lastbil ökas dosen linjärt med tiden. Med anläggning menas en förbränningsanläggning, en deponi eller ett markutfyllnadsområde.

Dostillskott som understiger 0,01 mSv/år betecknas som obetydliga. Alla exponeringsvägar utom påverkan från deponi ger obetydliga doser till allmänheten. Högre doser fås vid friluftsvistelse⁵ på en avslutad deponi av högaktivaska med ett 6 centimeter tjockt täcklager av inaktivt material, dosen kan lätt minskas mer genom ett tjockare täcklager. Högre doser kan också fås av allmänheten från dricksvatten ur en brunn där lakvattnet från en deponi späds ut 200 gånger innan det dricks. I samma storleksordning är dosen från fiskkonsumtion då lakvatten går ut i en liten å. De två senare beräkningarna är mycket känsliga för förutsättningarna för utlakning av radionuklider från askdeponin och utspädningsgraden av lakvattnet. För brunnen tillkommer adsorptionen av radionuklider i marken. För utsläppet i ån är dess näringsstatus betydelsefullt, därutöver får orenat lakvatten inte släppas ut från nya deponier.

Doserna (både intern- och externdos) till arbetstagare är direkt korrelerade till askans radionuklidhalter. För allmänheten gäller att de högsta interndoserna (lakvatten från deponi) påverkas av lakbarheten hos radionukliderna i askan och halterna i askan. Allmänhetens externdos från avslutad deponi korrelerar till askans radionuklidhalter.

De exponeringsvägar där tillskottsdosen kan överstiga 0,01 mSv/år till allmänheten, främst interndos från lakvatten från deponi, kännetecknas av att de innehåller många faktorer som påverkar dosen och att beräkningarna är en stark förenkling av verkligheten. En del av de ingående parametrarna är osäkert kända, detta är fallet med lakbarheten. Andra parametervärden beror på den geografiska, kemiska och fysiska verkligheten för deponin, vilket gör att dosen för en enskild deponi kan hamna endera över eller under värdena i tabell 14. En osäkerhetsfaktor vid dosberäkningen tillkommer då alla radionuklidhalter inte är kända i en aska. Det går inte att förutsätta radioaktiv jämvikt i de tre sönderfallskedjorna i askan. Allmänna uppskattningar av interndoserna från deponerad aska innehåller mycket stora osäkerheter.

En uppfattning om känsligheten i resulterande dos för variationer i radionuklidhalten i askan fås i tabell 14 där nuklidernas procentuella dosbidrag anges för referensaskorna. För de övriga parametrarna gäller ett direkt linjärt samband mellan dos och variation i parametern, t.ex. leder fördubblad utspädning av lakvatten till halverad dos.

4.1 VILKA BEGRÄNSNINGAR FÖR RADIOAKTIVITET I TORV GÄLLER IDAG?

Idag krävs att ett generalprov på torvvolymen i myren analyseras med avseende på olika kemiska ämnen i ansökan om torvbrytningstillstånd, däribland uran och torium. Ansökan remitteras av tillståndsgivande myndighet till Sveriges geologiska undersökning, SGU. De avråder från brytning om uranhalten överstiger 200 ppm (mg/kg) motsvarande 2470 Bq/kg ²³⁸U i inasket torvprov. Det innebär att cirka 10 procent av för övrigt lämpliga torvmyrar i landet inte kan brytas. SGU kan också begära kompletterande mätningar av ²²⁶Ra, ¹³⁷Cs och andra radionuklider. I dag ligger således den radiologiska restriktionen på tillståndsgivningen för brytningen av torven. Detta är en bra väg att förhindra uppkomst av stråldoser senare efter förbränningen. Denna begränsning av radionuklidhalterna räcker inte för att begränsa inverkan

⁵ Dosvariationen mellan olika områden i landet, från de naturligt förekommande radionukliderna i marken, kan vara större än detta värde.

från lakvatten från deponi. Generalprov ger medelvärdet för en torrvolym som kan räcka för flera decenniers brytning. Fördelningen av radionukliderna i torven kan vara mycket inhomogen. Slutsatsen utifrån ett generalprov kan bli fel om en liten delvolym innehåller höga halter av aktivitet och resten låga, då kan i vissa fall delar av myren brytas och andra inte. Resulterande dos vid ett förbud mot brytning av torv med ^{238}U -halter över 2470 Bq/kg beräknas bli att den högsta dosen kan bli ungefär hälften av den högaktiva referensaskans doser.

I Finland har strålskyddsmyndigheten STUK utfärdat säkerhetskrav för byggnadsmaterial, bränsletorv och torvaska (STUK 93). Säkerhetskraven uttrycks i högsta dostillskott, något som liknar dosrestriktioner, dessa är:

- Byggnadsmaterial får inte ge en tillskottsdos till allmänheten, utöver dosen från de radioaktiva ämnena i marken, som är högre än 1 mSv/år från gammastrålning från naturligt förekommande radionuklider. Radon i inomhusluft regleras separat.
- När torvaska blandas i byggnadsmaterial får tillskottsdosen från gammastrålningen från ^{137}Cs inte vara högre än 0,1 mSv/år.
- För material som används i vägar, lekplatser och motsvarande konstruktioner får tillskottsdosen till allmänheten från gammastrålning, utöver dosen från de radioaktiva ämnena i marken, inte vara högre än 0,1 mSv/år.
- När torvaska läggs på hög eller deponeras eller används för landskapsbyggnad får tillskottsdosen till allmänheten från gammastrålning, utöver dosen från de radioaktiva ämnena i marken, inte vara högre än 0,1 mSv/år.
- Dosen till arbetstagare som hanterar bränsletorv eller torvaska får inte överstiga 1 mSv/år. Aktivitetsindex används för att bedöma om säkerhetskraven kan uppfyllas. Värdet för ett aktivitetsindex beräknas utifrån halterna av de radioaktiva ämnena. Om värdet är mindre eller lika med 1 får materialet användas fritt i specifika tillämpningar, se vidare i *Bilaga 8*.

4.2 HUR KAN STRÅLDOSERNA VID ASKHANTERING OCH DEPONERING BEGRÄNSAS?

Ett av syftena med dosberäkningarna i denna undersökning har varit att undersöka om begränsningar behövs för brytning av torv, eldning eller deponering och hantering av torvaska som grundar sig på materialets halter av radioaktiva ämnen.

Resultatet av den tidigare undersökningen om strålskyddskonsekvensen från ^{137}Cs vid användning av biobränsle i stora anläggningar (SSI 98) blev att restriktioner sattes på hur askan får användas och hanteras. Restriktionerna resulterar i att det är mycket osannolikt att allmänheten utsätts för en tillskottsdos som överstiger 0,01 mSv/år som en följd av askanvändningen.

De exponeringsvägar som kan ge mest dos är hantering av torvaska för arbetstagare och följdverkningar av deponier för allmänheten. Målet enligt miljökvalitetsmålet Säker strålmiljö är att dostillskottet, år 2010, till allmänheten ska understiga 0,01 mSv/år från varje enskild verksamhet. Dosen är ett planeringsvärde. Dosgränsen för allmänheten är 1 mSv/år för summan av dosbidragen från alla verksamheter med joniserande strålning. För arbetstagare betyder doser över 1 mSv/år att dosövervakning ska påbörjas, dosgränsen för arbetstagare är 20 mSv/år, som medelvärde över 5 år. Målet för arbetstagare är att dosen inte bör överstiga 1 mSv/år vid askhantering om det kan undvikas.

För att uppnå målen för doserna till allmänheten bör SSI överväga om begränsningar ska införas. Begränsning av stråldoserna från torveldning kan ske genom att kombinera två förhållningssätt. Det ena sättet är att reducera påverkan från befintlig aktivitet i torven och torvaskan. Det andra sättet är att begränsa aktiviteten och lakbarheten i askan.

Det första sättet att reducera påverkan från befintlig aktivitet kan göras på många sätt. För arbetstagare kan interndosen reduceras genom dammbekämpning och genom att filtrera andningsluften. Externdosen reduceras vid arbete i lastfordon och genom arbetstidsplanering. Interndosen till allmänheten kan reduceras genom att minska askans lakbarhet genom

stabilisering med cement och förglasning eller genom att planera och kontrollera att lakvatten från deponier inte når dricksvattenbrunnar eller känsliga vattendrag. Vissa radionuklider kan fångas upp i lerskikt i deponin. Externdosen till allmänheten kan reduceras genom att avslutade deponier och markutfyllnader täcks med ett lämpligt tjockt täcklager av mindre aktivt material. Det andra sättet att begränsa aktiviteten och lakbarheten i askan leder till gränser för radionuklidhalterna i torven i tillståndsvillkoren för torvbrytning och att halterna och lakbarheten i askan avgör vilka krav som ställs när askan ska deponeras eller användas för markutfyllnad.

Det är problematiskt att sätta entydiga gränsvärden för radionuklidhalter i inaskad torv för att uppnå dosmålet eftersom det i några fall är många led mellan dosen och halter i torven. Av tabell 14 framgår att det är olika radionuklider som ger högst dosbidrag till totaldosen för de olika exponeringsvägarna. Jämvikt kan inte förutsättas i de naturligt förekommande radionuklidernas sönderfallskedjor i torven eller askan. Detta har antagits för ^{232}Th - och ^{235}U - men inte för ^{238}U -kedjan vid dosberäkningarna. Om halten av alla för exponeringsvägen relevanta radionuklider i aska och torv mäts skulle ett viktigt steg i osäkerheten i dosberäkningen elimineras men osäkerheterna i de övriga parametrarna för de mer komplicerade beräkningarna kvarstår. Det är mer resurskrävande att mäta radionuklider i torvaska, eftersom alfastrålande nuklider måste bestämmas utöver gammastrålare, jämfört med biobrännslaska där enbart ^{137}Cs behöver mätas.

För att se om en aska klarar dosmålet för en exponeringsväg kan ett index införas där askans nuklidhalter ingår. Indexet består av summan av kvoterna mellan varje radionuklids halt i askan och målhalten för nukliden för exponeringsvägen. Målhalten för varje nuklid har beräknats så att dosen från askan blir lika med dosmålet för den specifika exponeringsvägen. Indexet ska vara mindre än ett, då är dosmålet uppfyllt. Hur ett index ser ut kan ses i *Bilaga 8*. Index är praktiskt att använda för externstrålning, det är i praktiken bara tre gammastrålande nuklider som behöver bestämmas. Något omständligare är det att använda index för internstrålning då det är fler radionuklider som ingår, varav merparten alfastrålare. I *Bilaga 9* visas målhalterna i aska för olika exponeringsvägar under de givna förutsättningarna i dosberäkningarna. I tabell 25 markeras vilka nuklider som i första hand bör ingå i ett index för en specifik exponeringsväg.

Krav på högsta utlakningshastighet av radionuklider i askan är också en tänkbar väg för att minska stråldoserna från lakvatten från deponi för allmänheten. Utlakningen är alltid 100 procent i det långa perspektivet. För de kortlivade radionukliderna som inte har någon tillförsel minskar utlakad aktivitet om utlakningshastigheten är låg.

I deponeringsförordningen framförs idén om begränsning av innehåll och lakbarhet. För att betrakta ett avfall som inert ska dess totala lakbarhet och det totala föroreningsinnehållet och lakvattnets ekotoxicitet vara obetydliga, dock utan att det kvantifieras.

Några länder har upprättat kriterier för användning av energiaskor i väg- och byggnadsmaterial. Nederländerna har gränsvärden för hur mycket som får lakas ut av organiska ämnen. Standardmetoder finns för att mäta utlakningsprocessen (EFO 99). Olika tester ger svar på olika aspekter av lakprocessen men de är ofta tidskrävande att utföra. Det är inte säkert att svaren är direkt överförbara till långtidsförlopp i verkligheten. Tyskland och Danmark har däremot satt gränsvärden för ett ämnes koncentration i askan. I Tyskland är kraven hårdare om aska läggs inom skyddszoner där man använder grundvattnet eller där framtida vattenreserver ska skyddas. I Finland finns ett direktiv med säkerhetskrav uttryckta som högsta dos för olika tillämpningar, härur härleds begränsningarna på radionuklidhalterna vid specifika användningar av torvaskan, enligt föregående avsnitt. Säkerhetskraven omfattar enbart externdoser. I en kommentar till direktivet står att utsläpp av radionuklider från askhögar och liknande till omgivningen och alla andra exponeringsvägar också ska beaktas.

