Sikval-2006-204

Ytterligere redegjørelse av noen punkter i konsekvensutredningen fra 2004, som omhandlet videre drift av Institutt for energiteknikks konsesjonsunderlagte anlegg

Desember 2006

Ytterligere redegjørelse av noen punkter i konsekvensutredningen fra 2004, som omhandlet videre drift av Institutt for energiteknikks konsesjonsunderlagte anlegg

Desember 2006

Sammendrag

Institutt for energiteknikk oversendte i desember 2004 en konsekvensutredning, i henhold til Plan og bygningsloven, av videre drift av IFEs konsesjonsunderlagte anlegg. Statens strålevern sendte utredningen på offentlig høring. Atten høringsinstanser hadde mindre eller ingen kommentarer, mens én høringsinstans var negativ.

Etter vurdering av utredningen og de innkomne høringsuttalelsene avgjorde Statens strålevern i sluttdokumentet av 13. desember 2005 at kravet til konsekvensutredning var oppfylt. I sluttdokumentet ba likevel Strålevernet om ytterligere redegjørelser av ulykkesscenarier, rømningsveier og miljøkonsekvenser knyttet til produksjon av uranbrensel.

Institutt for energiteknikk oversendte Helse- og omsorgsdepartementet søknad om konsesjon for å eie og drive våre konsesjonsbelagte anlegg etter 2008. I konsesjonssøknaden var det utvidede analyser av ulykkesscenarier, med blant annet flere scenarier og nye analyse metoder i henhold til internasjonale retningslinjer.

Alvorlige ulykker ved JEEP II reaktoren og Haldenreaktoren er analysene utvidet med samtidig svikt i både ulykkesforebyggende og konsekvensreduserende systemer. Spesielt er det vurdert hva konsekvensene av hypotetiske svært alvorlig uhell med svikt i samtlige systemer og samtidig en åpen reaktorinnslutning vil være.

Resultatene av disse analysene viser at konsekvensene ved slike ulykker er både for JEEP II og Haldenreaktoren innenfor de anbefalinger IAEA har utarbeidet i forbindelse med sikkerhet ved forskningsreaktorer. Deterministiske effekter som følge av utslippet kan utelukkes.

Vurdering av konsekvensene av villede ondsinnede handlinger bygger på de handlinger som er beskrevet i designbasis-trussel, som er godkjent av Statens strålevern (februar 2006). Generelt er konsekvensene av handlingene som er beskrevet i designbasis-trussel vurderingen, innenfor de konsekvenser som er beskrevet for de enkelte anleggs sikkerhetsrapporter og innenfor de konklusjoner som framkommer av denne redegjørelsen.

Rømningsveier bort fra anleggene er beskrevet i sikkerhetsrapportene, konsekvensutredningen og denne redegjørelsen. Videre er rømningsveier innenfor anleggene beskrevet i sikkerhetsrapportene og i denne redegjørelsen.

Samlet sett gir den vurderte dokumentasjonen av uranproduksjonsindustrien et bilde av en industri som ivaretar strenge krav til helse, miljø og sikkerhet, og som er underlagt en omfattende nasjonal styring der lovverk og regelverk avspeiler internasjonal aksepterte krav, standarder og retningslinjer.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag **ii**

1 Innledning **5**

2 IFEs sikkerhetsarbeid og analyserte scenarier i sikkerhetsrapportene **6**
2.1 Sikkerhetsarbeidet 6
2.1.1 Forsvar i dybden 7
2.1.2 Brenselslagre (Halden og Kjeller) 8
2.1.3 Radavfallsanlegget 9
2.1.4 Metallurgisk laboratorium I 9
2.1.5 Metallurgisk laboratorium II 9
2.1.6 JEEP II 10
2.1.7 Haldenreaktoren 10
2.1.8 Brenselinstrumentverkstedet 11

3 Detaljgrad og forutsetninger i utslipps- og doseberegningene **11**
3.1 Grunnlaget for utslippsberegningene 12
3.2 Grunnlaget for doseberegningene 13

4 Andre ulykkesscenarier **13**
4.1 Design Basis Accident og Beyond Design Basis Accident 13
4.2 Tiltaksgrenser 15
4.3 BDBA scenarier og konsekvenser ved JEEP II 16
4.3.1 JEEP II-referanseuhellet 16
4.3.2 Frigjøring av radioaktivitet til stålhusatmosfæren 16
4.3.3 Utslipp gjennom åpne ventiler 17
4.3.4 Doser fra utslipp gjennom åpne ventiler 18
4.3.5 Tiltak i akutt fase 20
4.3.6 Tiltak mot doser fra deposisjon 20
4.3.7 Opptak i matvarer 20
4.3.8 Tiltak mot radioaktivitet i melk 20
4.3.9 Tiltak mot radioaktivitet i grønnsaker 21
4.4 BDBA scenarier og konsekvenser ved HBWR 21
4.4.1 BDBA ved HBWR med forutsetning om tett inneslutning 23
4.4.2 Eventuelle tiltak etter BDBA med tett inneslutning 25
4.4.3 BDBA ved HBWR med antagelse om åpen inneslutning 26
4.4.4 Eventuelle tiltak etter BDBA med åpen inneslutning 27
4.5 Konklusjon på konsekvenser av BDBA ved JEEP II og HBWR 27

5 Villede ondsinnede handlinger **28**

6 Evakuering **28**
6.1 Evakuering av anleggsområdene 28
6.2 Evakuering av bygninger på anleggsområdene 29

7 Miljøkonsekvenser knyttet til uranproduksjon 30
7.1 Bakgrunn 30
7.2 Kildemateriale 30
7.3 Granskningskriterier 31
7.4 Generelle betraktninger knyttet til de ulike leddene i uranproduksjonen 32
7.4.1 Utvinning av uran 32
7.4.2 Urangruver 32
7.4.3 Uranproduksjon med In Situ Laking 33
7.5 Konvertering av uran 34
7.5.1 Konvertering av uranhexafluorid 34
7.6 Isotopanrikning av uran 34
7.7 Oppsummering 35
7.8 Konklusjon 36

8 Referanser 37

Appendiks 1 Detaljerte resultater – JEEP II 40

Appendiks 2 Detaljerte resultater – HBWR 44

1 Innledning

Institutt for energiteknikk er av Regjeringen gitt konsesjon for å eie og drive sine atomanlegg på Kjeller og i Halden fram til 1. januar 2009. Ett av vilkårene for konsesjonen var at driften av anleggene skulle konsekvensutredes i henhold til Plan- og bygningsloven innen utgangen av 2004.

Konsekvensutredningsprosessen besto av to faser. I fase én utarbeidet IFE en melding med forslag til utredningsprogram, som ble oversendt Statens strålevern (Strålevernet) den 2. juli 2002. Meldingen ble av Strålevernet sendt på høring til relevante departementer og tilsynsmyndigheter, til regionale og kommunale myndigheter, til LO og NHO, lokale velforeninger og miljøorganisasjoner. Dette har gitt myndigheter, samfunn og befolkning anledning til å fremføre sitt syn på, og å påvirke utredningsprogrammet. Strålevernet mottok en rekke høringsuttalelser både fra sentrale myndigheter, fylkeskommunale og kommunale, samt fra interesseorganisasjoner og miljøbevegelsen og fra det svenske Naturvårdsverket.

På bakgrunn av høringsuttalelsene utarbeidet Strålevernet et endelig utredningsprogram og oversendte dette til IFE den 20. mai 2003.

I fase to utarbeidet IFE konsekvensutredningen i henhold til det endelige utredningsprogrammet fra Strålevernet. Utredningen ble oversendt Strålevernet i desember 2004 [1]. Konsekvensutredningen ble av Strålevernet sendt til uttalelse til berørte myndigheter og interesseorganisasjoner og lagt ut til offentlig ettersyn i de kommunene som er berørt av IFEs virksomhet. Innen fristen 1. mai 2005 hadde 19 høringsinstanser levert uttalelser til Strålevernet. Av disse hadde 18 mindre eller ingen kommentarer, mens én høringsinstans var negativ.

Etter vurdering av utredningen og de innkomne høringsuttalelser avgjorde Strålevernet 13. desember 2005 at kravet til konsekvensutredning var oppfylt [2].

I sluttdokumentet av 13. desember 2005 ba Strålevernet også IFE om ytterligere redegjørelser av ulykkesscenarier, rømningsveier og miljøkonsekvenser knyttet til aktuelle og fremtidige anlegg for produksjon av brensel til drift av IFEs reaktorer.

IFE etterspurte i brev av 4. april 2006 om en nærmere klargjøring av hva Strålevernet ønsket redegjørelsene skulle omfatte. Statens strålevern klargjorde dette i brev av 21. august 2006.

Med hensyn til ulykkesscenarier ønsket Strålevernet nærmere redegjørelse for flere ulykkesscenarier, bl.a. ulykker der ventiler blokkeres slik at ventilasjonsanleggene i hallene ikke lar seg stenge. Dette er behandlet i kapittel 4 i det etterfølgende.

Strålevernet ønsket også utredninger av konsekvenser som følge av villede handlinger. Dette er behandlet i kapittel 5.

Strålevernet mente at utredningen manglet informasjon om antatt utslipp ved ulykkesscenariene, både andel av reaktorens innhold, og hvordan innholdet av jod og

cesium antas å endre seg når effekten i reaktorene endres som følge av de ulike ulykkesscenariene. Videre at beregnete stråledoser for de ulike scenariene burde vært presentert mer detaljert i konsekvensutredningen. Dette er det gjort rede for i kapittel 3.