4.3 HUR KONTROLLERAS ATT STRÅLDOSMÅLEN UPPFYLLS VID ASKHANtering OCH DEPONERING?

Här behandlas direkta och indirekta sätt att kontrollera om dosmålen mindre än 1 mSv/år till arbetstagare eller 0,01 mSv/år till allmänheten kan uppfyllas.

Kontroll att externdosen uppfyller målen i praktiken kan ske genom att gammastrålningen mäts på platsen med ett handinstrument. Instrumentet visar miljödosekvivalentraten. Bakgrunden från en opåverkad plats i närheten ska dras bort från mätvärdet. Effektiva dosen fås genom att multiplicera med vistelsetiden och faktorn 0,7 som omvandlar miljöekvivalent dos till effektiv dos. Det andra sättet är indirekt och går ut på att mäta radionuklidhalten i askan.

Att kontrollera att interndoskraven uppfylls kan inte göras direkt utan måste göras indirekt. För utsläpp av aska från skorsten kan bara askmängden som lämnar skorstenen och varje radionuklids halt mätas, dosen måste beräknas via en modell. För inandning är det lättare, man mäter dammhalten i luften och dammets aktivitet, sedan är dosberäkningen lätt. För dos som är en följd av utsläpp av lakvatten eller kondensvatten kan aktiviteten i vattnet mätas och dess volym per år, där det går. Detta ger utsläppt aktivitet per år. Utspänningsfaktorn för aktiviteten i vatten samt koncentreringsgrad i fisk och fiskkonsumtionen måste uppskattas för att få dos till människa. Dosuppskattning från lak- och kondensvatten är således vansklig.

Doserna för de olika exponeringsvägarna beräknas indirekt utifrån radionuklidhalterna och exponeringssituationen. Följande radionuklider i aska bör i första hand mätas, se tabell 25.

- Externdoser: ^{137}Cs , ^{226}Ra (alt. ^{214}Bi) och ^{228}Ac (alt. ^{208}Tl).
- Interndoser:
 - * Intag av fisk från flod, kondensvattenpåverkad från värmeverk: ^{210}Pb , ^{210}Po och ^{137}Cs . Sannolikheten att det finns flygaska som når upp till målhalterna under längre tid är liten.
 - * Intag av fisk från liten å, lakvattenpåverkad från deponi: ^{137}Cs , ^{210}Pb och ^{228}Ra .
 - * Intag av dricksvatten, lakvattenpåverkat från deponi: ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{234}U och ^{137}Cs .
 - * Inandning av askdamm: ^{230}Th , ^{227}Ac och ^{232}Th i askan.
- Interndoser och externdoser:
 - * Utsläpp av rökgas: ^{210}Po , ^{137}Cs , ^{230}Th och ^{232}Th . Sannolikheten att det finns flygaska som når upp till målhalterna under längre tid är liten.

Vilka radionuklider som är lämpligast att mäta i askan vid fisk- och dricksvattenkonsumtion beror på förutsättningarna. Ett indirekt sätt att bestämma dos från lak- och kondensvattenpåverkade livsmedel som ligger närmast den slutliga dosen vore att mäta radionuklidhalterna i fisk och dricksvatten. Det är dock inte lätt att särskilja vilka radionuklider som kommer från lak- eller kondensvattenpåverkan och vilka som kommer från andra naturliga källor eller som en följdverkan av Tjernobylnedfallet. Istället kan radionukliderna i lak- eller kondensvattnet mätas och bakgrunden av radionuklidhalter i vattenprover tagna innan de påverkas av verksamheten dras bort. Med mätning och uppskattning av producerade lak-/kondensvattenvolymer per år, utspädningar och fler faktorer kan dosen till människa beräknas.

Att kontrollera lakbarheten i aska i laboratorium finns det olika metoder för, uppskalning av lakprocessen kan göras till hundra eller 1000-tals år. Resultaten ger dock bara en indikation på vad som skulle kunna hända i en verklig deponi över lång tid, där kemiska förändringar tillkommer.

4.4 FORSKNINGS- OCH UTREDNINGSUPPGIFTER

Följande punkter bör beaktas för att bättre dosuppskattningar ska bli möjliga.

- Interndosberäkningarna behöver utvecklas.
- Resultterande stråldos till allmänheten från lakvatten vid deponering av torvaska borde undersökas närmare. Inga systematiska undersökningar av radionuklidernas lakbarhet har gjorts i askdeponier. Fler mätningar på omgivningsprover från deponier behöver utföras för att få bättre

värden på ingångsparametrarna. Detta gäller främst askans lakbarhet och dess förändring med tiden, adsorption i marken samt vattenströmning runt deponin.

- Det bör undersökas om ^{227}Ac och ^{231}Pa finns i torv och aska. Dessa nuklider kan potentiellt ge dos vid inandning av aska.

4.5 STRÅLSKYDDASPEKTER PÅ FRAMTIDA ÖKAD TORVELDNING

Om eller när de 71 TWh elenergi som produceras med kärnkraft idag ersätts med andra energikällor kan användning av torv för energiproduktion öka. Den sammanlagda brytvärda tillgången bedöms vara 4000 TWh varav torvbranschen bedömer att 12 TWh skulle kunna produceras per år. Det gör att de totala askmängderna skulle kunna öka från dagens mellan 30 000 och 60 000 ton/år till mellan 100 000 och 200 000 ton/år. Om de restriktioner som SGU idag lägger på torvbrytningen, med avseende på aktivitetsinnehållet av naturligt förekommande radionuklider, inte funnes skulle de askmängder som överstiger den högaktiva referensaskans radionuklidhalter öka från mellan 1500 och 3000 ton/år till mellan 5000 och 10 000 ton/år. Mängden aska som idag och i framtiden kan ha ^{137}Cs -halter över 10 000 Bq/kg är okänd, den beror av produktionssätt. Vid frästorvproduktion fås mycket höga halter direkt efter ett nedfall, efter något år sjunker halten. Vid stycketorvproduktion kan halterna vara förhöjda under många år, men inte lika höga som vid fräsning, så länge nedfallet finns kvar i torvbrytningsskiktet. Vid en undersökning 1986 av ^{137}Cs -halten i inaskad torv från produktionsmyrar fanns halter över 10 000 Bq/kg i alla nedfallsdrabbade län utom Västerbotten och Dalarna (SSI 87). I dag är ^{137}Cs -halterna låga i torv från de myrar där produktionen avlägsnat Tjernobylnedfallet. Vid upptagning av nya produktionsytor kan högre ^{137}Cs -halter fås i torvaska.

I dagsläget är det inte troligt att torvaska ger något stråldosproblem (utom i något fall vid deponering och markutfyllnad) eftersom halten av naturligt förekommande radioaktiva nuklider begränsas av SGU. ^{137}Cs -halterna blir lägst i stycketorv, där de understeg 40 kBq/kg i undersökt aska 1986. I dag skulle de understiga 30 kBq/kg, vilket leder till doser till arbetstagare som fortfarande är under 1 mSv/år och interndoser till allmänhet från lakvatten och externdos från deponi som är högre än de i tabell 14.

I framtiden skulle vid ökad torveldning något 10 000-tal ton aska/år kunna ge doser överstigande den högaktiva askans i tabell 14 om inte SGU:s informella restriktioner funnes för torvbrytning eller inga särskilda krav ställs på deponier.

Det finns en stark trend idag att inte deponera mer aska än nödvändigt. Detta har två syften, dels nyttiggörs askan, i t.ex. markutfyllnader och för konstruktionsändamål på deponier och ersätter därmed andra naturmaterial och dels undviks kostnader och skatt vid deponering. Man bör dock vara observant på resulterande stråldoser när askan inte läggs på kontrollerade deponier.

5. Tack

Ett stort tack till: Dag Fredriksson, Gustav Åkerblom, SSI:s bibliotek, Lisbeth Falgert och personal vid olika värmeverk.

6. Referenser

AFS 00; ”Hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar”, Arbetskyddsstyrelsens författningssamling AFS 2000:3.

Armands 61; Gösta Armands ”Geochemical Prospecting of a Uraniferous Bog Deposit at Masugnsbyn, Northern Sweden” Atomenergi AB, Stockholm, 1961.

Aquilonius 98; Karin Aquilonius och Ulla Bergström, ”Exponering från Cs-137 i kondensvatten från biobränsleanläggningar” SSI P991.97, Studsvik ES-98/1, 1998.

- Cochran 82; J.K. Cochran *"The oceanic chemistry of the U- and Th-series nuclides"* in ed. M. Ivanovich and R.S. Harmon in Uranium series disequilibrium, Applications to environmental problems, Claredon Press, Oxford, 1982.
- Edvarson 91; Kay Edvarson, *"Fallout over Sweden from the Chernobyl accident"* i L. Moberg: The Chernobyl fallout in Sweden, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 1991.
- EFO 98; *"Energiaskor för väg- och anläggningsändamål, miljöaspekter"* EFO Energiaskor AB, Stockholm, 1998.
- EFO 99; *"Kriterier för att använda energiaskor - Genomgång av erfarenheter i andra länder"* EFO Energiaskor AB, Stockholm, 1999.
- Ericson 83; Sven-Olov Ericson m.fl. *"Rening av rökgaser från koleldade anläggningar"* Projekt Kol Hälsa Miljö: Teknisk rapport 57, Statens Vattenfallsverk, 1983.
- Eriksson 77; Åke Eriksson, SLU, Uppsala, personlig kommunikation, 1977.
- EU 96; EU-rådets direktiv 96/29/Euratom *"Om fastställande av grundläggande säkerhetsnormer för skydd av arbetstagarnas och allmänhetens hälsa mot de faror som uppstår till följd av joniserande strålning"*. Europeiska gemenskapernas officiella tidning L 159, Bryssel, 1996.
- Finck 92; Robert Finck, *"High Resolution Field Gamma Spectrometry and its Application to Problems in Environmental Radiology"* Institutionen för Radiofysik i Malmö, Lunds Universitet, 1992.
- Fredriksson 84; Dag Fredriksson, John Ek och Bo-Tage Holmberg, *"Uran och radioaktivitet i svenska torvmarker"* STEV-projekt 216023-1, Statens Energiverk, Uppsala, 1984.
- Fredriksson 91; Dag Fredriksson, *"Sammanställning av 890 delprover från 5 mossar"* SGU, Uppsala, Personlig kommunikation, 1991.
- Fredriksson 00; Dag Fredriksson, SGU, Uppsala, Personlig kommunikation, 2000.
- Fredriksson 02; Dag Fredriksson, SGU, Uppsala, Personlig kommunikation, 2002.
- Hedvall 97; Robert Hedvall, *"Activity Concentrations of Radionuclides in Energy Production from Peat, Wood Chips and Straw"* Radiofysiska institutionen, Lunds Universitet, 1997.
- Helariutta 00; K. Helariutta, A. Rantavaara, J. Lehtovaara, *"Radionuclides in peat bogs and energy peat"* STUK-A143, Helsingfors, 2000.
- Hjelmar 86; O. Hjelmar et al, *"Landdeponering af Restprodukter fra Forbrændning af Kul og Tørv"* Nordisk Ministerråd, Miljöeffekter vid Energiproduktion, Miljörapport 1986:1, 1986.
- IAEA 94; *"Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments"* Technical Reports Serie No. 364, IAEA, Wien, 1994.
- ICRP 96; *"Age-dependant Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients"* Annals of the ICRP: ICRP Publication 72, 1996.
- ICRP 96b; *"Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation"* Annals of the ICRP: ICRP publication 74, 1996.

- Jones 01; Celia Jones och Karin Pers "Radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet" SSI P 1191.00, Kemakta AR 2000-02, 2001.
- Kudelsky 96; A.V. Kudelsky et al. "Mobility of Chernobyl-derived ^{137}Cs in a peatbog system within the catchment of the Pripyat River, Belarus" The Science of the Total Environment, Vol. 188, pp. 101-113, 1996.
- Larsson 00; Erik Larsson "Emissionsdatabasen" Fjärrvärmeverksföreningen, Stockholm, 2000.
- Lauridsen 83; B. Lauridsen and P. Hedeman Jensen "Shielding factors for vehicles to gamma radiation from activity deposited on structures and ground surfaces" Health Physics, Vol. 45, No. 6, pp. 1039-1045, 1983.
- Livens 96; F.R. Livens et al "Forms and rates of release of ^{137}Cs in two peat soils" European Journal of Soil Science, Vol. 47, pp. 105-112. March 1996.
- Markkanen 95; Mika Markkanen. "Radiation Dose Assessments for Materials with Elevated Natural Radioactivity" STUK-B-STO 32, Helsingfors, 1995.
- Mitchell 92; P. I. Mitchell et al "Studies of the vertical distribution of ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Pu , ^{241}Am and ^{210}Pb in ombrogenous mires at mid-latitudes" J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol. 156, No 2, pp 361-387, 1992.
- Mustonen 84; Raimo Mustonen. "Radioactivity emissions from peat fired power plants" Nordic Society for Radiation Protection, 7th Ordinary meeting, 10-12, October 1984, Copenhagen.
- Mustonen 85; Raimo Mustonen and Matti Jantunen. "Radioactivity of size fractioned fly-ash emissions from a peat- and oil-fired power plant" Health Physics Vol. 49, No 6 (December), pp. 1251-1260, 1985.
- NE 95; National Encyklopedin, avsnitt *Torv*, 1995.
- Nord 00; "Naturally Occurring Radioactivity in the Nordic Countries - Recommendations" De Nordiska strålskyddsmyndigheterna i Danmark, Finland, Island, Norge och Sverige, 2000.
- NV 86; Tom Lundgren och Pär Elander "Deponering av Avfall från Kol- och Torveldning" Naturvårdsverket rapportserie: Rapport 3144, 1986.
- Osmond 92; J.K. Osmond and J.B. Cowart "Ground water" in ed. M. Ivanovich and R.S. Harmon in Uranium series disequilibrium, Applications to environmental problems, Claredon Press, Oxford, 1992.
- Ravila 98; Aaro Ravila "Radiocesium in the forest and forest industry", avhandling, Radiofysiska institutionen, Lunds Universitet, 1998.
- Reg 01a; Förordning (2001:512) "Om deponering av avfall" Svensk författningssamling, 2001.
- Reg 01b; Förordning (2001:527) "Om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft" Svensk författningssamling, 2001.
- Schell 89; W. R. Shell et al, "Evaluation of Trace Metal Deposition History and Potential Element Mobility in Selected Cores from Peat and Wetland Ecosystems" The Science of the Total Environment, 87/88, pp 19-42, 1989.

Skogsst 01; *“Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödning”*
Hans Samuelsson, Meddelande 2-2001, Skogsstyrelsen, 2001

SSI 87; *“Cesiuminventering”* utförd av Dag Fredriksson SGU, SSI Dnr Tj 54/87,
Statens strålskyddsinstitut, 1987.

SSI 90; *“Torv och strålskydd”* Heléne Wijk och Mikael Jensen, SSI Rapport 90-15,
Statens strålskyddsinstitut, 1990.

SSI 98; *“Strålskyddskonsekvenser från ¹³⁷Cs vid användning av biobränsle i stora
anläggningar”* Lynn Marie Hubbard och Hans Möre, SSI Rapport 98:15,
Statens strålskyddsinstitut, 1998.

SSI 02; *“Strålskyddskonsekvenser vid villaeldning med ¹³⁷Cs kontaminerad ved”* Hans Möre
och Lynn Hubbard, SSI Rapport 02:06, Statens strålskyddsinstitut, 2002.

STEM 99; *“Torv-Energimyndigheten informerar”* finns på Statens energimyndighets webb-
plats: www.stem.se, 1999.

STEV 85; *“Förbränning av torvbränslen”* Statens energiverk 1985:2, 1985.

Studsvik 00; Lena Mathiasson och Ulla Bergström *“Referensutsläppsfaktorer för utsläpp till
vatten och luft av radioaktiva nuklider från Studsviks kärntekniska anläggningar – Uppdatering
och komplettering”*, Studsvik Report, Studsvik/ES-2000/02, 2000.

STUK 93; *“The Radioactivity of Construction Materials, Fuel Peat and Peat Ash”* Direktiv ST
12.2, STUK, Helsingfors, 1993.

Torvforsk; Dag Fredriksson m.fl. *“Torvmark och jämförande arealer”* Stiftelsen svensk Torv-
forskning.

Torvproducenterna; *“Basfakta om torv”* Torvproducenternas webbplats
www.torvproducenterna.se

Åkerblom 01; Personlig kommunikation, Gustav Åkerblom, Statens strålskyddsinstitut,
Stockholm, 2001.

Bilagor

BILAGA 1 DOSFAKTORER FÖR INANDNING OCH INTAG AV RADIONUKLIDER I TORV

Tabell 15. Naturligt förekommande radionuklider i sönderfallskedjorna som utgår från uran-238, uran-235 och torium-232 samt cesium, halveringstid samt dosfaktor (ICRP 96) vid inandning för vuxen och medelsnabbt upptag i lungorna.

Nuklid	Halveringstid	Dosfaktor ($\times 10^{-6}$ Sv/Bq)	Nuklid	Halveringstid	Dosfaktor ($\times 10^{-6}$ Sv/Bq)
²³⁸ U	4,5·10 ⁹ år	2,9	²³⁵ U	7·10 ⁸ år	3,1
²³⁴ Th	24,1 d	-	²³¹ Th	25,5 h	-
^{234m} Pa	1,2 min	-	²³¹ Pa	3,3·10 ⁴ år	140
²³⁴ U	2,4·10 ⁵ år	3,5	²²⁷ Ac	21,8 år	220
²³⁰ Th	7,7·10 ⁴ år	43	²²⁷ Th	18,7 d	8,5
²²⁶ Ra	1600 år	3,5	²²³ Ra	11,4 d	7,4
²²² Rn	3,8 d	-	²¹⁹ Rn	4 s	-
²¹⁸ Po	3 min	-	²¹⁵ Po	1,8 ms	-
²¹⁴ Pb	26,8 min	-	²¹¹ Pb	36,1 min	-
²¹⁴ Bi	19,9 min	-	²¹¹ Bi	2,1 min	-
²¹⁴ Po	164 μ s	-	²⁰⁷ Tl	4,8 min	-
²¹⁰ Pb	22,3 år	1,1			
²¹⁰ Bi	5 d	-			
²¹⁰ Po	138 d	3,3			
²³² Th	1,4·10 ¹⁰ år	45	¹³⁷ Cs	30 år	0,0097
²²⁸ Ra	5,8 år	2,6	¹³⁴ Cs	2,1 år	0,0091
²²⁸ Ac	6,1 h	-			
²²⁸ Th	1,9 år	32			
²²⁴ Ra	3,7 d	3			
²²⁰ Rn	55,6 s	-			
²¹⁶ Po	0,15 s	-			
²¹² Pb	10,6 h	0,2			
²¹² Bi	60,6 min	-			
²¹² Po	0,3 μ s	-			
²⁰⁸ Tl	3,1 min	-			

- betyder liten dosfaktor eller inget angivet värde.

För ett 1 års barn är dosfaktorerna ungefär tre gånger högre jämfört med de ovan angivna.

Tabell 16. Dosfaktor (ICRP 96) vid intag (förtäring) för vuxna av naturligt förekommande radionuklider i sönderfallskedjorna som utgår från uran-238, uran-235 och torium-232 samt cesium.

Nuklid	Dosfaktor ($\times 10^{-6}$ Sv/Bq)	Nuklid	Dosfaktor ($\times 10^{-6}$ Sv/Bq)
²³⁸ U	0,045	²³⁵ U	0,047
²³⁴ Th	0,003 4	²³¹ Th	0,000 34
²³⁴ Pa	0,000 51	²³¹ Pa	0,71
²³⁴ U	0,049	²²⁷ Ac	1,1
²³⁰ Th	0,21	²²⁷ Th	0,008 8
²²⁶ Ra	0,28	²²³ Ra	0,1
²²² Rn	-	²¹⁹ Rn	-
²¹⁸ Po	-	²¹⁵ Po	-
²¹⁴ Pb	0,000 14	²¹¹ Pb	0,000 18
²¹⁴ Bi	0,000 11	²¹¹ Bi	-
²¹⁴ Po	-	²⁰⁷ Tl	-
²¹⁰ Pb	0,69		
²¹⁰ Bi	0,001 3		
²¹⁰ Po	1,2		
²³² Th	0,23	¹³⁷ Cs	0,013
²²⁸ Ra	0,69	¹³⁴ Cs	0,019
²²⁸ Ac	0,000 43		
²²⁸ Th	0,072		
²²⁴ Ra	0,065		
²²⁰ Rn	-		
²¹⁶ Po	-		
²¹² Pb	0,006		
²¹² Bi	0,000 26		
²¹² Po	-		
²⁰⁸ Tl	-		

BILAGA 2. RADIOAKTIVA ÄMNER I TORV OCH TORVASKA

— Uran- och toriumhalter i bränsletorv från 146 myrar

SGU har bestämt uran- och toriumhalten, i parts per million (ppm), i torvprover med röntgenfluorimetri. På grund av de långa halveringstiderna dominerar ²³⁸U och ²³²Th mängdmässigt i naturligt förekommande uran och torium, således motsvarar 200 ppm uran aktivitetshalten 2470 Bq/kg ²³⁸U, 2470 Bq/kg ²³⁴U och 116 Bq/kg ²³⁵U och 200 ppm torium motsvarar 810 Bq/kg ²³²Th. Aktiviteten för ²³⁵U är 4,7 procent av aktiviteten för ²³⁸U i naturligt förekommande uran. Figurerna 4 och 5 har hämtats från Fredriksson 84, de visar fördelningen och kumulativa fördelningen av uran- och toriumhalterna, i ppm, i inaskade torvprover från 146 generalprovtagna planerade bränsletorvmyrar spridda över landet.

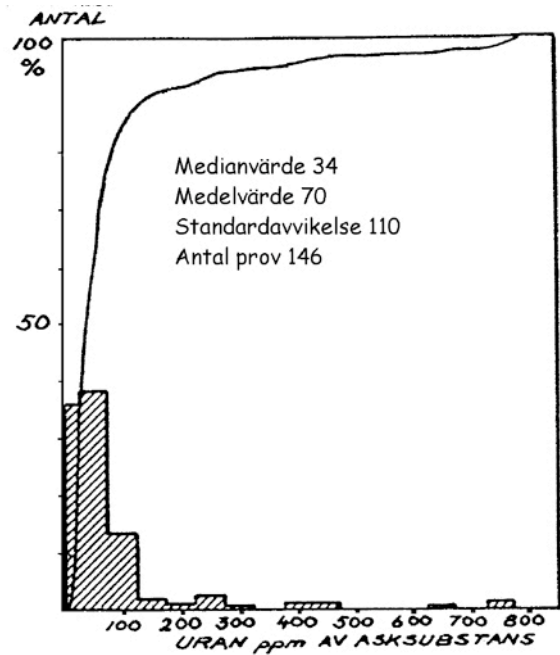


Fig 4. Uranhalter i brytvärd volym av svenska torvmarker avsedda för bränsletorvproduktion (Fredriksson 84).

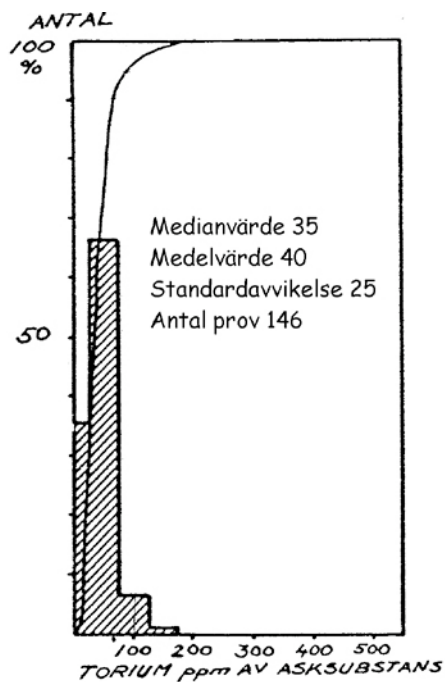


Fig 5. Toriumhalter i brytvärd volym av svenska torvmarker avsedda för bränsletorvproduktion (Fredriksson 84).