Tilslutt er rømningsveier behandlet i kapittel 6 og miljøkonsekvenser ved uranproduksjon i kapittel 7.

2 IFEs sikkerhetsarbeid og analyserte scenarier i sikkerhetsrapportene

Dette kapittelet beskriver hvordan IFE driver sitt sikkerhetsarbeid. Videre gir kapittelet en oppsummering av de scenariene som er beskrevet i sikkerhetsrapportene, men som ikke var tatt med i konsekvensutredningen av desember 2004. I konsekvensutredningen var de mest alvorlige ulykkene analysert, og der var et generelt utsagn i utredningen om at alle andre scenarier i sikkerhetsrapportene hadde betydelig mindre konsekvenser enn de som ble beskrevet i konsekvensutredningen.

Sikkerhetsrapportene beskriver administrative forhold ved anleggene, som organisatoriske og ansvarsmessige, tekniske forhold om anleggenes konstruksjon, samt drift og vedlikehold av disse og sikkerhetsanalyser. I sikkerhetsanalysene vurderes konsekvenser av ulike scenarier. Scenariene omfatter forhold fra driftsforstyrrelsen til meget alvorlige uhell. Det tas ikke stilling til hva som er utløsende årsaker; dvs. om uhellet er driftsindusert eller forårsaket av ondsinnet villet handling.

Videre inneholder denne foreliggende rapporten nye scenarier som går utover konstruksjonsgrunnlaget for forskningsreaktorene og Metallurgisk Laboratorium II, og som derfor ikke er beskrevet i sikkerhetsrapportene.

Institutt for energiteknikk sendte 27. april 2006 søknad om fornyet konsesjon for å drive og eie våre konsesjonsunderlagte atomanlegg for ti nye år etter 2008, til Helse- og omsorgsdepartementet. Underlaget for konsesjonssøknaden var et søknadsdokument, relevante deler av IFEs styringssystem, sikkerhetsrapporter for atomanleggene og fysisk beskyttelse av disse, samt beredskapsplaner. Alle disse dokumentene ble revidert ved utarbeidelse av konsesjonssøknaden. Endringene omfattet; oppdatere dokumentasjon med nye krav, både myndighetenes, kundenes og våre egne, samt oppgraderinger hvor det er tatt hensyn til de endringer som er blitt gjort av anleggene.

2.1 Sikkerhetsarbeidet

Instituttets overordnede sikkerhetsmål er at all virksomhet skal være sikker. Dette ivaretas ved:

- at sikkerheten alltid skal være et overordnet hensyn, dvs. sikkerhet alltid kommer først, foran økonomiske og driftsmessige forhold.
- å forebygge og forhindre helse- og miljøskader fra IFEs virksomhet, eksternt og internt, og å beskytte Instituttets utstyr, eiendom og omgivelser mot tap og skader.

– at Instituttets tekniske installasjoner, anlegg og laboratorier skal være konstruert, bygget drevet og vedlikeholdt på en slik måte at sikkerhetsmessige krav er ivaretatt og etterleves.

Dokumentene vedlagt konsesjonssøknaden beskriver i detalj hvordan sikkerhetsarbeidet i praksis gjennomføres.

2.1.1 Forsvar i dybden

Sikkerheten ved Instituttets forskningsreaktorer og øvrige atomanlegg bygger på konseptet ”forsvar i dybden”, som et sett av tekniske og administrative tiltak for å forebygge eventuelle uhell og dempe konsekvensene hvis uhell skulle inntreffe. Forsvar i dybden baserer seg på at flere uavhengige beskyttelsesnivåer, inkludert flere fysiske barrierer, skal hindre utslipp av radioaktivt materiale til omgivelsene, og beskyttelse av barrierene, for å forhindre skade på selve barrierene.

Forsvar i dybden omfatter også tiltak for å beskytte allmennheten og miljøet mot skader, hvis barrierene ikke er fullstendig effektive.

Ved å benytte konseptet forsvar i dybden, sikres de tre grunnleggende sikkerhetsfunksjonene; kontroll av effekt (kritikalitet og reaktivitet), kjøling av brensel og inneslutning av radioaktivt materiale. Ved å påse at disse tre basisfunksjonene er sikret, ivaretas samtidig sikkerheten til anlegget og dermed omgivelsene.

For reaktorene består de fysiske barrierene av; (i) Brenselsmatrisen, (ii) Brenselskapslingen, (iii) Primærsystemet og (iv) Reaktorinneslutningen

Beskyttelsesnivåene består av; (a) Konstruksjonen, kvalitetsstyring og sikkerhetskultur, (b) Kontroll av unormale driftssituasjoner og deteksjon og analyse av feil, for å sikre integritet av barrierene, (c) Sikkerhets- og beskyttelsessystemene, som skal forhindre at utstyrsfeil eller menneskelige feil utvikler seg til Design Basis Accident (DBA) og fra DBA til alvorlige ulykker (Beyond Design Basis Accident (BDBA)) (d) Beskytte innslutningene av radioaktivitet, for å hindre eskalering av en ulykke og å reduserende konsekvensene av en eventuell alvorlige ulykke og (e) Beredskapstiltak utenfor anlegget, for å redusere konsekvensene av radioaktive utslipp.

Den fysiske beskyttelsen av nukleære materialer og – anlegg skal minimalisere mulighetene for tyveri av nukleært materiale og sabotasje mot nukleære anlegg. Den fysiske beskyttelsen skal også lette gjenfinningen av stjålet materiale. Systemet bygger på; (1) deteksjon, (2) forsinkelse (tekniske barrierer), (3) alarmer og (4) respons. Konseptet forsvar i dybden er også delvis benyttet ved implementering av IFEs system for fysisk beskyttelse.

Uhellsscenariene som er analysert i sikkerhetsrapportene for IFEs atomanlegg er kort oppsummert under. Analysene omfatter også hypotetiske meget alvorlig uhell som omtales som referanseuhell.

Scenariene og analysene, spesielt vedrørende metode og modell, ble oppgradert i siste versjon av sikkerhetsrapportene. For Radavfallsanlegget, Metallurgisk laboratorium II,

JEEP II og Haldenreaktoren er det i sikkerhetsrapportene benyttet ny modell for beregning av konsekvensene av referanseuhellene. Modellen bygger på anbefalinger gitt i US NRC Regulatory Guides 1.183 [3]. Kildetermene for referanseuhellene er detaljert beskrevet i de enkelte sikkerhetsrapporter.

2.1.2 Brenselslagre (Halden og Kjeller)

Scenarier for lagrene for bestrålt brensel
- Kritikalitetsuhell
- Tap av kjøling (der det er relevant)
- Håndteringsuhell (også med brudd på kapslingsmateriale)
- Brann i lagerbygningen(e)
- Driftsforstyrrelse (strømutfall)
- Vanninntrengning

Scenarier for lagrene for ubestrålt brensel
- Kritikalitetsuhell
- Vanninntrengning
- Brann i lagerbygningen(e)

Scenariene varierer fra lager til lager, p.g.a. lagrenes konstruksjon. For nærmere informasjon henvises det til sikkerhetsrapportene [4, 5, 6, 7, 8]

Analysene av scenariene for lagrene i sikkerhetsrapportene viser at konsekvenser av uhell ved lagrene er betydelig mindre enn uhell ved reaktorene. Den viktigste grunnen for dette er at brenselet ikke har termisk energi nok til å ødelegge brenselet, i motsetning til brenselet i reaktorene. Allikevel kan det bli relativt store dosehastigheter lokalt inne i lagrene ved de analyserte håndteringsuhellene. Det kan også ved slike uhell bli utslipp av radioisotoper (se sikkerhetsrapportene), men mengden er små relativt til referanseuhellene ved reaktorene.

Muligheten for kritikalitetsuhell er analysert i sikkerhetsrapportene. Ved kritikalitetsuhell vil det frigjøres energi som kan medføre direkte stråleskader og frigjøring av radioisotoper hvis det blir brudd på brenselskapslingen.

Sikkerhetsmarginene mot kritikalitetsuhell er behandlet spesielt i ” Dokumentasjon av kritikalitetsberegninger for kritikalitetsområdene på Kjeller og i Halden”[6]. Konklusjonen i dette dokumentet er at ved normal drift er k_{eff} mindre enn 0,71 for alle lagre (IAEA anbefaler $k_{eff} < 0,95$ ved normaldrift). Antas det fulle lagre med maksimal tillatt brenselsanrikning i alle posisjoner og det samtidig plasseres feil materiale i lageret vil k_{eff} uansett være mindre enn 0,99 for alle lagre, lavere enn dette for de fleste lagre. I beregningen er det benyttet; double contingency prinsippet, høyeste anrikning, vekter før utbrenning og konservative antagelse som at alle usikkerheter adderes i beregningene. Sammen med administrative og tekniske barrierer er det derfor gode marginer mot kritikalitetsuhell.

Kritikalitetsdokumentet omhandler også kritikalitetsvurderinger i alle områder på IFE der det er brensel, dvs. også utenom lagrene. Konklusjonen for disse anleggene er de samme som for lagrene, dvs. gode marginer mot kritikalitetsuhell.

2.1.3 Radavfallsanlegget

For Radavfallsanlegget er følgende scenarier analysert.

- Strømbrudd
- Vanninntregning/-lekkasje
- Brann
- Ventilasjonsfeil

Kildetermen for referanseuhellet (brann) er beskrevet i sikkerhetsrapporten [9]

Konsekvensene av referanseuhellet medfører kontaminering inne på IFEs område, men det vil ikke være nødvendig med tiltak utenfor anleggsområdet. Referanseuhellet er ikke nærmere omtalt i denne rapporten, men nærmere informasjon om scenariet og konsekvenser finnes i sikkerhetsrapporten. Konsekvensene av referanseuhellet ved radavfallsanlegget er betydelig mindre enn referanseuhellet for JEEP II reaktoren.

2.1.4 Metallurgisk laboratorium I

For Metallurgisk laboratorium I er følgende scenarier analysert.

- Brann
- Vannintrengning/-lekkasje
- Kritikalitet
- Eksplosjon
- Radioaktiv forurensning
- Kritikalitet

Konsekvensene av scenariene er omtalt i sikkerhetsrapporten [10], og omtales ikke nærmere i denne redegjørelsen. Konsekvensene er betydelig mindre enn referanseuhellet for JEEP II.

2.1.5 Metallurgisk laboratorium II

For Metallurgisk laboratorium II er følgende scenarier analysert.

- Strømstans
- Svikt i trykklufttilførsel
- Feil på strålingsmonitoreringssystemet (Ramona)
- Eksplosjon
- Vanninntrengning
- Håndteringsuhell
- Brann
- Kritikalitetsuhell

Et brannslukningssystem basert på gass (i betongcellene) og vanntåke (i betongcellene, andre håndteringsceller, deler av bygningen og ventilasjonskanalen) er installert i metallurgisk laboratorium II. Videre er anlegget brannseksjonert for å forhindre og forsinke brannspredning.

Referanseuhellet for dette laboratoriet er den brannen som gir størst konsekvenser, dvs. en brann der filtrene til cellenes ventilasjonsanlegg brenner opp og radioaktiviteten i disse frigjøres. Ventilasjonsanlegget er plassert på ventilasjonsloftet. Ved analysen forutsettes at brannslukingssystemet svikter, filtrene med en temperatur kapasitet på 500ºC brenner opp og brannen ødelegger ventilasjonskanaler og filterkassetter av stål. Uhellet forutsetter svikt i flere uhellsforebyggende og konsekvensreduserende systemer. Dette scenariet med analyse er nytt i forhold til tidligere sikkerhetsrapporter [11]

Kildetermen for referanseuhellet er beskrevet i sikkerhetsrapporten, og bygger på målinger ved metallurgisk laboratorium II og analyser av disse.

Konsekvensanalysene viser at et større område innenfor IFEs anleggsområde blir kontaminert, men det vil ikke være nødvendig med tiltak utenfor anleggsområdet.

Referanseuhellet er ikke nærmere omtalt i denne rapporten, men nærmere informasjon om scenariet og konsekvenser finnes i sikkerhetsrapporten.

2.1.6 JEEP II

For JEEP II er følgende scenarier analysert:

- Jordskjelv
- Reaktivitetsforstyrrelser
- Komponentfeil
- Reduksjon og stans i reaktorens kjølevannsirkulasjon
- Lekkasje med tap av kjølevann
- Kombinasjon av feil
- Håndteringsuhell
- Referanseuhellet, se scenariedefinisjon under

Referanseuhellet er det mest alvorlige uhellsscenariet som omtales i sikkerhetsrapporten [12, 13, 14]. Scenariet forutsetter en fullstendig drenering av kjølevann fra reaktortanken i løpet av 25 sekunder, nødkjølesystemet (tungtvann) svikter og det er ikke tilgjengelig råvann i kommunens ledningsnett for å erstatte tungtvannsnødkjølingen. Det forutsettes at de feil-sikre ventilene i ventilasjonskanalen stenger, eller at manuelle avstengningsventiler stenges.

Konsekvensene av referanseuhellet er beskrevet i sikkerhetsrapporten og konsekvensutredningen fra desember 2004, og et slikt uhell vil medføre behov for tiltak utenfor IFEs anleggsområde. Tiltakene er beskrevet i konsekvensutredningen.

I denne foreliggende rapporten er det analysert konsekvensene av åpen reaktorinneslutning ved referanseuhellet, se kapittel 4.3.

2.1.7 Haldenreaktoren

For Haldenreaktoren er følgende scenarier analysert:

- Jordskjelv
- Reaktivitetsforstyrrelser
- Lettvanninntrengning i primærsystemet

- Komponentfeil
- Reduksjon og stans i reaktorens kjølevannsirkulasjon
- Lekkasje med tap av kjølevann
- Strømbortfall
- Brann
- Håndteringsuhell
- Feil på eksperimentalutstyr
- Utskyting av en kontrollstav
- Referanseuhellet, se scenariedefinisjon under

Det mest alvorlige uhellet som omtales i sikkerhetsrapporten er et scenarie som medfører en fullstendig drenering av kjølevann fra reaktortanken i løpet av 45 sekunder, nødkjølesystemet (tungtvann) svikter og det er ikke tilgjengelig kjølevann, verken fra kommunens eller Norske Skog Saugbrugsforeningens råvannsledninger. Imidlertid forutsettes at de åtte feil-sikre ventilene i ventilasjonskanalen stenger. Dette scenariet omtales som referanseuhellet.

Konsekvensene av referanseuhellet er beskrevet i sikkerhetsrapporten [8, 15, 16, 17] og konsekvensutredningen fra desember 2004, og et slikt uhell vil medføre behov for tiltak utenfor IFEs anleggsområde. Tiltakene er beskrevet i konsekvensutredningen.

I denne foreliggende rapporten er det analysert konsekvensene av åpen reaktorinneslutning under referanseuhellet, se kapittel 4.4.

2.1.8 Brenselinstrumentverkstedet

For brenselinstrumentverkstedet er følgende scenarier analysert.

- Brann
- Oversvømmelse
- Kritikalitet

Konsekvensene av scenariene er omtalt i sikkerhetsrapporten [18], og omtales ikke nærmere i denne redegjørelsen. Uhellene har ingen radiologiske konsekvenser for omgivelsene.

3 Detaljgrad og forutsetninger i utslipps- og doseberegningene

Som presisert i kapittel 2 i konsekvensutredningen, inneholdt utredningen ikke nye sikkerhetsanalyser, og beskrivelser av konsekvenser ved alvorlige ulykker var derfor basert på anleggenes sikkerhetsrapporter. Grunnen for dette var at Statens strålevern har vurdert de sikkerhetsmessige forhold ved driften av anleggene og funnet at kravene i atomenergiloven og røntgenloven (som forøvrig ble erstattet med Strålevernsloven i 2000) samt internasjonale anbefalinger er oppfylt, og at regjering har lagt Strålevernets vurderinger og innstilling til grunn ved tildeling av konsesjon.

Videre valgte man å presentere en total vurdering av konsekvensene, og heller referere til relevante dokumenter for detaljer. Årsaken var å gjøre dokumentet mest mulig tilgjengelig for et bredt publikum. Man anså for eksempel at detaljerte beskrivelser av

både grunnlaget for utslippsberegningene og av de forskjellige eksponeringsveier etter et utslipp, ikke ville være nødvendige for å danne seg et helhetlig bilde av konsekvensene av en ulykke. Denne rapporten er mer teknisk og det er derfor ikke lagt vekt på å gjøre den bredt tilgjengelig for publikum.

Det etterfølgende gir en oppsummering av grunnlaget for utslipps- og doseberegningene ved en alvorlig ulykke ved JEEP II eller HBWR, som beskrevet i de den gang gjeldende sikkerhetsrapporter og andre dokumenter referert til i konsekvensutredningen.

3.1 Grunnlaget for utslippsberegningene

Estimat av konsekvenser ved referanseuhellet, slik det var beskrevet i sikkerhetsrapportene for JEEP II fra 2003 [19] og HBWR fra 2004 [20], var begrenset til utslipp av edelgasser og jodisotoper. Denne forenklingen er i tråd med US NRC Regulatory Guides 1.3, 1.4 og 1.195 [21, 22, 23] og reflekterer det faktum at disse to nuklidegruppene vil være de klart dominerende i bidraget til dosen til befolkningen ved en ulykke.

Grunnlaget for analysen av konsekvenser ved en ulykke, er aktivitetsinnholdet i reaktorkjernen av edelgasser og jodisotoper ved ulykkestidspunktet. I sikkerhetsrapportene var den beregnet med antagelse om likevektsbetingelser ved en bestemt maksimumseffekt. For JEEP II antok man den lisensierte effekten på 2 MW, som også er den høyeste effekten reaktoren blir operert på, mens for HBWR ble den lisensierte effekten på 25 MW benyttet, som er 30 % over normaleffekten på ca. 18 MW. Alle kombinasjoner av reell reaktor kjøretid og effekt vil derfor innebære et lavere aktivitetsinnhold i kjernen enn det som var benyttet i uhellsanalysene i sikkerhetsrapportene.

Andel av aktivitetsinnholdet i reaktorkjernen som frigjøres ved en ulykke var også beskrevet i detalj i sikkerhetsrapportene. For JEEP II var det foretatt en beregning basert på temperaturutviklingen i brenselet etter tapet av kjølevann, mens for HBWR ble det benyttet standard andeler fra NRC Regulatory Guide 1.3 og 1.4.