— **Beräkning av cesiumhalt i torvaska vid ett givet nedfall**

I det följande beräknas tänkbar cesiumhalt i energitorv utgående från ett givet cesiumnedfall. Undersökningar har visat att cesium från nedfall efter kärnvapensprängningarna har förflyttat sig nedåt i torvmyrar med tiden. Efter 25 år hade cesiet omfördelats så att på djupet 0 till 10 centimeter var aktiviteten 50 till 80 procent av den totala aktiviteten i hela torvpelaren. På djupet 10 till 20 cm fanns 20 till 30 procent av den totala aktiviteten (Mitchell 92). Antag att nedfallet av ^{137}Cs var 80 kBq/m², torvens torrdensiteten 0,15 kg/dm³ (variation 0,1-0,2 (NE 95)) och torvavverkningsdjupet 1 dm per år. ^{137}Cs -halten i torven skulle då kunna bli 5 kBq/kg de första åren efter nedfallet och askhalten runt 107 kBq/kg. Om man som i exemplet ovan väntar

25 år efter nedfallet före första skörd av torvmyren skulle askhalten i första årets skörd, korrigerad för sönderfallet, kunna bli mellan 30 och 48 kBq/kg och det andra årets skörd ge mellan 12 och 18 kBq/kg. Från kärnvapenedfallet på i snitt 3 kBq/m² skulle askhalten efter 25 år kunna ge cesiumhalten runt 1 till 2 kBq/kg i askan vid första årets skörd och 0,4 till 0,7 kBq/kg andra året. I verkligheten blir halterna lägre eftersom aktivitet läcker ut från torvvolymen. Utgående från några torvprover från Storbritannien beräknades ett utläckage på 0,7 till 4 procent per år av ¹³⁷Cs från torvmyren (Livens 96). En annan referens kom fram till att 0,3 procent av cesiumaktiviteten förlorades per år från en torvmyr i Vitryssland (Kudelsky 96). Cesium, som är en envärd positiv jon, konkurreras lätt ut från jonbytesplatserna i torven av andra tvåvärd positiva joner (Mitchell 92).

— Bakgrund till val av aktivitetshalter i normal- och högaktiv referenstorvaska

För att kunna göra en dosuppskattning för de olika exponeringsvägarna har en normal- och en högaktiv referensaska antagits. I referensaskorna ingår de mätta halterna för olika radionuklider från 146 torvmyrar enligt avsnitt 2.3, de ej mätta radionuklidernas halter har valts utifrån resonemang enligt nedan. I *Bilaga 1* anges nukliderna i de olika sönderfallskedjorna med respektive halveringstid och dosfaktorer för inandning och intag. Halt betecknar i texten fortfarande aktivitetshalt.

I. Aktivitetshalter i normalaktiv referenstorvaska

Aktivitetshalterna av ²³⁸U och ²³²Th i normalaskan väljs efter medianhalterna i de 146 generalprovsundersökta myrarna i avsnitt 2.3. ²³⁴U-halten antas vara ungefär lika som ²³⁸U-halten, detta antas dels utifrån mätresultat (Hedvall 97), dels utifrån att uranisotoper i berggrunden har samma kemiska löslighetsgrad i vatten. Mätningar av flodvatten har visat att halten av ²³⁴U är en faktor 1,2 till 1,3 gånger halten av ²³⁸U, detta anses bero på att ²³⁴U är mer lättillgängligt på grund av rekyleffekter tidigare i sönderfallskedjan (Cochran 82). ²³⁰Th- och ²²⁶Ra-halterna väljs till 30 procent av ²³⁸U-halten. Motiveringen är att radioaktiv jämvikt mellan ²³⁴U och ²³⁰Th inte hunnit utvecklas i torven på några tusen år samt att ²²⁶Ra som löses i vattnet från bergarten företrädesvis fastläggs tidigare i mineraljorden innan den når myren eller om den når myren adsorberas på utfällningar av järn- och manganhydroxid i torven. ²³⁰Th-halten skulle bli cirka 20 procent av ²³⁸U-halten utifrån en analogi med kvoten mellan kvoten för viktskoncentrationerna av ²³²Th och ²³⁸U i inaskad torv och motsvarande kvot i berggrunden. Fredriksson (00) anger medelvärdet för kvoten mellan ²²⁶Ra-halten och ²³⁸U-halten till 20 procent för några undersökta myrar som representerar ca. 10 000 ha. I enskilda myrar har en variation från 3 till över 100 procent mätts för ²²⁶Ra-halten till ²³⁸U-halten (Fredriksson 91), någon procent av proverna bedöms ligga över 100 procent. Fredriksson (84) anger att vanligen är ²²⁶Ra-halten 10 till 20 procent av ²³⁸U-halten. Hedvall (97) fann att ²³⁰Th-halten var 20 till 30 procent av ²³⁴U-halten i prover av torvflygaska. ²²⁶Ra-halten sätts lika med ²³⁰Th-halten och därmed även ²¹⁴Pb och ²¹⁴Bi, som används vid externdosberäkning.

²¹⁰Pb, som har sitt ursprung i ²²²Rn i luften, fälls ut på torvmossens yta i samband med nederbörd. ²¹⁰Pb-halten är högst vid ytan, förutsatt att ²²⁶Ra-halten är låg för övrigt i torven, och sjunker med djupet på grund av sönderfall. Rörligheten för ²¹⁰Pb är så låg att halten kan användas för bestämning av torvskiktens ålder. Medelhalten av ²¹⁰Pb i torven och därmed torvaskan beror på brytningsdjupet. Vi antar här medelhalten 1000 Bq/kg för både ²¹⁰Pb och ²¹⁰Po, värden i den storleksordningen har mätts i flygaska av både Hedvall (97) och Mustonen (84). Om radonhaltigt vatten genomströmmar torven kan lokalt förhöjda ²¹⁰Pb- och ²¹⁰Po-halter uppkomma (Fredriksson 84).

I ²³²Th-sönderfallskedjan i referensaskan förutsätts alla ingående nuklider vara i jämvikt eftersom halveringstiderna är korta.

I ²³⁵U-sönderfallskedjan fås aktivitetshalten av ²³⁵U genom att den alltid är 4,7 procent av ²³⁸U i naturen. Mätdata för ²³¹Pa och ²²⁷Ac är sällsynta för torv och torvaska. Det finns en likhet mellan protaktiniums och toriums geokemiska beteende, vilket betyder att de är relativt olösliga

i vatten och om de finns i löst form så fälls de ut mycket lätt (Cochran 82). Ett konservativt antagande är att förutsätta jämvikt i hela sönderfallskedjan, i verkligheten torde halterna vara lägre från och med ^{231}Pa .

^{137}Cs -halten ansätts till 1 000 Bq/kg. Motiveringen är: Hedvall (97) mätte en medelhalt i torvaska mellan 1986 till 1989 på cirka 10 000 Bq/kg i Sandvikens värmeverk. ^{137}Cs -nedfallet på produktionsmossarna var cirka 50 kBq/m² och huvudsakligen producerades stycketorv. Medelnedfallet fördelat över hela landet är 10 kBq/m², detta skulle kunna ge en medelhalt i aska på 2 000 Bq/kg. Värdet 1 000 Bq/kg väljs för att cesiet har omfördelats i torvmarken med tiden samt att cesiet sönderfallit ytterligare. Dessa överväganden gäller vid stycketorvproduktion där torv från ytlager ned till 50 centimeters djup i mossen blandas. Ungefär samma resultat fås om man tar halten för de torvaskprover som mätts före 1986 i tabell 1, som bara utsatts för bombnedfall, och dubblar dem. Markbeläggningen av ^{137}Cs från bombnedfallet och Tjernobylnedfallet var nämligen i samma storleksordning utanför de områden som drabbades av våtdeposition.

^{40}K -halterna används enbart vid beräkning av externdoser och visas inte bland de nuklider som ingår i referensaskorna. Kalium ger inga interndoser eftersom halten hålls konstant i kroppen. ^{40}K -halten ansätts till 400 Bq/kg. Detta är något över medelvärdet 260 Bq/kg för 119 prover från torvprofiler i Finland och 320 Bq/kg från 68 prover av 1994 års torvproduktion i Finland, samtliga halter är omräknade från torvhalten (Helariutta 00). Hedvall (97) mätte 350 Bq/kg i 8 prover på vintern 1986-87 i Sandviken.

II. Aktivitetshalter i högaktiv referenstorvaska

Valet av halter till den högaktiva referenstorvaskan är svårare. Uranhalterna i en torvmyr kan ha en mycket stor spridning mellan olika delar i myren. I Storflytenmyren i Dalarna varierade ^{238}U -halten mellan 247 Bq/kg i inaskad torv till 90 000 Bq/kg (Fredriksson 84). Medelvärdet för 76 prover var 6 600 Bq/kg och medianvärdet var 3 800 Bq/kg. Denna myr anses som representativ för kärntorvmarker med stora förutsättningar för höga uranhalter i torvlagren.

De värden som väljs till referensaskan ska avspegla medelvärden för ett års torvproduktion och ett års torvaskeproduktion vid ett värmeverk, därför utesluts extremvärden i torvmarken som är mer lokalt betingade. Halterna som valts till referensaskan är 4 500 Bq/kg för ^{238}U , 1 350 Bq/kg för ^{230}Th och ^{226}Ra , som är 30 procent av ^{238}U -halten, 370 Bq/kg för ^{232}Th , 210 Bq/kg för ^{235}U . Uran- och toriumvärdena är satta så att 95 procent av de 146 generalprovsundersökta myrarna ligger under dessa halter. För ^{210}Pb och ^{210}Po har det konservativa värdet 4 000 Bq/kg valts, det kan uppstå om de översta 10 centimetrarna i myren används (Hedvall 97) respektive de översta 25 centimetrarna (Helariutta 00). ^{137}Cs -halten har valts till 10 000 Bq/kg, detta var ett medelvärde för torvaska runt slutet på 80-talet, enligt två källor i tabell 1, i de nedfallsdrabbade länen i Norrland.

^{40}K -halten ansätts till 1 000 Bq/kg. Hedvall (97) rapporterade 1 480 Bq/kg i 2 prover från sommaren 1986 i Sandviken, årsmedelvärdet blir lägre eftersom vintervärdena var 350 Bq/kg. Helariutta (00) rapporterar värden för torv som omräknade till aska blir 4 000 Bq/kg men dessa prover avviker starkt från de vanliga halterna och de kommer nästan enbart från botten av myrarna. Om medelvärdet plus två standardavvikelser beräknas utifrån 61 prover på 1994 års torvskörd och 81 profilprover från 14 torvmyrar i Finland, Helariutta (00), blir det mellan 800 Bq/kg och 1 000 Bq/kg omräknat till aska. Medelvärdet plus två standardavvikelser kan grovt tolkas som att 95 procent av alla prover ligger under detta värde.

BILAGA 3. DOSFÖRDELNING VID INANDNING AV ASKA OCH TORVDAMM

— Dosfördelning vid inandning av aska utsläppt från skorsten samt rökgasreningsteknik

Cykloner fungerar så att den råa rökgasen tvingas att cirkulera snabbt i ett rör, därvid avskiljs de större askpartiklarna på grund av tröghetskrafterna. Avskiljningsgraden för partiklar mindre än 5 µm är låg (STEV 85).

Elektrofilter fungerar genom att askpartiklarna laddas upp med elektrisk laddning, därefter avskiljs de i ett elektriskt fält. Den totala avskiljningsgraden ökar med ökande utfällningsytor i filtret. Partiklar mindre än 3 µm är svårare att avskilja än större (Ericson 83).

Spärrfilter är uppbyggt av en mängd påsar, som är vävda av olika material, varigenom den råa rökgasen passerar. Avskiljningsgraden är hög, även för mindre partiklar än 2 µm (STEV 85).

Avskiljningsgraden beror för alla filter på hur hårt de belastas med flygaska.

Rökgasreningssystem består av:

- Cykloner som har låg avskiljningsgrad och som släpper igenom de finare storleksfraktionerna av flygaskan används enbart för mycket små anläggningar på grund av låg kostnad.
- Elektrostatiske filter (ESP), där avskiljningsgraden kan specificeras men de finare partiklarna är mer svårfångade.
- Textilspärrfilter, som har en god avskiljningsgrad även för de finare storleksfraktionerna.
- Rökgaskondensering leder till att askpartiklar faller ut med kondenserande vattenånga och därmed fås en viss rening som en bieffekt av värmeåtervinningen.