I konsekvensutredningen valgte man å utvide analysen av referanseuhellet og se på effekter av avsatt aktivitet, og i den forbindelse også en vurdering av konsekvenser av utslipp av langlivede nuklider. Detaljert beskrivelse av dette er gitt i referanser til konsekvensutredningen. I disse beregningene var det for JEEP II lagt til grunn en utbrenning på 8 MWd/kg U som tilsvarer en gjennomsnittlig utbrenning. For HBWR ble det benyttet en utbrenning på 20 MWd/kg U, mens en gjennomsnittlig utbrenning for denne reaktoren er 15 MWd/kg U. Andel av aktiviteten i brenselet som gikk til utslipp var basert på NRC Regulatory Guide 1.183 [3].

I 2006 ble sikkerhetsrapportene revidert for begge anleggene [14, 17], og utslippet etter en LOCA bygger nå i sin helhet på Regulatory Guide 1.183.

3.2 Grunnlaget for doseberegningene

I tråd med NRC Regulatory Guides 1.3, 1.4 og 1.195 var doseberegningene i sikkerhetsrapportene begrenset til ekstern bestråling og inhalasjon fra den forbipasserende skyen. For JEEP II hadde man i tillegg beregnet dose fra ekstern bestråling direkte fra stålhuset, siden det viser seg at dette er det største bidraget til den samlede stråledosen til befolkningen i nærområdet.

I konsekvensutredningen foretok man imidlertid en utvidelse i forhold til sikkerhetsrapportene og vurderte noen flere eksponeringsveier. Dette er beskrevet nærmere i referanser til utredningen. Man så først og fremst på doser fra direkte bestråling fra avsatt aktivitet og inhalasjon av resuspendert aktivitet. Det ble videre vurdert at aktivitet avsatt direkte på menneske ikke vil gi doser av betydning i forhold til de andre eksponeringsveiene, og eventuelle doser kan i tillegg reduseres med enkle midler. Denne eksponeringsvei ble derfor utelatt fra analysen.

Man anså det for vanskelig å beregne en dose fra inntak av kontaminerte matvarer. Årsaken er den store usikkerheten i mengder som vil gå til konsum, noe som blir spesielt vanskelig når det også må tas hensyn til eventuelle restriksjoner fra myndighetene på konsum av enkelte matvarer etter en ulykke. Isteden ble det i konsekvensutredningen gitt et estimat av størrelsen på de områder som ved produksjon av grønnsaker og melk, ville gi en aktivitetskonsentrasjon i produserte matvarer som overskrider EUs tiltaksgrenser.

Utslipp til vann ved referanseuhellet er behandlet i sikkerhetsrapporten for HBWR. Det konkluderes med at dosene vil bli små. For JEEP II har man bedre mulighet til å rense vannet, slik at utslipp til vann etter referanseuhellet vil kunne foregå innenfor gjeldende utslippstillatelser. Denne eksponeringsvei er ikke spesielt nevnt i konsekvensutredningen.

Denne utvidete analysen forandret forøvrig ikke på konklusjonene fra sikkerhetsrapportene om de umiddelbare konsekvenser av en ulykke. Avsatt aktivitet vil imidlertid kunne gi et signifikant bidrag til stråledosen i tiden etter ulykken. Denne eksponeringsvei er nå behandlet i de reviderte sikkerhetsrapportene fra 2006.

4 Andre ulykkesscenarier

4.1 Design Basis Accident og Beyond Design Basis Accident

IAEA anbefaler at nukleære installasjoner skal kunne håndtere de utfordringer anlegget kan tenkes å bli utsatt for i anleggets levetid, innenfor de krav myndighetene har satt til installasjonen. Denne type ulykke betegner IAEA som Design Basis Accident, DBA. For forskningsreaktorer har IAEA nylig utgitt en ”Safety Standard” som blant annet beskriver de initierende hendelsene som en DBA sikkerhetsanalyse bør omfatte. De initierende hendelsene omfatter blant annet; strømbortfall, reaktivitetsendringer, stopp av kjølevann, tap av kjølevann, feilhåndtering og komponentfeil, spesielle hendelser

(f.eks. brann, eksplosjoner, ondsinnede villede handlinger), eksterne hendelser (f.eks. jordskjelv) og menneskelige feil. Disse kategoriene av initierende hendelser er inkludert i sikkerhetsrapportene for forskningsreaktorene, men også der det er relevant for de øvrige konsesjonsunderlagte anleggene.

IAEA sier at sikkerhetssystemenes hovedfunksjon er å forhindre eller begrense konsekvenser av driftsforstyrrelser og DBA. Eksempler på slike systemer ved forskningsreaktorene er avstengningssystemer, nødkjølesystemer, filtreringssystemer og reaktorhallspraysystemene. For de andre anleggene er også installert sikkerhetssystemer som har tilsvarende funksjoner, som f.eks. ventilasjonsanlegget ved Metallurgisk laboratorium II. For begge forskningsreaktorene har IFE definert svikt i nødkjølesystemet (også de redundante delene av systemene), til å være en del av DBA, selvom IAEA omtaler fullstendig svikt av nødkjølesystemet å være en ulykke som går utover DBA.

For ulykker som går utover DBA anbefaler IAEA at det bør gjennomføres ytterligere analyser, og omtaler slike ulykker som Beyond Design Basis Accident, BDBA. Der hvor slike ulykker kan forekomme anbefaler IAEA at det installeres ytterligere konsekvensreduserende systemer. Ved forskningsreaktorene er eksempler på slike systemer reaktorhallsprayen og nødfiltreringssystemene. IAEA har anbefalt at analyse av slike ulykker benyttes i planlegging av beredskapen.

I sikkerhetsrapportene til JEEP II og HBWR er LOCA (Loss Of Coolant Accident), det vil si den mest alvorlig ulykken, behandlet med forutsetning om svikt i reaktorenes nødkjølesystem. I følge IAEA er dette da å betrakte som en BDBA. Ifølge krav fra US NRC (US Nuclear Regulatory Commission), som har vært retningsgivende for sikkerhetsrapportenes beregninger av konsekvenser ved alvorlige ulykker ved JEEP II og HBWR, skal imidlertid en DBA-LOCA behandles med forutsetning om nedsmeltning av reaktorkjernen. Dette er bare mulig om reaktorenes nødkjølesystem svikter og er derfor bakgrunnen for denne forutsetningen i sikkerhetsrapportene. I dette dokumentet vil disse ulykkesscenariene bli betegnet som referanseuhell for å skille de fra DBA slik det er definert av IAEA.

I det etterfølgende er konsekvenser av alvorlige ulykker med svikt i øvrige sikkerhetssystemer og konsekvensreduserende tiltak analysert for JEEP II og HBWR. For JEEP II, hvor øvrige konsekvensreduserende systemer har liten innvirkning på den viktigste eksponeringsveien, nemlig direkte stråling fra stålhuset, har man gått et skritt videre og antatt at ventilene i inneslutningen ikke stenger. For HBWR hvor overrislings- og filtersystemer i inneslutningen vil ha betydning for utslippet, har man analysert både for ulykker med antagelse om svikt i disse systemene og for ulykker der ingen ventiler til inneslutningen lar seg stenge.

Både for JEEP II og HBWR er sikkerhetsrapportenes referanseuhell analysert med svært konservative forutsetninger. Årsaken er å forsikre seg om at de innebygde sikkerhetssystemer og konsekvensreduserende systemer fungerer på en slik måte at det utelukker uakseptable konsekvenser med omfattende tiltak for å beskytte nærliggende befolkning og miljø. For en analyse av BDBA er det imidlertid viktig at forutsetningene ikke blir urealistisk konservative, jf. IAEA. Årsaken er at resultatene vil være grunnlag for planlegging av konsekvensreduserende tiltak overfor nærliggende befolkning, og en

antagelse om urealistiske konsekvenser som følge av en ulykke vil kunne medføre uriktig bruk av ressurser og at unødvendige og risikofylte tiltak vil kunne bli implementert. Eksempel er risikoen som er knyttet til evakuering av store befolkningsgrupper i forhold til risikoen ved pålegg om opphold innendørs. Noen av forutsetningene som er lagt til grunn ved beregning av utslipp ved referanseuhellet er derfor forandret for beregning av utslipp ved de forskjellige BDBA scenariene. Dette er nærmere beskrevet under de relevante avsnitt.

4.2 Tiltaksgrenser

Konsekvenser ved de forskjellige ulykkesscenariene vil i det etterfølgende bli vurdert med hensyn til nødvendigheten av tiltak. Ved valg av tiltak kan *Nordic Intervention Criteria for Nuclear or Radiological Emergencies - Recommendations*, [24] legges til grunn. Dersom avverget dose ligger under den generiske tiltaksgrensen for tiltaket angitt i Tabell 1, anses tiltaket ikke å være berettiget. Avverget dose er den dosen som en unngår å få hvis tiltaket gjennomføres.

Tabell 1: Nordic Intervention Criteria for Nuclear or Radiological Emergencies - Recommendations

Mottiltak	**Effektiv Avverget dose (mSv)**
Opphold innendørs	10 mSv innen 2 dager
Jod profylakse	Spesielle nasjonale anbefalinger
Evakuering	50 mSv innen en uke
Midlertidig flytting	Ingen forhåndsdefinert intervensjonsgrense
Permanent flytting	Ingen forhåndsdefinert intervensjonsgrense

I forbindelse med radioaktivt nedfall og opptak i næringskjedene har EU definert CFIL-verdier (Council Food Intervention Level) i enheter av Bq/kg eller Bq/l for radionuklider i ulike næringsmidler. CFIL-verdiene brukes som intervensjonskriterier. Det er også gjort beregninger av den aktivitetskonsentrasjon av radioaktive nuklider på bakken som ved overføring til næringsmidlene gir CFIL-verdiene [25].