För större anläggningar används ofta en kombination av ESP- och textilspärrfilter, vilket kan ge en mycket god avskiljningsgrad över alla storleksfraktioner.

Tillsynsmyndigheten föreskriver i samband med tillståndsprövning, enligt miljöbalken, om drift av ett värmeverk om utsläppsgränser av stoft som gäller för det enskilda verket och dess förutsättningar. Det finns 34 pannor med tillståndsvillkor för torveldning, de tillåter stoftutsläpp, som omräknat till helårsdrift, spänner från 8 kg/h till 0,2 kg/h. Panneffekterna varierar från 240 MW till 2,5 MW (Larsson 00). Många värmeverk med torvtillstånd eldar idag med bio-bränsle.

Naturvårdsverkets regler för utsläpp av stoft från förbränningsanläggningar med installerad effekt är:

- > 10 MW är utsläppsgränsen, mätt som månadsmedelvärde, 50 mg/m³ ntg⁶, vilket motsvarar 18 mg/MJ eller 65 g/MWh (tillfört bränsle),
- < 10 MW rekommenderas utsläppsgränsen vara maximalt 100 mg/m³ ntg, vilket motsvarar 36 mg/MJ eller 130 g/MWh.

Dessa gränser uppfylls om de mätta månadsmedelvärdena under ett år understiger gränsvärdet. Vid start, filterrensning, pannsotning och laständringar kan, under kortare tidsrymder, 10 till 20 gånger högre utsläppsnivåer tolereras. Som jämförelse kan nämnas att det bildas mellan 8 till 17 kg aska per MWh i pannan vid torvförbränning.

I ett fältförsök i en förbränningsanläggning var anrikningen en faktor 8 för ²¹⁰Pb och en faktor 2 för ¹³⁷Cs på partiklar av flygaska mindre än 1 µm (Mustonen 85).

⁶ Ntg betyder normaliserad torr gas vid 273 °K, 101,3 kPa och 6 % syre (O₂). I äldre tillstånd kan ntg betyda torr gas vid 273 °K, 101,3 kPa och 13 % koldioxid (CO₂), det förekommer också äldre tillstånd som refererar till 10% koldioxid.

Studsviks dosmodell omfattar följande exponeringsvägar: inhalation av röken, extern exponering från rökmolnet, konsumtion av mjölk, kött, grönsaker, potatis och rotfrukter, spannmålsprodukter, extern exponering från markbeläggning samt fiskkonsumtion.

I tabell 17 visas dosfördelningen mellan olika radionuklider vid utsläpp av 8 kg högaktiv referensaska per timme året runt från en 100 meters skorsten. Motsvarande dosfördelning för 2 kg/h från en 50 meters skorsten är mycket lik den visade.

Tabell 17. Dosfördelningen från olika nuklider för högaktiv referensaska vid utsläpp av 8 kg/h från 100 m skorsten. Totala dosen är 0,000 6 mSv/år vid helårsexponering.

Nuklid	Procent (%)	Nuklid	Procent (%)
²³⁸ U	6		
²³⁴ U	7	²³¹ Pa	3
²³⁰ Th	12	²²⁷ Ac	10
²²⁶ Ra	3		
²¹⁰ Pb	10		
²¹⁰ Po	23		
²³² Th	3	¹³⁷ Cs	20
²²⁸ Ra	2		
²²⁸ Th	1		

Nuklider som bidrar med mindre än 1 % eller har okänd dosfaktor har tagits bort.

— Dosfördelning vid inandning av aska och torvdamm

I tabell 18 visas dosfördelningen för olika nuklider vid inandning av torvdamm och askdamm.

Tabell 18. Dosfördelningen (interndos) från de olika nukliderna vid exponering för högaktiv referenstorvaska och damm.

Nuklid	Procent (%)	Nuklid	Procent (%)
²³⁸ U	6		
²³⁴ U	7	²³¹ Pa	13
²³⁰ Th	27	²²⁷ Ac	21
²²⁶ Ra	2		
²¹⁰ Pb	2		
²¹⁰ Po	6		
²³² Th	8		
²²⁸ Th	5		

Nuklider som bidrar med mindre än 1 % eller har okänd dosfaktor har tagits bort.

BILAGA 4. DOSFÖRDELNING VID UTSLÄPP AV ASKA MED KONDENSVATTEN

Riktvärdet för utsläpp av suspenderat material är 10 mg/l kondensvatten. Mängden kondensvatten beror på vilket bränsle som används, frästörv ger mer vatten än torvbriketter. För att beräkna kondensvattenproduktionen tas ett exempel med ett värmeverk i Jämtland på 50 MW i pannan och 12 MW i rökgaskondenseringen. 58 MW frästörv tillförs, med 2,6 kWh/kg och 50 % fukt. 12 ton kondensvatten bildas per timme, varav 11 ton kommer från torven. Det ger 207 l kondensat/MWh tillfört bränsle och med 10 mg stoft/l kondensat blir utsläppet av stoft 2,07 g/MWh. Antag ett värmeverk, som tillförs frästörv motsvarande 200 MW och totaleffekt 220-250 MW⁷, som drivs 6000 h/år det ger 1 200 000 MWh tillförd frästörv per år och 2484 kg stoft per år till vattenrecipienten. Vi antar här Gavleåns vattenflöde $6,4 \times 10^{11}$ l/år, från avrinningsområdet 2600 km². Antag ¹³⁷Cs-halten 10 000 Bq/kg som i den högaktiva referensaskan, det ger $2484 \text{ kg/år} \times 10\,000 \text{ Bq/kg} = 24\,840\,000 \text{ Bq/år}$ och $24\,840\,000 \text{ Bq/år} / (1\,200\,000 \text{ MWh} \times 207 \text{ l/MWh}) = 0,1 \text{ Bq/l kondensvatten}$ eller $24\,840\,000 \text{ Bq/år} / 6,4 \times 10^{11} \text{ l/år} = 3,88 \times 10^{-5} \text{ Bq/l åvatten}$.

Generiska data för koncentrationsfaktorn för sötvattensfisk är 2000 Bq/kg/Bq/l (IAEA 94). I fisken blir det $2000 \text{ l/kg} \times 3,88 \times 10^{-5} \text{ Bq/l} = 0,078 \text{ Bq/kg fisk}$. Konsumtionen för en individ ur kritisk grupp antas vara 30 kg fisk per år, vilket ger $30 \text{ kg/år} \times 0,078 \text{ Bq/kg} = 2,33 \text{ Bq/år}$, med dosfaktorn $13 \times 10^{-9} \text{ Sv/Bq}$ blir dosen $0,000030 \text{ mSv/år}$.

Detta resultat kan jämföras med en mer avancerad modell (Aquilonius 98) där ett utsläpp av $24\,840\,000 \text{ Bq/år } ^{137}\text{Cs}$ i Gavleån, som är näringsrik, ger dosen till människa $0,000025 \text{ mSv/år}$ och $0,00012 \text{ mSv/år}$ för en näringsfattig å med samma vattenflöde. De uppskattade doserna blir mycket lika mellan vår enkla modell och den mer avancerade modellen för ¹³⁷Cs. Den avancerade modellen ger $0,0005 \text{ mSv/år}$ om samma aktivitet av ¹³⁷Cs släpps ut i en liten näringsrik sjö och $0,004 \text{ mSv/år}$ om motsvarande utsläpp sker i en liten näringsfattig sjö. Om samma aktivitet släpps i Gävlefjärden blir dosen till människa enligt den avancerade modellen $4 \times 10^{-10} \text{ mSv/år}$.

Dosfaktorer för människa vid utsläpp i havet finns beräknade för olika radionuklider för de olika kärntekniska anläggningarna men endast ¹³⁷Cs finns med av de nuklider vi är intresserade av. Faktorn varierar från $16 \times 10^{-18} \text{ Sv/Bq}$ i Oskarshamn till $2,5 \times 10^{-18} \text{ Sv/Bq}$ i Forsmark. Med utsläppet $24\,840\,000 \text{ Bq/år}$ blir dosen till människa $4 \times 10^{-7} \text{ mSv/år}$ till $6 \times 10^{-8} \text{ mSv/år}$.

I tabell 19 visas koncentrationsfaktorerna i sötvattensfisk (Bq/kg/Bq/l) för olika radionuklider som används i den förenklade dosberäkningen. Faktorerna utgör ett medelvärde för rovfisk och bottenlevande fisk. I saltvatten blir faktorerna annorlunda.

Tabell 19. Koncentrationsfaktorer av några radionuklider för sötvattensfisk (IAEA 94).

Grundämne	Koncentrering (l/kg)	Variationsområde (l/kg)
U	10	2-50
Th	100	30-10 000
Pa	10	-
Ra	50	10-200
Pb	300	100-300
Bi	10	-
Po	50	10-500
Cs	2 000	30-3 000

⁷ Totaleffekten beror på hur effektiv kondensenergiåtervinningen är.

I tabell 20 visas dosfördelningen för olika radionuklider vid utsläpp av kondensvatten.

Tabell 20. Dosfördelning mellan olika nuklider vid konsumtion av 30 kg fisk per år vid utsläpp av 10 mg/l kondensvatten från rökgaskondenseringen från ett 200 MW värmeverk. Vattenrecipienten antas vara av Gavleåns storlek och askan är högaktiv referensaska. Dosen till en vuxen från samtliga nuklider är 0,000 2 mSv/år, verket drivs 6 000 h/år.

Nuklid	Dosandel (%)	Nuklid	Dosandel (%)
²³⁰ Th	2		
²²⁶ Ra	1		
²¹⁰ Pb	59		
²¹⁰ Po	17	¹³⁷ Cs	18

Nuklider som bidrar med mindre än 1 % eller har okänd dosfaktor har tagits bort.

Dosfördelningen mellan de olika nukliderna för den normalaktiva referensaskan är: ²¹⁰Pb ger 67 %, ²¹⁰Po ger 19 % och ¹³⁷Cs ger 8 % av totaldosen.

Koncentrationsfaktorn för aktinium finns inte med vid beräkningarna. Om den antas vara 100 ökar totaldosen till människa, som en följd av intag av fisk, enbart med någon procent.

Ett extra dostillskott till människa från fiskkonsumtion kan fås från utlakade radionuklider i stoftet som avskiljs i sedimenteringsbassängen. Antag att 1 procent av den totala askmängden hamnar i slammet i sedimenteringsbassängen för rökgaskondenseringensanläggningen. I en anläggning som tillförs 200 MW frästörv och som drivs 6000 h/år produceras totalt cirka 20000 ton aska per år, det gör att 200 ton stoft hamnar i slammet. Till vattenrecipienten tillåts ett utsläpp på 2,5 ton stoft per år, se ovan i det inledande exemplet. Således om alla radionuklider löses ut ur slammet skulle aktivitetsutsläppet till recipienten bli $200/2,5 = 80$ gånger större än det som beräknats för stoftutsläppet ovan i det inledande exemplet.

Antag en rostpanna på 100 MW som drivs 6000 h/år, den ger cirka 5000 ton aska/år och 25 procent av askan antas vara bottenaska som matas ut i ett vattenbad, det ger 1250 ton bottenaska/år. Antag även att 10 procent av alla radionuklider lakas ut i vattnet, det motsvarar att 125 ton aska/år lakar ut 100 procent av radionukliderna. Om lakvattnet avgår till en recipient av Gavleåns karaktär och storlek blir dosen till människa med den högaktiva referensaskan $125/2,5 = 50$ gånger större än den som beräknades för stoftutsläppet ovan där 2,5 ton stoft släpptes ut varje år med kondensvattnet.

Flygaska kan hanteras torrt men ibland tillsätts 15 till 30 procent vatten för att minska damningen (STEV 85). Detta ger inget överskottsvatten som avgår från flygaskan. Om något värmeverk kontinuerligt får överskottsvatten från flygaskan bör det bedömas vad det kan leda till för dostillskott till människa från fiskkonsumtion från vattenrecipienten. Vid osäkerhet om vad stråldoserna blir kan halterna mätas för radionukliderna ²¹⁰Pb, ²¹⁰Po och ¹³⁷Cs och aktiviteten per år beräknas i det avgående vattnet och utifrån detta görs en dosberäkning.

BILAGA 5. DOSFÖRDELNING VID UTLAKNING FRÅN ASKDEPONI

Uppskattning av dos från deponi till människa är komplex. Några delar som påverkar slutresultatet är: Storleken och konstruktionen på deponin, deponerad aktivitet för varje enskild nuklid, lakbarhet för varje enskild nuklid, den kemiska miljön i askan och dess förändring med tiden, mängden vatten som tillförs deponin och fördelning av flödet mellan ytavrinning och genomträngande vatten. Vidare förflyttningshastigheten för varje nuklid inom deponin och utanför i ytvattenavloppet samt i marken där den påverkas av adsorption till fast fas. Adsorptionen till fast fas relativt vätska uttrycks i fördelningskoefficienten $(Bq/kg)/(Bq/l)$. Den kan vara mycket hög för vissa nuklider t.ex. torium, det resulterar i att nuklidernas förflyttning genom marken fördröjs.

Lösligheten i vatten varierar mycket från nästan olösligt för torium och protaktinium till lösligt för uran och radium (Osmond 92). Men även olösliga ämnen som torium kan förflytta sig genom att adsorberas på kolloider som följer med vattenströmningen. Uran som oxideras och bildar komplex förflyttas lätt i vatten, men uranet faller även ut lätt när den kemiska miljön är reducerande. Utöver de komplexa fysikaliska och kemiska faktorerna som påverkar förflyttningen av de olika radionukliderna tillkommer hur akvifärerna under och runt deponin ligger och deras flöden. Placeringen av deponin i terrängen är avgörande för hur stora vattenflöden som finns under den.

Det okontrollerade lakvattnet går ned i marken, i såväl den aktiva som passiva deponeringsfasen. Det kontrollerade lakvatten som avleds separat är nederbörden minus avdunstningen och det okontrollerade lakvattnet. Nederbörden varierar mellan 500 till 1000 l/m² och år i landet. Medelinfiltrationen i en morän beräknas vara cirka 200 l/m² och år (NV 86).

En deponi med 75 000 ton torvaska antas med 10 meters höjd och basen 7500 m², d.v.s. 87 m×87 m. Den ligger invid en vattendelare i terrängen. Det är en klass 2 deponi, således produceras högst 50 l lakvatten per m² och år. Hela deponin ger 375 000 l lakvatten/år. Brunnen läggs så att utspädningen av lakvattenhalten blir 200 gånger. Moränen infiltrerar 200 l/m² och år. Den infiltrerade volymen bör vara 74 625 m³/år för att få 200 gångers utspädning, detta ger ytan 373 125 m².

Läckaget för varje radionuklid antas kunna indelas i två löslighetsgrader enligt tabell 21. I gruppen lättlakade ämnen placeras U, Cs och Ra. I gruppen mindre lättlakade placeras Ac, Pb och Bi, samt de olösliga som är Pa, Th och Po. De olösliga ämnena kan istället transporteras på kolloider i vattenströmmar genom marken, därför ansätts bara två löslighetsgrader, en lätt- och en svårlöslig komponent (Osmond 92).

Tabell 21. Antagna andelar utlakad aktivitet av deponins totala aktivitet per år.

Grundämne	Andel utlakad aktivitet per år
U, Cs och Ra	0,000 1
Th, Pa, Po, Pb, Bi och Ac	0,000 01

Utifrån mätningar på lakvatten september 1998 och september/oktober 2001 från två deponier med flisaska i Gävleborgs län gjordes en enkel överslagsberäkning av andelen utlakad ¹³⁷Cs-aktivitet till runt 0,001 per år. Torvaska innehåller mer mineral, varav en del i förglasad form, än flis, därför antas andelen vara 0,000 1. En annan indikation på att ¹³⁷Cs är mer lätturlakat från biobrännleaskor jämfört med torvaskor finns hos Ravila (98). Övriga ämnens lakbarhet känner vi inte utan de antas utifrån resonemanget ovan.

Definitionen på en klass 2 deponi (deponi för icke-farligt avfall) är att lakvattnet inte skall nå en skyddsvärd vattenrecipient förrän efter 50 år. Det leder till att radionuklider, med mindre än några tiotal års halveringstid, som inte försörjs av föregångare i sönderfallskedjorna kommer att

ha sönderfallit. Detta gäller främst cesium men också den del av ^{210}Pb och ^{210}Po som inte stöds av ^{226}Ra - och ^{222}Rn -aktiviteten i askan.

I tabell 22 visas dosfördelningen mellan de olika nukliderna vid konsumtion av 700 l dricksvatten från en brunn som försörjs med läckagevattnet från en deponi bestående av högaktiv referensaska. Transporttiden är 50 år för nukliderna. Absorption i marken antas vara försumbar.

Tabell 22. Dosfördelning mellan olika nuklider vid konsumtion av 700 l dricksvatten från en brunn som försörjs med läckagevattnet från en deponi bestående av högaktiv referensaska. Transporttiden är 50 år för nukliderna.

Nuklid	Dosandel (%)	Nuklid	Dosandel (%)
^{238}U	14	^{231}Pa	1
^{234}U	16	^{227}Ac	2
^{230}Th	2		
^{226}Ra	27	^{223}Ra	2
^{210}Pb	5		
^{210}Po	9	^{137}Cs	3
^{228}Ra	18		
^{224}Ra	2		

Nuklider som bidrar med mindre än 1 % eller har okänd dosfaktor har tagits bort.

Dosfördelningen för den högaktiva referensaskan visar att 26 procent av totaldosen kommer från ^{226}Ra , 18 procent från ^{228}Ra och cirka 15 procent vardera från ^{238}U och ^{234}U .

BILAGA 6. EXTERNDOST ILLSKOTT

— Beräkning av externdostillskott

Vid beräkning av tillskottsdosen som blir följden av att vistas på en gammal askdeponi, markutfyllnad eller torvtäkt måste man ta hänsyn till bakgrundsdosen från de naturligt förekommande radionukliderna i örörd mark. Dessa halter varierar betydligt mellan olika områden i Sverige. I tabell 23 ges medelvärdet av länsmedelvärden av 268 undersökta åkerjordsprover (Eriksson 77).

Tabell 23. Halter av naturligt förekommande radionuklider i åkerjord i Sverige.

Nuklid	Åkerjord Halt (Bq/kg)
^{226}Ra	60
^{232}Th	73
^{40}K	700

Dessa halter får representera en normal bakgrundsmark. Vid beräkning av externdostillskottet dras alltid dosbidraget från denna mark bort.

— Dos till lastbilsförare som transporterar aska

Torvaskan transporteras på lastbil. Föraren sitter 1 meter framför lasten och lastcontainerns exponerade yta är 7,5 m². Vid beräkningar av primära fotonflöden spelar det ingen roll om geometrierna är cirklar eller rektanglar när ytorna är lika (Finck 92), det är lättare att räkna med

cirklar. Vi utgår från en halvoändlig homogent fördelad källa, i denna tar vi ut en cylinder med 1,5 meters radie, yta 7,5 m², detta motsvarar containern geometriskt. Finck har beräknat kumulativa fördelningen för det primära fotonflödet för 662 keV (¹³⁷Cs) på olika höjd över marken vid olika cirkelradier, här görs beräkningen på 1 meters avstånd.

Bilens konstruktion dämpar strålning utifrån. Stråltransmissionsfaktorn för primärstrålning som funktion av beläggningens geometri kallas för Skärningsfaktor(primärstrålning, geometri), $S_{p, geom}$. Den avspeglar hur stort primärfotonflödet från en begränsad yta med aktivitet är jämfört med primärfotonflödet från ett halvoändlig homogent källa och innefattar dämpningen för strålningen i luften. Skärningsfaktorn, $S_{p, geom}$ är 0,5 vid 662 keV för den antagna geometrin (Finck 92). En enkel bilvägg absorberar primärstrålningen med Skärningsfaktorn, $S_{p, bil}$, som bedöms vara 0,2. När de primära fotonerna växelverkar med luften eller material i lastbilen bildas spridd strålning. Den spridda strålningen ökar vid genomgång av väggen, buildupfaktorn bedöms vara runt 2,5 för en plan bilvägg. Effektiva dosen till människa i lastbilen blir $0,5 \times 0,2 \times 2,5 \times$ effektiv dos från en halvoändlig homogent källa \times antal timmar i bilen.

Skärningsfaktorn för de övriga radionukliderna som är av intresse antas vara likartad som för ¹³⁷Cs vid 662 keV. Detta är naturligtvis en förenkling då deras sönderfallsenergi skiljer sig från 662 keV.

Vid beräkning av dos från aska förutsätts jämvikt i uran- och toriumsönderfallskedjorna, utom i ²³⁸U-kedjan där jämvikt antas efter ²²⁶Ra. Vid externdosberäkningarna tas ⁴⁰K med.

Kermadosraten för en halvoändlig homogent källa med densiteten 1 600 kg/m³ visas i tabell 24. Omräkning till effektiv dos med rotations-symmetri har gjorts enligt ICRP 74, med faktorn 0,84 Sv/Gy (ICRP 96b). Faktorn gäller egentligen bara vid energin 662 keV, men avvikelser är mindre än $\pm 10 \%$ för de övriga energierna som är aktuella.

Tabell 24. Kermadosrat per aktivitet per kg över en halvoändlig homogent källa med densiteten 1 600 kg/m³ (Finck 92). Omräkning har gjorts till effektiv dos vid rotations-symmetri.

Nuklid Hela serien i jämvikt	Kermadosrat (nGy/h/kBq/kg)	Effektivdosrat (nSv/h/kBq/kg)
²³⁸ U	536,4	450,6
²²⁶ Ra	505,3	424,5
²³⁵ U	30	25,2
²³² Th	568,8	477,8
¹³⁷ Cs	145,8	122,5
⁴⁰ K	42,5	35,7

En förbränningsanläggning på 200 MW har antagits, där produceras 15 000 ton aska/år. Om en lastbil tar 30 ton blir det 500 körningar per år till deponin vilket ger cirka 2 körningar per dag och om varje enkelsträcka tar en halvtimme blir exponeringstiden per år för föraren 210 h. Dosen beräknas med antagen jämvikt i sönderfallskedjorna, utom i ²³⁸U-kedjan där bidrag från och med ²²⁶Ra beräknas.

BILAGA 7. OSÄKERHETERNA I DOSUPPSKATTNINGARNA

I det följande beskrivs om dosberäkningarna är enkelt uppbyggda eller bygger på flera delar och var osäkerheterna kan uppstå. Om det inte sägs något annat är dosberäkningen enkel. Variationen i dosuppskattningarna anges där så är möjligt. Aktivitetshalten för radionukliderna antas vara enligt referensaskorna, variationer i dessa halter behandlas på annat ställe. Exponeringstiden för arbetstagare vid hantering av aska har antagits utifrån hur mycket aska som produceras av en 200 MW förbränningsanläggning.

· Dos till arbetstagare vid brytning och hantering av torv

Interndosfaktorernas värden varierar beroende på om snabbt, medel eller långsamt upptag i kroppen av aktivitet från lungorna antas. I beräkningarna har dosfaktorerna för medelsnabbt upptag använts för inandad aktivitet för vuxna (män). Detta kan ge endera en över- eller underskattning av dosen jämfört med verklig dos (ICRP 96). Med de lägsta dosfaktorerna blir dosen för normalaktivt referenstorvdamm 40 procent av värdet som fås när dosfaktorerna för medelsnabbt upptag används, för den högaktiva referenstorven blir dosen 30 procent. På motsvarande sätt blir dosen ungefär dubbelt så hög med de högsta dosfaktorerna jämfört med dem för medelsnabbt upptag. Andningsraten avviker troligen inte mycket från antaget värde 1,5 m³/h vid lätt arbete. Exponeringstiden som antagits vara 640 h kan variera avsevärt i det enskilda fallet men beräkningarna har som mål att uppskatta dosen för den mest utsatta individen, så det är ett någorlunda rimligt värde. Dammhalten kan variera mycket, här används det hygieniska gränsvärdet som räknas som ett medelvärde över arbetsdagen.