De norske grenseverdiene for ^{137}Cs er 600 Bq/kg i basismatvarer, 370 Bq/kg i barnemat og 3 000 Bq/kg i rein, vilt og ferskvannsfisk.

Codex Alimentarius, som er et FN-organ, har også angitt anbefalinger om grenseverdier for radioaktivitet i matvarer. Disse er under revisjon og nye anbefalinger vil komme til neste år.

I dette dokumentet benyttes CFIL-verdiene [25] siden disse verdiene er relatert til aktivitetskonsentrasjoner på bakken for ulike nuklider og derfor gir mulighet for å vurdere konsentrasjoner av radioaktivitet i matvarer i relasjon til utslipp og nedfall over aktuelle områder.

4.3 BDBA scenarier og konsekvenser ved JEEP II

4.3.1 JEEP II-referanseuhellet

Scenariet for referanseuhellet for JEEP II på Kjeller er beskrevet ved følgende hendelsesforløp [14]:

- Brudd på innløpsledningen på reaktorens primærkrets like over tilbakeslagsventilen mellom pumpe og tankbunn medfører at tungtvannet i reaktortanken dreneres til oppsamlingstanken under reaktoren. Dette tar minimum ca 25 sekunder.
- Det er ikke mulig å starte nødkjølesystemet.
- Det glemmes å åpne for råvannstilførsel.

Den videre utviklingen av scenariet er følgende:

- Restvarmen i brenselet medfører at aluminiumskapslingen smelter etter 10-11 minutter.
- Etter 25-27 minutter vil smeltingen av indre og ytre shroud medføre at brenselspellet kan falle ned på nedre gitterplate og starte oppvarming av denne. Etter ca en time vil smeltet aluminium sammen med brenselspellet renne ned til tilbakeslagsventilen.
- Etter ca 6 timer vil ekspansjonsklemmen smelte og brenselet vil falle ned i bunnen av oppsamlingstanken.

Forutsetningene for referanseuhellet er svært lite sannsynelige da det alltid vil være ”leakage before break”, ikke giljotinbrudd som forutsatt. Nødkjølesystemet er redundant og henter vann fra lekkasjetanken og råvann tilføres fra to forskjellige grener av det kommunale nett.

4.3.2 Frigjøring av radioaktivitet til stålhusatmosfæren

Til beregning av utslipp av fisjonsprodukter til stålhuset benyttes anbefalingene i NRC Regulatory Guide 1.183 [3] om ”BWR Core Inventory Fraction Released into Containment, Early in vessel, Total” (table 1) som angir fraksjonen av det totale innhold av ulike grupper fisjonsprodukter som slipper ut fra reaktorkjernen. I forbindelse med referanseuhellet for JEEP II er aktuelle nuklidegrupper og frigjøringsfraksjoner gitt i tabell 2. I NRC Regulatory Guide 1.183 [3] er det angitt at utslippsfasen som er kalt ”in –vessel” starter 0,5 timer etter LOCA og fortsetter i 1,5 timer framover. For JEEP II antas det at start av utslipp til stålhuset faller sammen med denne fasen og starter 0,5 timer etter at LOCA inntreffer og varer i 1,5 timer slik at utslippet fra brenselet og fra reaktortanken ut til stålhuset er avsluttet ca to timer etter LOCA.

Tabell 2. Fraksjonen av fisjonsprodukter som slipper ut til stålhuset fra en JEEP II LOCA [3]

Nuklidegruppe	**Nuklider, n**	**Fraksjon, F_n**
Edelgasser	Kr, Xe	1
Halogener	I, Br	0,3
Alkalimetaller	Cs, Rb	0,25
Tellurmetaller	Te, Sb, Se	0,05
Ba og Sr		0,02
Edelmetaller	Ru, Rh, Pd, Mo, Tc, Co	0,0025
Ceriumgruppe	Ce, Pu, Np	0,0005
Lantanider	La, Zr, Nd, Eu, Nd, Pm, Pr, Sm, Y, Cm, Am	0,0002

Bruk av BWR data for JEEP II er meget konservativt. I forbindelse med beregninger av utslipp til omgivelsene ses det derfor bort fra nuklider med en frigjøringsfraksjon $\leq$ 0,05, dvs fra og med gruppen ”Tellurmetaller” i tabell 2 og radioaktive nuklider med en halveringstid < 30 minutter, med unntak av ^{88}Rb som fødes fra ^{88}Kr.

Aktivitetsnivåene for aktuelle nuklider i reaktorkjernen, n, når referanseuhellet inntreffer, $B_n(0)$, og frigjøringsfraksjonene er gitt i tabell 1.1 i Appendiks 1. Utgangspunkter for beregning av utslipp av ulike nuklider n til stålhuset er derfor aktivitetsnivåene i brenselet, $B_n(0,5)$ i tabell 1.1 i Appendiks 1 beregnet med en hendøingstid på 0,5 timer fra $B_n(0)$.

Mengden av halogener og alkalimetaller i stålhusluften vil bli redusert under utlekking fra reaktortanken til stålhuset og kan reduseres ved hjelp av resirkulasjonsanlegget. Videre vil en anvendelse av sprinkleranlegget medføre at en del av aktiviteten for disse nuklidene vil bli vasket ned i kjelleretasjen. Det er vanskelig å forutsi eksakt hvor stor effekt disse tiltakene har på halogener og alkalimetaller. I doseberegninger fra utslipp under referanseuhellet beskrevet i sikkerhetsrapporten for JEEP II [14] er det antatt at bare 50 % er tilgjengelig for utslipp (K_n= 0,5). Det antas ingen reduksjon for edelgasser. Ut fra en nærmere vurdering av alle reduksjonsmekanismer vil en forvente en reduksjon på nærmere 90 %. For beregning av utslipp til atmosfæren gjennom åpne ventiler benyttes derfor K_n= 0,1 for reduksjon av halogener og alkalimetaller i stålhusluften før utslipp til atmosfæren. For edelgasser er K_n = 1, dvs ingen reduksjon.

4.3.3 Utslipp gjennom åpne ventiler

Ventilene som isolerer stålhuset er konstruert som ”fail to safe”, dvs. at de ved en feilsituasjon vil gå til stengt posisjon. Hvis dette svikter vil stålhuset isoleres med manuelt opererte ventiler som beskrevet nedenfor. I motsetning til referanseuhellet slik det er beskrevet i sikkerhetsrapporten for JEEP II antas det at de automatiske ventilene i

ventilasjonskanal for utgående ventilasjonsluft ut fra stålhuset ikke lar seg lukke. Radioaktivitet i stålhuset vil da kunne lekke ut via pipen dersom det oppstår et overtrykk i stålhuset i forhold til atmosfæren. Det understrekes at denne situasjonen helt kan unngås siden ventilasjonskanalene også er utstyrt med ventiler plassert utenfor stålhuset som kan lukkes manuelt.

Varmeutviklingen som følge av uhellet er uvesentlig, og det vil derfor ikke av den grunn oppstå overtrykk i stålhuset. De varmekilder som eventuelt kan forårsake trykkøkning, er brenselselementenes restvarme, varme som er magasinert i reaktor-blokken, og varmeutvikling på grunn av en aluminium/vannreaksjon. De to førstnevnte varmekildene er ubetydelige. Med hensyn til den tredje så viser forsøk som er utført, at man ikke får kjemisk reaksjon mellom aluminium og vann når aluminiumstemperaturen er under 1200 °C. For JEEP IIs vedkommende er det ikke mulig å komme opp i slike temperaturer. Derfor er også denne varmekilden satt ut av betraktning.

Det som først og fremst kan forårsake et utslipp gjennom åpne ventilasjonsventiler i stålhuset er et atmosfærisk trykkfall. Her antas det at et trykkfall på 15 hPa inntreffer over en tidsperiode på 24 timer med start samtidig med at uhellet inntreffer. Med utgangspunkt i et normalt atmosfærisk trykk på 1013,3 hPa og et tilsvarende trykk i stålhuset med åpne ventiler vil et atmosfærisk trykkfall på 15 hPa gi et utslipp på 1,5 % av stålhusets volum i denne perioden. Dette gir et tilsvarende utslipp av totalaktiviteten i stålhuset i denne tiden.

Det totale aktivitetsinnholdet, $A_n(2)$, i stålhusluften for ulike nuklider, n, ved tidspunktet 2 timer etter LOCA og som er tilgjengelig for utslipp til atmosfæren er gitt i tabell 1.1 i Appendiks 1 og er beregnet ut fra radioaktivitetsinnholdet i reaktorkjernen som er tilgjengelig for utslipp til stålhusatmosfæren, hendøing i 1,5 timer og med en reduksjonsfaktor på K_n= 0,1 for halogener og alkalimetaller.

For utslippet i perioden fram til 24 timer etter LOCA antas det at 1,5 % av denne radioaktiviteten for hver aktuell nuklide slipper ut. Utslippet av de ulike nuklider, n, er gitt som $U_n(24)$ tabell 1.1 i Appendiks 1. Med utgangspunkt i at konsentrasjonen av ^3H i tungtvannet er 60 GBq/l og luften er mettet med D_2O damp ved 25 ºC, vil det totale innhold av ^3H i stålhuset være 11 TBq. Tabell 1.1 i Appendiks 1 viser aktiviteten i stålhuset med reduksjonsfaktoren K_n= 0,1 og utslipp til atmosfæren for denne nukliden i 24 timer

4.3.4 Doser fra utslipp gjennom åpne ventiler

For beregning av spredning av utslipp og doser antas det at utslippet av de totale aktivitetsmengdene som slippes ut i løpet av 24 timer er jevnt fordelt i tid. Det er utført beregninger av dose fra passerende sky med radioaktivitet, dose fra innhalasjon samt dose fra deponert aktivitet i 7 dager og i 5 år. Innhalasjonsdose er beregnet for aldersgruppene 1 år, 10 år og voksen. Barn befinner seg ikke innenfor IFE og vil nærmest befinne seg 300 meter fra JEEP II. Dose og doserate fra deponert aktivitet er beregnet for ulike tidsintervaller etter utslippet.

Stabilitetsklassen som brukes er Pasquill D da denne tillater nedbør. Denne stabilitetsklassen med en vindhastighet på 5 m/s vil være et typisk vær i Kjeller

området. Utslippet antas å skje i en høyde av 25 meter over bakken. Beregning av doser fra sky og fra inhalasjon er utført uten våtdeposisjon og tørrdeposisjon som da gir maksimalverdier for denne stabilitetsklassen. For beregning av deponering på bakken er tørr- og våtdeposisjon inkludert med en nedbørmengde på 1 mm/time, som også er typisk for Kjelleområdet. Data for beregninger av doser er gitt i tabell 3.

Tabell 3. Forutsetninger for beregning av områder med deponert radioaktivitet over CFIL- verdiene

Stabilitet	Pasquill D
Vindhastighet	5 m/s
Blandingshøyde	800 meter
Regn	1 mm/time
Utslippshøyde	25 meter
Varighet	24 timer
Tørr deposisjonshastighet	CsI partikkelbundet I: $1 \cdot 10^{-2}$ m/s Andre nuklider: $1 \cdot 10^{-3}$ m/s
Utvaskingskoeffisient	$3 \cdot 10^{-4}$ s^{-1}

Alle beregninger av spredning og doser fra utslipp er utført med et program laget av IFE [26].
Tabell 1.2 i Appendiks 1 gir effektive doser fra passerende sky, effektive doser til voksne fra inhalasjon og effektive doser fra deponert aktivitet i over en periode på 7 dager og 5 år. Beregningene er gitt for avstandene 100 meter, 200 meter og 300 meter fra JEEP II. I tabell 1.3 i Appendiks 1 er thyreoideadoser og effektive doser fra inhalasjon summert for alle isotoper for 1 år gamle barn, for 10 år gamle barn og for voksne presentert.

Et sammendrag av resultatene fra doseberegningene er vist i tabell 4

Tabell 4. Akkumulert dose i løpet av 24 timer etter LOCA med åpne ventiler

	Doser i avstand fra JEEP II		
Eksposisjonsveier og eksponert befolkningsgruppe	**100 m** (mSv)	**200 m** (mSv)	**300 m** (mSv)
Ekstern effektiv dose fra passerende sky (alle)	0,0007	0,011	0,013
Effektiv dose fra inhalasjon av alle nuklider (voksne)	0,019	0,27	0,32
Effektiv doser fra inhalasjon av (barn ett år)	0,038	0,55	0,66
Effektiv doser fra inhalasjon av (barn 10 år)	0,033	0,49	0,58
Ekstern effektiv dose i 7 dager fra deposisjon (alle)	0,80	0,40	0,27
Ekstern effektiv dose i 5 år fra deposisjon (alle)	19	9,6	6,5

Dosene til thyreoidea fra inhalasjon bidrar med ca 98 % til de effektive dosene fra inhalasjon og skyldes i alt vesentlig jod-isotoper. Andre radioaktive nuklider bidrar neglisjerbart.

4.3.5 Tiltak i akutt fase

Beregnede effektive doser i akuttfasen er under tiltaksgrensene for avverget dose for anbefalte mottiltak i tabell 1. Tiltakene er i denne sammenheng ikke berettiget. I denne situasjonen med utslipp gjennom åpne ventiler i JEEP II vil det på grunn av usikkerheten rundt uhellet allikevel måtte vurderes å gi anbefaling om opphold innendørs med stenging av vinduer og ventilasjonsanlegg så lenge akuttfasen varer.

4.3.6 Tiltak mot doser fra deposisjon

Doser fra deposisjon vil i løpet av 5 år være størst innenfor IFEs område. Den maksimale årlige dosen vil da være ca 4 mSv. Det vil være naturlig å gjennomføre diverse enkle opprenskingstiltak for å redusere denne dosen.

Dosen fra deposisjon i den nærmeste bebyggelse vil maksimalt være ca 1,3 mSv pr år. Denne dosen er sammenliknbar med dosen fra naturlig bakgrunnsstråling når en ser bort fra radon. Dosene er for lave til å kreve omfattende mottiltak.

4.3.7 Opptak i matvarer

De næringsmidler som vil bli mest forurenset av et radioaktivt nedfall er melk og grønnsaker. Disse er behandlet nedenfor. Aktivitetskonsentrasjonen på bakken er i tabellene 1.4 – 1.7 i Appendiks 1 relatert til CFIL-verdier (Council Food Intervention Level) [25]. Forutsetningene for beregningene [26] er gitt i tabell 3. Beregningene beskriver lengde, bredde og areal av området med aktivitet som overskrider CFIL-verdiene som funksjon av dager etter nedfallet. For forurensninger av ^{131}I vil området avta som funksjon av tiden som følge av hendøing av nukliden.

4.3.8 Tiltak mot radioaktivitet i melk

Nedfall av radioaktivt jod på områder med beitende husdyr er førende for forurensning av melk. Av de aktuelle jod-isotopene er det ^{131}I som er vesentlig. De andre jod-isotopene har for kort halveringstid til å bidra i tilsvarende grad. CFIL-verdien for melk er 500 Bq/kg. Aktivitetskonsentrasjonen på bakken som vil gi denne aktivitetstetthet i melk er $7 \cdot 10^3$ Bq/m^2. Tabell 1.4 i Appendiks 1 viser lengde, bredde og areal av området som har en aktivitetskonsentrasjon som overskrider CFIL-verdien og hvordan den avtar med tiden etter nedfallet. Restriksjoner i melkeproduksjon og konsum av denne melken vil være aktuelt fra første dag etter nedfallet for de gårder som er innenfor ca 15 000 meter i vindretningen fra IFE og i en bredde på ca 9 000 meter. Etter 30 dager er området som overskrider CFIL-verdien skrumpet inn til et område i avstand 2 700 meter fra reaktoren og en bredde på ca 1 400 meter. I forbindelse med konsekvensutredningen [1] ble det gjort en kartlegging av melkeprodusenter nær IFE-Kjeller. Resultatet er gitt i tabell 1.5 i Appendiks 1. Ingen produsenter av melk ligger innenfor en avstand på ca 3000 meter fra IFE-Kjeller. Restriksjoner i melkeproduksjonen kan derfor oppheves totalt etter 30 dager. For melkeprodusenter som er lokalisert i lenger avstand fra IFE-Kjeller kan restriksjonene oppheves tidligere. Dette kan gjøres på bakgrunn av oppfølgende målinger av deposisjon av ^{131}I etter akuttfasen.

Nedfall av Cs vil i vesentlig mindre grad kreve begrensinger i produksjon og konsum av melk. CFIL-verdien for ^{137}Cs i melk er 1000 Bq/kg. Aktivitetskonsentrasjonen på bakken som vil gi denne aktivitetstetthet i melk er $1{,}4 \cdot 10^4$ Bq/m^2. Tabell 1.7 i Appendiks 1 viser at området med aktivitetskonsentrasjon over CFIL-verdien for ^{137}Cs i melk er opp til 1 700 meter fra JEEP II og med en bredde på ca 820 meter. Med henvisning til tabell 1.5 er det ingen melkeproduksjon innenfor dette området.

4.3.9 Tiltak mot radioaktivitet i grønnsaker

For grønnsaker med blad er det ^{137}Cs og ^{131}I som er de aktuelle nuklidene, de andre Cs- og I-isotopene i nedfallet har enten for kort halveringstid eller for lavt aktivitetsnivå til å gi et vesentlig bidrag til forurensning av slike grønnsaker.

CFIL-verdien for ^{131}I i grønnsaker med blader er 2000 Bq/kg. Aktivitetskonsentrasjonen på bakken som vil gi denne aktivitetstettheten i grønnsaker er $6{,}7 \cdot 10^3$ Bq/m^2. Tabell 1.6 i Appendiks 1 viser lengde, bredde og areal av området med aktivitetskonsentrasjon over CFIL-verdien og hvordan området avtar med tiden etter nedfallet for ^{131}I. Restriksjoner i konsum av grønnsaker i vekst vil være aktuelt fra første dag etter nedfallet innenfor ca 16 000 meter fra IFEs område i vindretningen og i en bredde på 9500 meter. Dette tilsvarer omtrent det området hvor det må innføre restriksjoner i melkeproduksjon. Etter 50-70 dager er området over CFIL-verdien skrumpet inn til et område innefor IFEs område og restriksjonene kan totalt oppheves. For grønnsakproduksjon i lenger avstander fra IFE-Kjeller kan restriksjonene oppheves tidligere. Dette kan gjøres på bakgrunn av oppfølgende målinger av deposisjon av ^{131}I etter akuttfasen.