Externdoskillnaden har beräknats som skillnaden mellan vad dosen blir från referenstorven på tälten och vad den skulle ha varit på en normalaktiv mark. Dosen varierar främst med exponeringstiden och med vilka radionuklidhalter man antar i normalmarken. Variationerna i radionuklidhalterna i normalt förekommande mark är mycket stor och därmed bakgrundsdosen, se avsnitt nedan "Externdos till allmänheten från avslutad deponi".

· Interndos till allmänheten vid brytning och hantering av torv

Samma resonemang som ovan gäller för dosfaktorerna. Andningsraten kan vara lägre än 1,5 m³/h, den gäller för lätt arbete t.ex. trädgårdsarbete. Exponeringstiden har antagits till 200 h men kan vara annorlunda. Partikelhalten i utomhusluften kan vara annorlunda, det värde som antagits är miljö kvalitetsnormen för partiklar i utomhusluft. Inträngning av damm till inomhusluft har bortsetts ifrån. Utöver vuxna ingår barn i gruppen allmänheten. Om doserna beräknas för ett 1 års barn (egentligen intecknad dos) blir de 60 procent av dosen till vuxen vid medelsnabbt upptag för både normal- och högaktivt torvdamm och andningsraten 0,35 m³/h vid lätt aktivitet. Dosfaktorerna för 1 års barn är högre än för vuxna men andningsraten är lägre.

· Intern- och externdos till allmänheten från rökgasutsläpp

Beräkningen innehåller många steg med många parametrar. Dosuppskattningarna, för både vuxna och barn, har gjorts med en modell som avspeglar omgivningsförhållandena vid Studsviks kärntekniska anläggning. Denna modell ger resulterande extern- och interndos vid utsläpp av radionuklider från skorsten, oberoende av om de kommer från en kärnreaktion eller frigörs i samband med förbränning av torv. Dosmodellerna för de övriga kärnkraftsstationerna innehåller färre radionuklider och används därför inte. För de nuklider som finns ger Barsebäck och Ringhals kärnkraftverk en faktor 1,1 till 1,8 gånger högre dos än Studsvik, medan för Oskarshamn och Forsmark är faktorn 0,2 till 0,7 gånger lägre. I samtliga fall är skorstenen 100 meter hög. Variationsområdet för doserna, som härrör från val av lokalt anknutna dosmodeller, är någonstans i intervallet 180 procent till 20 procent av de beräknade dosvärdena. Om radioaktiv jämvikt antas från ²³⁸U till och med ²²⁶Ra blir dosen 20 respektive 40 procent högre för den normal- respektive högaktiva referensaskan.

Anrikningen på stoft gör att resultaten av dosberäkningen för de lättförångade nukliderna kan underskattas, eftersom mer aktivitet lämnar skorstenen än vad som följer av koncentring av

aktivitet från torv till aska. Vid beräkningen används de stoftutsläppsmängder som ligger i nivå med de tillåtna stoftutsläppen, enligt tillståndsvillkoren för värmeverken. Enligt årsrapporteringen från verken 1999 släpptes 1 till 90 procent av den tillåtna stoftmängden ut från skorsten, i medeltal släpptes 28 procent ut. Exponeringstiden är helår och kan vara kortare.

· *Intern dos till allmänheten från kondensvattenutsläpp*

Beräkningen är en kraftig förenkling av verkligheten, ingående parametrar kan variera mycket. Upptaget av radionuklider i fisk har förenklats till att beräkna koncentreringsgraden mellan vatten och insjöfisk. Därvid bortses från sedimentering, näringskedjor mellan bottenlevande fisk och fiskar högre upp i näringskedjan. En annan viktig parameter som kan variera mycket är utspädningen som beror av vattenrecipientens storlek. Här har ett vattendrag vars avrinningsområde omfattar en del av ett län använts. Det antagna värmeverket är stort och då lär vattenrecipienten också vara tämligen stor. Om utsläppet sker till en liten näringsfattig sjö med låg vattenomsättning blir dosen högre. Om utsläppet görs till Östersjön blir dosen betydligt lägre än de beräknade, se *Bilaga 4*. Fiskkonsumtionen 30 kg/år är hög, den kan variera mycket - oftast nedåt. För att minska osäkerheten i dosen bör beräkningen göras utifrån en enskild anläggning och vattenrecipientens förhållanden.

Dosfaktorer för intag för småbarn är över lag högre än för vuxna. Resultatet blir dock lägre än för vuxna om fiskkonsumtionen understiger 8 kg/år.

· *Intern dos till allmänheten från lakvatten i deponi*

Beräkningen är en stark förenkling av verkligheten. Verkligheten är komplex med flera delar och många parametrar. Några faktorer som kan nämnas är: olika lakbarhet för radionukliderna i askan, lakbarhetens förändring med tiden när askan reagerar kemiskt med omgivningen, en del av askan kan vara förglasad vilket påverkar utlakningsförloppet, mängd producerat lakvatten, deponins placering i naturen, hydrologiska förhållanden i marken t.ex. sprickbildningar i berggrunden och grundvattenströmmar samt utspädning. Ytterligare faktorer är markens innehåll av adsorberande material, vattentransport av svårlösta radionuklider med kolloider i marken och radionuklidernas vidare transport tills de hamnar i något som människan kan få i sig.

Vid brunnsberäkningen antogs en utspädning med en faktor 200 av lakvattnet. Detta har gjorts för att halten i vattnet av andra utlakade kemiska ämnen (K, Cl, SO₄ o.s.v.) från torvaskan ska uppfylla dricksvattenkraven (Hjelmar 86). Varierande grad av utspädning föreligger i enskilda fall.

Vid beräkningarna av dos från dricksvatten som påverkas av lakvatten från deponi antas att ²¹⁰Pb kommer dels från ²²⁶Ra i torvaskan och dels är fritt förekommande. När det första lakvattnet når brunnen efter 50 år fås den högsta dosen, det är vår beräknade dos. När den fria delen av ²¹⁰Pb i deponin sönderfallit blir dosen mindre än hälften av den beräknade dosen.

För ett 1 års barn blir dosen (egentligen intecknad dos) från en brunn ungefär en faktor 2 högre än för den vuxne för båda referensaskorna. Vattenkonsumtionen för barnet antas vara 250 l/år.

Ingen adsorption av radionuklider i marken för lakvattnet har antagits. Med adsorption i marken blir doserna lägre. Andelen utlakad aktivitet per år från en torvaskadeponi är inte känd för oss. Vi har gjort antaganden utifrån ¹³⁷Cs-mätningar i lakvatten från två flisaskedeponier enligt *Bilaga 5*. Vid utsläpp av lakvatten till en å har en liten å antagits, vilket inte verkar orimligt. Samtidigt är det mot den nu gällande deponeringsförordningen att släppa ut lakvatten orenat till en vattenrecipient. Av det sagda framgår att den allmänna dosuppskattningen för lakvatten från deponi är **mycket** osäker. De beräknade doserna ska ses som en indikation på storleksordning och vilka nuklider som relativt sett ger högst doser. Vid behov av en bättre noggrannhet i dosuppskattningen måste de parametervärden som gäller för den enskilda deponin och dess verkliga omgivning användas.

· ***Externdos till allmänheten från avslutad deponi***

Att beräkna tillskott till externdosen från gammastrålning för allmänheten från en askdeponi medför ett problem, eftersom variationsområdet för halten av de naturligt förekommande radionukliderna i vanlig jord är mycket stor. Detta har lösts i beräkningen genom att dra bort en dos som utgår från medelvärdena för radium, torium och kalium i svensk åkerjord. Denna åkerjord ger miljödosraten 0,12 µSv/h, ett normalt variationsområde i Sverige är 0,04 till 0,2 µSv/h. Lokalt kan dosraten vara 2 till 30 µSv/h (Nord 00). De beräknade doserna är överskattningar eftersom mer jord än 6 centimeter oftast läggs på avslutade deponier, jorden dämpar strålningen från askan. Vid ett täcklager på 6 centimeter minskar dosen till cirka 50 procent för ¹³⁷Cs. Med ett 30 centimeter tjockt täcklager minskar dosen till cirka 3 procent och vid tjockleken 100 centimeter till < 0,001 procent (Finck 92 och Markkanen 95). Dosen från vattenmättad aska på deponi kan vara ungefär en faktor två lägre än för torr aska.

· ***Dos till allmänheten från markutfyllnad***

Resultatet av *interndos* från markutfyllnaden beror på mängden fyllningsmaterial och dess placering i marken och därmed hur mycket aktivitet som avgår med lakvatten. Den erhållna stråldosen kan vara av samma storleksordning som från en deponi eller den kan bli ännu större om stora mängder aska läggs ut utan de formella begränsningar som gäller för en deponi och dess utförande för att begränsa mängden lakvatten och därigenom skydda vattenrecipienter runt deponin. Utredning av konsekvensen bör göras när större mängder aska används till markutfyllnad när lakvatten produceras. För *externdostillskottet* gäller samma resonemang som i föregående avsnitt.

· ***Externdos till arbetstagare vid transport av aska***

Dosvariation uppstår främst som en följd av exponeringstiden. Dosen minskar för vattenmättad aska jämfört med torr aska. När strålskyddsmyndigheten i Finland gjorde motsvarande beräkning togs inte absorptionen av strålningen i lastbilen med, detta ökar dosen till det dubbla vid samma radionuklidhalter.

· ***Externdos till arbetstagare på anläggning***

Dosvariation uppstår främst som en följd av varierande exponeringstid. Vistelse i arbetsmaskiner ger skärmning med en faktor mellan 0,3 till 0,7 (Lauridsen 83). Dosen minskar för vattenmättad aska jämfört med torr aska.

· ***Interndos till arbetstagare på anläggning***

Dosvariation uppstår främst som en följd av exponeringstiden, dammhalten i luften och valet av dosfaktorerna. Dammhalten i luften antas vara lika med det hygieniska gränsvärdet. Variationen som beror av valet av dosfaktorerna är densamma som i avsnittet *interndos till arbetstagare vid brytning och hantering av torv*. Om radioaktiv jämvikt antas från ²³⁸U till och med ²²⁶Ra blir dosen 40 till 70 procent högre för normal- och högaktiva referensaskorna. Dambekämpning är nog det normala eftersom nyproducerad aska är starkt basisk och irriterar luftvägar och hud.

· ***Interndos till allmänheten utanför anläggning***

Dammhalten i luften antas vara lika med miljökvalitetsnormen för partiklar i utomhusluft. Exponeringstiden har valts till densamma som för arbetstagare med antagandet att det bara dammar när arbete pågår. Samma resonemang gäller för dosvariationen som i avsnitten ovan om *interndos till arbetstagare och allmänhet vid brytning och hantering av torv*. Om doserna beräknas för ett 1 års barn blir de 60 procent av dosen till vuxen vid medelsnabbt upptag för både normal- och högaktiv aska och andningsraten 0,35 m³/h vid lätt fysisk aktivitet.

BILAGA 8. REGLERING AV ANVÄNDNINGEN AV TORVASKA I FINLAND

Säkerhetskrav har införts av STUK i Finland för att begränsa strålexponering från bland annat torvaska. Kravet uttrycks som en högsta dos, detta kan tolkas som en dosrestriktion. För att bedöma om kravet kan fyllas har aktivitetsindex skapats, när dessa blir ett har en undersökningsnivå nåtts. Aktivitetsindex har beräknats för användning av torvaska i ett antal situationer. Om värdet för ett aktivitetsindex är mindre än 1 uppfylls säkerhetskravet för den situationen. De användningssätt som har specificerats är: byggnadsmaterial, torvaska som används i vägar, lekplatser, markutfyllnader eller som deponeras och hantering av torvaska (Markkanen 95 och STUK 93). Alla doser anges som effektiv dos vid en bestämd exponeringstid som beror av användningssätt.

Aktivitetsindexen är som följer.

- Byggnadsmaterial (allmänheten):

$$I_1 = \frac{C_{Th}}{200} + \frac{C_{Ra}}{300} + \frac{C_K}{3000}, \text{ dosrestriktionen är } 1 \text{ mSv/år}$$

Där C_i är halten av en nuklid i Bq/kg. Indexet gäller också för fyllningsmaterial under eller nära byggnaden. När index är lika med 1 nås restriktionen för tillskottsdosen som är 1 mSv/år. Exponeringstiden är 7000 h. Dosrestriktionen är 0,1 mSv/år för ^{137}Cs i byggnadsmaterial.

- Material som används i vägar, lekplatser och liknande konstruktioner (allmänheten):

$$I_2 = \frac{C_{Th}}{500} + \frac{C_{Ra}}{700} + \frac{C_K}{8000} + \frac{C_{Cs}}{2000}, \text{ dosrestriktionen är } 0,1 \text{ mSv/år}$$

Exponeringstiden är 500 h.

- Material som deponeras (allmänheten):

$$I_3 = \frac{C_{Th}}{1500} + \frac{C_{Ra}}{2000} + \frac{C_K}{20000} + \frac{C_{Cs}}{5000}, \text{ dosrestriktionen är } 0,1 \text{ mSv/år}$$

Exponeringstiden är 150 h.

- Hantering av torvaska (arbetstagare):

$$I_4 = \frac{C_{Th}}{3000} + \frac{C_{Ra}}{4000} + \frac{C_K}{50000} + \frac{C_{Cs}}{10000}, \text{ dosrestriktionen är } 1 \text{ mSv/år}$$

Exponeringstiden är 1500 h.

Bakgrundsstrålningen, som antas vara 70 nGy/h, har dragits bort vid beräkning av indexen, utom för I_4 .

Lastbilschaufförer anses vara den mest utsatta gruppen. STUK förutsätter att askan är så pass fuktig att den inte dammar och att därför huvuddelen av dosen kommer från gammastrålningen. De anser också att säkerhetskraven är fyllda vid torvproduktionen, därför finns inget aktivitetsindex för bränsletorv.

Om det upptäcks eller det finns skäl att misstänka att radioaktiviteten i dessa material kan ge doser som överstiger säkerhetskraven ovan måste den ansvarige utreda resulterande dos från den specifika användningen. STUK utfärdar därefter, om det är nödvändigt, instruktioner för att begränsa exponeringen. Om värdet av aktivitetsindex är 1 eller mindre än 1 kan materialet användas utan radiologiska begränsningar. För några övriga värden av aktivitetsindex gäller:

- om $I_2 > 1$ kan materialet användas i vägar eller andra konstruktioner om det täcks med ett tjockt lager av ett material som absorberar gammastrålningen
- om $I_3 > 1$ vid deponering av torvaska ska den ansvarige göra en särskild utredning om askans bortskaffande.
- om $I_4 < 1$ vid hantering av torvaska kan den bortskaffas genom deponering på en bevakad tipp utan särskild utredning.

Övriga riktlinjer:

- Radioaktiviteten i bränsletorv bör mätas om torvmossens produktionsyta är större än 50 ha eller produktionen överstiger 20 000 m³ torv/år. Radionuklidhalten i torvaskan beräknas genom att multiplicera motsvarande halt i torven med 20
- För att förhindra inandning av radionuklider från torvaska i högar ska de alltid vara täckta med ett material som förhindrar damning.

Aktivtetsmängden i torv eller torvaska kan vara så hög att torvproducenten, den som använder torven som bränsle eller den som använder torvaskan ses som ansvarig part enligt den finska strålskyddslagstiftningen. Det betyder att torvproducenten är tvungen att informera den som bränner torven om dess innehåll av radioaktivitet. Den som i sin tur bränner torven måste vidare informera användarna av torvaskan om dess innehåll av radioaktivitet.

BILAGA 9. HÄRLEDDA MÅLHALTER I TORVASKA

Målhalten för en radionuklid är det värde som ger en tillskottsdos lika med dosmålet för den nukliden. I tabell 25 ges målhalter för olika exponeringsvägar under de i rapporten givna förutsättningarna. Målhalterna är beräknade så att dosmålen för tillskottsdos ska uppfyllas. Dosmålet för tillskottsdos för arbetstagare är 1 mSv/år och för allmänheten 0,01 mSv/år. De nuklider som bör ingå i ett index vid en första mätkontroll har markerats i tabellen. Om en mätt halt överstiger 0,2 gånger motsvarande målhalt bör fler nuklider bestämmas om det inte kan motiveras varför det inte behöver göras.

Tabell 25. Härledda målhalter i torvaska för enskilda radionuklider som ger en tillskotts-dos lika med dosmålet för en exponeringsväg, under de förutsättningar som anges i rapporten. De nuklider som främst bör ingå i index för en specifik exponeringsväg har markerats med *.

Nuklid	Halt (Bq/kg)	Nuklid	Halt (Bq/kg)
--------	-----------------	--------	-----------------

Brytning och hantering av torv

Interndos från torvdamm, arbetstagare, exponeringstid 640 h. Externdos på torvtäkt, arbetstagare, exponeringstid 640 h. Arbetstagare (1 mSv/år).

Interndos från torvdamm, exponeringstid 200 h. Allmänhet (0,01 mSv/år)

Om dosmålen klaras för askhanteringen klaras de också för torven.

Rökgasutsläpp

Intern- och exterdos. Utsläpp av 8 kg/h och skorsten 100 m, helårsexponering. Motsvarande halter för utsläpp av 2 kg/h och skorsten 50 m blir mycket lika. Allmänhet (0,01 mSv/år)

²³⁸ U	1 200 000	²³⁵ U	1 100 000
²³⁴ U	1 000 000	²³¹ Pa	130 000
²³⁰ Th*	190 000	²²⁷ Ac	36 000
²²⁶ Ra	650 000	²²⁷ Th	- finns inte med i modellen
²¹⁰ Pb	650 000	²²³ Ra	- finns inte med i modellen
²¹⁰ Po*	290 000		
²³² Th*	170 000	¹³⁷ Cs*	840 000
²²⁸ Ra	360 000	¹³⁴ Cs	1 000 000
²²⁸ Th	490 000		
²²⁴ Ra	5 500 000		

Kondensvattenutsläpp

Interndos. Askstoff till flod, konsumtion av 30 kg fisk/år. Allmänhet (0,01 mSv/år).

Samtliga målhalter överstiger 410 000 Bq/kg.

Deponi

Interndos. Lakvatten till å, konsumtion av 30 kg fisk/år. Allmänhet (0,01 mSv/år).

²³⁰ Th	21 000	²²³ Ra	9 000
²²⁶ Ra	3 200		
²¹⁰ Pb*	2 100		
²¹⁰ Po	7 400		
²³² Th	19 000	¹³⁷ Cs*	1 700
²²⁸ Ra*	1 300	¹³⁴ Cs	1 200
²²⁴ Ra	14 000	Nuklider med halter över 62 000 Bq/kg har inte tagits med.	

Interndos. Lakvatten till brunn⁸, konsumtion av 700 l/år vatten. Allmänhet (0,01 mSv/år).

²³⁸ U	3 200	²³⁵ U	3 000
²³⁴ U*	2 900	²³¹ Pa	2 000
²³⁰ Th	6 800	²²⁷ Ac	1 300
²²⁶ Ra*	510	²²³ Ra	1 400
²¹⁰ Pb	9 800 ⁹		
²¹⁰ Po	5 600		
²³² Th	6 200	¹³⁷ Cs*	35 000 ¹⁰

⁸ Deponering under 10 år och sedan tar det 50 år innan lakvatten når brunnen.

⁹ ²¹⁰Pb- och ²¹⁰Po-halterna är korrigerade till tidpunkten då deponin avslutades. ²¹⁰Pb- och ²¹⁰Po-halterna består både av en fri del och en del som tillförs från ²²⁶Ra i torven.

¹⁰ Vid deponeringstillfället.

Fortsättning tabell 25.

Nuklid	Halt (Bq/kg)	Nuklid	Halt (Bq/kg)
²²⁸ Ra*	210		
²²⁸ Th	20 000		
²²⁴ Ra	2 200	Nuklider med halter över 160 000 har inte tagits med.	

Externdos. Friluftsvistelse på avslutad deponi med 6 cm tjockt täcklager, exponeringstid 150 h. Allmänhet (0,01 mSv/år).

²²⁶ Ra*	310		
²³² Th*	280		
²³⁵ U	5 300		
¹³⁷ Cs*	1 100		
⁴⁰ K*	3 700	Halterna är utöver den orörda markens radionuklidhalter.	

Hantering

Externdos. Transport med lastbil, exponeringstid 210 h. Arbetstagare (1 mSv/år).

²²⁶ Ra*	45 000		
²³² Th*	40 000		
²³⁵ U	760 000		
¹³⁷ Cs*	160 000		

Externdos. På deponi eller motsvarande, exponeringstid 60 h. Arbetstagare (1 mSv/år).

²²⁶ Ra*	39 000		
²³² Th*	35 000		
²³⁵ U	660 000		
¹³⁷ Cs*	136 000	Halterna är utöver den orörda markens radionuklidhalter.	

Interndos. På deponi, andningsrat 1,5 m³/h, dammhalt 5 mg/m³, exponeringstid 60 h. Arbetstagare (1 mSv/år).

²³⁸ U	770 000	²³⁵ U	720 000
²³⁴ U	630 000	²³¹ Pa	16 000
²³⁰ Th*	52 000	²²⁷ Ac*	10 000
²²⁶ Ra	630 000	²²⁷ Th	260 000
²¹⁰ Pb	2 000 000	²²³ Ra	300 000
²¹⁰ Po	670 000		
²³² Th*	49 000	¹³⁷ Cs	230 000 000
²²⁸ Ra	850 000	¹³⁴ Cs	240 000 000
²²⁸ Th	70 000		
²²⁴ Ra	740 000		

Interndos. Utanför deponi, andningsrat 1,5 m³/h, dammhalt 0,05 mg/m³, exponeringstid 60 h. Allmänhet (0,01 mSv/år).

Samtliga målhalter överensstämmer med exemplet ovan med interndos på deponi.

2003:01 Avfall och miljö vid de kärntekniska anläggningarna; tillsynsrapport 2001

Avdelningen för avfall och miljö.

Monica Persson et.al.

2003:02 Stråldoser vid användning av torvbränsle i stora anläggningar

Avdelning för Beredskap och miljöövervakning.

Hans Möre och Lynn Marie Hubbard. 80 SEK



STATENS STRÅLSKYDDSIINSTITUT, SSI, är central tillsynsmyndighet på strålskyddsområdet. Myndighetens verksamhetsidé är att verka för ett gott strålskydd för människor och miljö nu och i framtiden.

SSI är ansvarig myndighet för det av riksdagen beslutade miljömålet *Säker strålmiljö*.

SSI sätter gränser för stråldoser till allmänheten och för dem som arbetar med strålning, utfärdar föreskrifter och kontrollerar att de efterlevs. Myndigheten inspekterar, informerar, utbildar och ger råd för att öka kunskaperna om strålning. SSI bedriver också egen forskning och stöder forskning vid universitet och högskolor.

SSI håller beredskap dygnet runt mot olyckor med strålning. En tidig varning om olyckor fås genom svenska och utländska mätstationer och genom internationella varnings- och informationssystem.

SSI medverkar i det internationella strålskydssamarbetet och bidrar därigenom till förbättringar av strålskyddet i främst Baltikum och Ryssland.

Myndigheten har idag ca 110 anställda och är beläget i Stockholm.

THE SWEDISH RADIATION PROTECTION AUTHORITY (SSI) is the government regulatory authority for radiation protection. Its task is to secure good radiation protection for people and the environment both today and in the future.

The Swedish parliament has appointed SSI to be in charge of the implementation of its environmental quality objective *Säker strålmiljö* ("A Safe Radiation Environment").

SSI sets radiation dose limits for the public and for workers exposed to radiation and regulates many other matters dealing with radiation. Compliance with the regulations is ensured through inspections.

SSI also provides information, education, and advice, carries out its own research and administers external research projects.

SSI maintains an around-the-clock preparedness for radiation accidents. Early warning is provided by Swedish and foreign monitoring stations and by international alarm and information systems.

The Authority collaborates with many national and international radiation protection endeavours. It actively supports the on-going improvements of radiation protection in Estonia, Latvia, Lithuania, and Russia.

SSI has about 110 employees and is located in Stockholm.



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Authority

Adress: Statens strålskyddsinstitut; S-17116 Stockholm;

Besöksadress: Karolinska sjukhusets område, Hus Z 5.

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

Address: Swedish Radiation Protection Authority;

SE-17116 Stockholm; Sweden

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

www.ssi.se