CFIL-verdien for ^{137}Cs i grønnsaker med blader er 1250 Bq/kg. Aktivitetskonsentrasjonen på bakken som vil gi denne aktivitetstetthet i grønnsaker er $4{,}2 \cdot 10^3$ Bq/m^2. Tabell 1.7 viser at området med aktivitetskonsentrasjon over CFIL-verdien for ^{137}Cs i grønnsaker er opp til 4 800 meter fra JEEP II og med en bredde på ca 2400 meter. Dette området vil strekke seg utenfor IFEs område på Kjeller og vil blant annet omfatte villahager og noen av de nærmeste landbrukseiendommene. Innenfor dette området må det frarådes konsum og salg av grønnsaker som var i vekst under nedfallsperioden.

4.4 BDBA scenarier og konsekvenser ved HBWR

Scenariet for referanseuhellet ved HBWR (DBA-LOCA) forutsetter et brudd i reaktorens underkjølerør med påfølgende drenering av alt vann i reaktortanken i løpet av 45 sekunder[17]. Reaktorens nødkjølesystem antas å ikke virke. I sikkerhetsrapportens analyse av ulykken er det videre antatt at det samlede utslipp til reaktorhallen skjer i løpet av de første 3 minutter etter bruddet på røret. Dette er ekstremt konservativt, men var en nødvendig forenkling ved de analytiske beregningene som ble gjort på 60 og 70-tallet samtidig som det på den tiden ikke var definert et standardisert utslippsforløp ved en LOCA. Selv om det nå foreligger standardiserte utslippsforløp har man likevel valgt å beholde denne antagelsen ved senere

oppgraderinger av sikkerhetsrapporten. En årsak er at siden den høyeste aktivitetskonsentrasjonen da vil falle sammen med den høyeste utlekkasjen, så vil det beregnede utslippet til omgivelsene være mindre sensitiv overfor effektiviteten til de forskjellige konsekvensreduserende systemer.

En analyse av BDBA-scenarier innebærer imidlertid at det er nettopp effekten av svikt i de forskjellige konsekvensreduserende systemer som skal studeres, og man kan ikke lenger neglisjere effekten av at utslippet fra reaktorkjernen skjer over en viss tid. I det etterfølgende er det derfor tatt utgangspunkt i et standardisert utslippsforløp av aktivitet fra reaktorkjernen til inneslutningen etter en LOCA som angitt i NRC Regulatory Guide 1.183 [3] og vist i tabell 5.

Tabell 5. Utslippsforløp fra reaktorkjerne for kokvannsreaktorer etter en LOCA [3]

	Utslipp start	Varighet av utslipp
Utslipp som følge av brudd på pinner	2 min	0,5 timer
Utslipp som følge av nedsmeltning	0,5 timer	1,5 timer

Videre kreves det i Regulatory Guide 1.183 at beregninger skal utføres med antagelse om at utslippet i de forskjellige fasene har et lineært forløp.

For å kunne vurdere konsekvensene av svikt i de forskjellige utslippsreduserende systemer er også beregningen av sikkerhetsrapportens referanseuhell gjentatt med et utslippsforløp som angitt ovenfor. Følgende scenarier er derfor analysert:

- Tett inneslutning, alle konsekvensreduserende systemer unntatt nødkjøling av reaktorkjernen virker (referanseuhell)
- Tett inneslutning, overrislingsanlegg virker, men filtersystemer er ute av drift
- Tett inneslutning, filtersystemer i drift, overrislingsanlegg virker ikke
- Tett inneslutning, ingen andre konsekvensreduserende systemer virker
- Åpen inneslutning, ingen konsekvensreduserende systemer i drift

Det må her bemerkes at det er svært lite sannsynlig at alle filtersystemer (to i reaktorhall og en i slusa) skal svikte samtidig, i likhet med at det er svært lite sannsynlig at de to uavhengige systemene for overrisling (med vann fra Norske Skog Saugbrugs eller fra det kommunale vannverket) svikter samtidig. Enda mer usannsynlig er det at alle filtersystemer skal svikte samtidig med at begge de to uavhengige systemene for overrisling også svikter. Det er mer realistisk å tenke seg at noen systemer vil svikte eller fungere dårligere enn antatt.

Når det gjelder scenariet om åpen inneslutning er det viktig å bemerke at det i både innløps- og utløps ventilasjonskanaler til sikkerhetsinneslutningen for HBWR er det fire ventiler i serie. Tre av ventilene i hver kanal er automatiske ventiler som stenger ved signal fra sikkerhetssystemet. Utover disse seks ventilene, kan de to øvrige ventilene fjernopereres. Fire av de automatiske ventilene er innenfor sikkerhetsinneslutningen, mens de to øvrige automatiske og de to fjernopererte ventilene er i ytre sikkerhetsinneslutning (luftslusen). Alle de åtte ventilene er av typen feilsikker, dvs. de stenger ved bortfall av styrestrøm.

Forøvrig er andre forutsetninger uforandret i fra siste utgave av sikkerhetsrapporten. Det er antatt et maksimum innhold av nuklider i reaktorkjernen, dvs. likevektbetingelser for kortlivede nuklider ved en reaktoreffekt på 25 MW og en over gjennomsnittlig oppbygning av langlivede nuklider ved å forutsette en gjennomsnittlig utbrenning av reaktorkjernen på 20 MWd/kgU mens den normale for HBWR er under 15 MWd/kgU.

4.4.1 BDBA ved HBWR med forutsetning om tett inneslutning

For utslipp til omgivelsene er det antatt at overtrykket i inneslutningen har et forløp som vist i figur 7.8 i sikkerhetsrapporten [17] (gjengitt som figur 1 i dette dokumentet), hvor kurve 4 er antatt for et scenario med overrislingsanlegget i gang og kurve 1 ved svikt i overrislingsanlegget. I beregningene er det antatt at fjellet har egenskaper til å binde radionuklider som angitt i kapittel 7.2.11 i Sikkerhetsrapporten [17]. Det er svært konservative verdier. Edelgasser og organisk jod antas å ikke bli holdt igjen i fjellet i det hele tatt, mens for partikulær aktivitet er det antatt en reduksjonsfaktor på 100. For partikulær aktivitet viser målinger at reell reduksjonsfaktor er større enn 10 000. I tabellene 2.1 – 2.4 i Appendiks 2 er vist utslipp til omgivelsene integrert til 3 og 24 timer for de forskjellige scenariene.

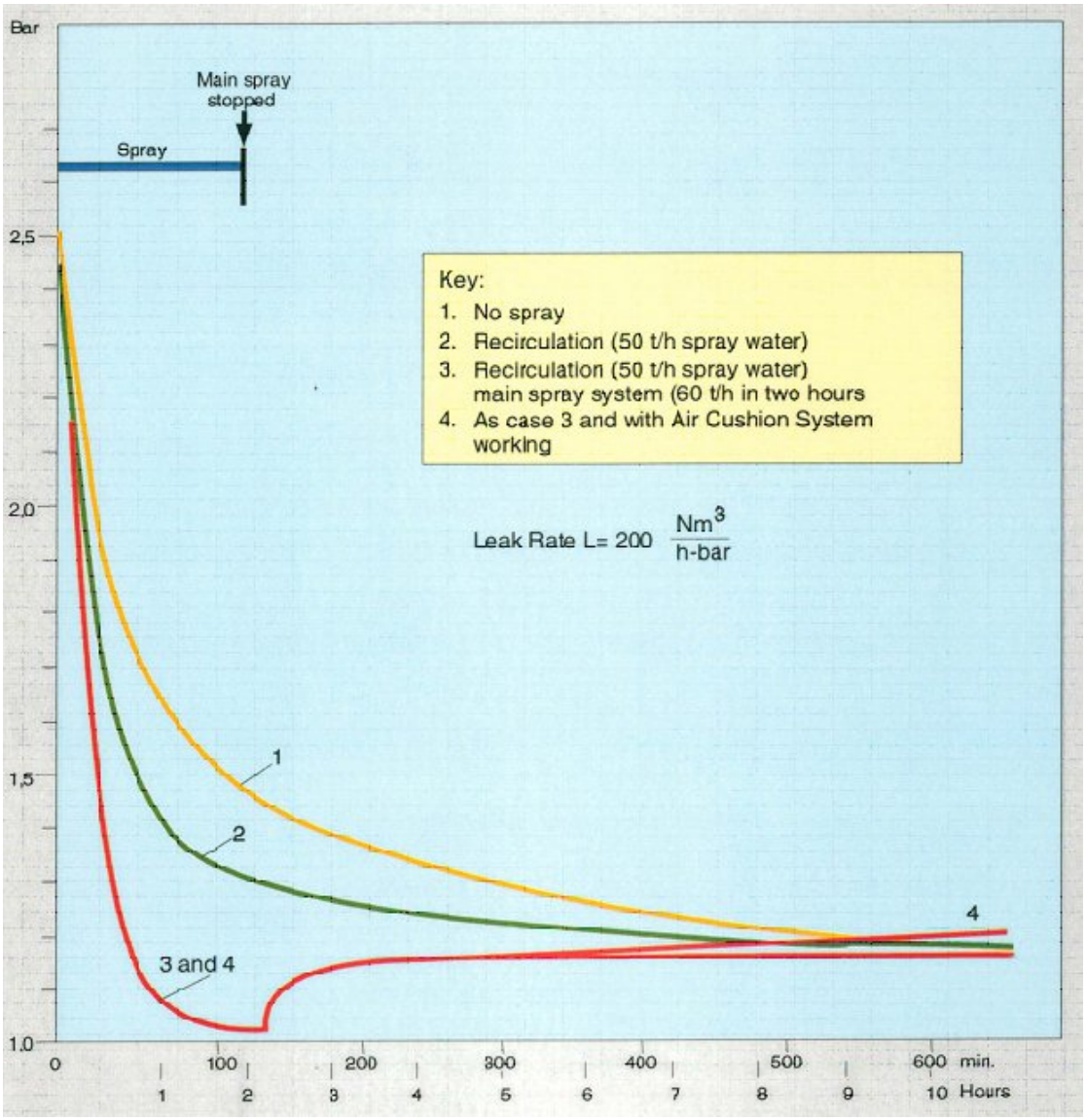
I sikkerhetsrapporten var doseberegninger utført med antagelse om Pasquill F atmosfærisk stabilitetskategori og at det akkumulerte utslippet til uendelig skjer i løpet av 10 timer. Begge deler er umulig. Pasquill F stabilitet forutsetter en konstant avkjøling av bakken, noe man kan ha i løpet av kalde og klare vinternetter, og vil normalt ikke kunne opprettholdes i mer enn tre til fire timer. Utslippet vil også strekke seg over et mye lengre tidsrom enn ti timer. For hvert scenario er derfor følgende beregninger utført, se forøvrig sikkerhetsrapporten for mer detaljerte opplysninger om valg av utslipps- og doseparametere:

1. *Akkumulert dose fra ekstern bestråling og inhalasjon fra luftbåren aktivitet i løpet av de første 3 timene*. Beregninger er utført i senterlinjen av utslippet. Antagelse om Pasquill F atmosfærisk stabilitet, 2 m/s vindhastighet og ingen reduksjon av aktivitetskonsentrasjonen i atmosfæren som følge av tørt nedfall

2. *Akkumulert dose fra ekstern bestråling og inhalasjon fra luftbåren aktivitet i løpet av de første 24 timene*. Beregninger er utført i senterlinjen av utslippet. Antagelse om Pasquill D atmosfærisk stabilitet, 5 m/s vindhastighet og ingen reduksjon av aktivitetskonsentrasjonen i atmosfæren som følge av tørt nedfall

3. *Akkumulert dose fra ekstern bestråling fra avsatt aktivitet og inhalasjon av aktivitet som er resuspendert fra bakken til atmosfæren*. Avsatt aktivitet er basert på utslippet i løpet av de første 24 timer og er beregnet med antagelse om Pasquill D, 5 m/s vindhastighet og konstant 1 mm/time regnvær. I doseberegningen er det antatt et gjennomsnittlig opphold innendørs på 12 timer/døgn og opphold utenfor området i gjennomsnittlig 4 timer/døgn.

Siden utslippet vil sive ut av sprekker i fjellsiden er alle beregninger gjort med antagelse om et bakkeutslipp. Resultater for de forskjellige scenariene er vist i tabellene 2.5 – 2.16 i Appendiks 2.



Figur 1. Trykkutvikling i reaktorhall etter brudd på underkjølerøret

Tabell 6. Effektiv dose (mSv) til 10 års gammelt barn fra luftbåren aktivitet etter ulykke med tett inneslutning med forskjellige utslippsreduserende systemer i drift. Forutsetning om konstant opphold utendørs i senterlinjen av utslippet.

	3 timer Pasquill F, 2 m/s 100 meter	24 timer Pasquill D 5 m/s 100 meter	24 timer Pasquill D 5 m/s 300 meter
Overrisling og filtersystemer i drift	0,31	0,81	0,12
Alle filtersystemer ute av drift	0,32	2,4	0,35
Overrisling ute av drift	7,5	3,3	0,49
Ingen systemer i drift	9,0	7,5	1,1

Sammenfatningen av effektive doser for et 10 års barn vist i tabell 6. Inhalasjonsdoser utgjør 30 – 70 % av den effektive dosen, hovedsakelig jodisotoper. Når overrisling ikke er i drift viser beregningene at 3 timer i Pasquill F gir høyere dose enn 24 timer i Pasquill D. Årsaken er den langsomme trykkreduksjonen i reaktorhallen pga av manglende overrisling som fører til at en svært stor andel av det samlede utslipp skjer i løpet av de første timene.

Sikkerhetsrapportens vurderinger av referanseuhellet bygger på en effektiv dose på 2,5 mSv til et 10 års gammelt barn i 300 meters avstand fra reaktoranlegget. Verdiene i tabell 6 viser derfor at sikkerhetsrapportens svært konservative beregninger kompenserer i stor grad for bortfall av konsekvensreduserende systemer, som diskutert i sikkerhetsrapportens avsnitt 7.2.13. Disse beregningene forandrer derfor ikke hovedkonklusjonene i sikkerhetsrapportens analyse av en alvorlig ulykke ved HBWR.

4.4.2 Eventuelle tiltak etter BDBA med tett inneslutning

Beregnete effektive doser i akuttfasen er under tiltaksgrensene for avverget dose for anbefalte mottiltak som vist i tabell 1. Avhengig av vindretning kan det, for de nærmeste beboelseshusene til anlegget, likevel bli vurdert å gi anbefaling om opphold innendørs så lenge akuttfasen varer.

For å redusere dosen fra ekstern bestråling fra avsatt aktivitet, kan det også, avhengig av vindretning og nedbør under ulykken, bli aktuelt med en begrenset opprensking av avsatt aktivitet i et område innenfor 200 meter fra anlegget.

Tabell 2.17 i Appendiks 2 viser størrelsen på områder med bakkekontaminering av I-131 som resulterer i at produserte grønnsaker vil ha en aktivitetskonsentrasjon over CFIL-verdien. Tabellen viser at det kan bli restriksjon på produksjon av grønnsaker i ca. en måned etter ulykken. Området hvor I-131 CFIL-verdi kan bli overskredet for melkeproduksjon, vil bli litt mindre.

For Cs-137 er det lite sannsynlig at området som overskrider CFIL-verdien for grønnsakproduksjon vil kunne nå ut til nærmeste gårdsbruk, som ligger i 3 km avstand fra reaktoranlegget. Melkeproduksjon vil ikke kunne bli påvirket, se tabell 2.18 i Appendiks 2.

4.4.3 BDBA ved HBWR med antagelse om åpen inneslutning

I både innløps- og utløps ventilasjonskanaler til sikkerhetsinneslutningen for HBWR er det fire ventiler i serie. Tre av ventilene i hver kanal er automatiske ventiler som stenger ved signal fra sikkerhetssystemet. Utover disse seks ventilene, kan de to øvrige ventilene fjernopereres. Fire av de automatiske ventilene er innenfor sikkerhetsinneslutningen, mens de to øvrige automatiske og de to fjernopererte ventilene er i ytre sikkerhetsinneslutning (luftslusen). Alle de åtte ventilene er av typen feilsikker, dvs. de stenger ved bortfall av styrestrøm.

I det etterfølgende er konsekvenser av en LOCA med antagelse om en fullstendig svikt av systemet som stenger av ventilasjonskanalene, analysert. Beregninger viser at overtrykket som følge av bruddet på primærsystemet vil være utlignet mot omgivelsene i løpet av 140 ± 30 sekunder [27]. I løpet av dette tidsrommet vil 2000 kg damp med en tritiumkonsentrasjon på 100 MBq/g bli blåst ut av ventilasjonskanalen. Det er videre antatt at dampen har samme aktivitetskonsentrasjon av aktiverings- og fisjonsprodukter som målt aktivitetskonsentrasjon i reaktorens primærsystem når reaktoren er på full effekt.

I følge tabell 5 vil maksimalt de siste 50 sekundene av trykkutligningen skje etter at utslippet av fisjonsprodukter fra reaktorkjernen har startet. Med forutsetning om et lineært utslippsforløp som gitt i tabell 5, en øyeblikkelig jevn fordeling av utsluppet aktivitet i reaktortanken og en øyeblikkelig jevn fordeling i inneslutningen av aktiviteten som slipper ut av reaktortanken, vil utslippet til omgivelsene i løpet av disse 50 sekundene bli 1,5 mg av fisjonsproduktene fra den første utslippsfasen [27].

Med en fordeling av aktiviteten som gitt i sikkerhetsrapportens tabell 7.2 og 7.3, vil utslippet fra brenselet fram til trykket er utlignet mot omgivelsene bli som i tabell 2.19 i Appendiks 2.

Etter trykkutligningen, når det ikke lenger vil være et drivende trykk, vil den eneste prosessen for videre utslipp være diffusjon av aktivitet gjennom ventilasjonskanalen. Denne prosessen vil imidlertid bli motarbeidet av en innstrømming av luft som følge av kondensering av vanndamp inne i inneslutningen. Dersom dette neglisjeres vil diffusjonen føre til et videre utslipp etter trykkutligningen på 200 mg/time av tritiert damp og 4 µg/time av annen aktivitet i gassfase. Dette er neglisjerbart i forhold til utslippet i løpet av trykkutligningen, og det er i det videre ikke foretatt en analyse av konsekvensene av dette utslippet. En annen sak er at et eventuelt utslipp av denne typen lar seg stanse med forholdsvis enkle midler.

Alt utslipp vil komme ut av inntaket for ventilasjonen i 8 meters høyde og ventilasjonspipen i 15 meters høyde over bakken. I tillegg vil utslippet få et løft, både som følge av det drivende trykket og temperaturforskjellen med omgivelsene. Dette løftet er neglisjert i etterfølgende beregning. Under normale forhold vil utslippet bli ført med vinden enten oppover dalen som reaktoranlegget er lokalisert i, eller nedover mot Halden sentrum. Avhengig av atmosfærisk stabilitet vil de høyeste konsentrasjonene bli i over 300 meters avstand fra utslippspunktet for utslipp i disse retningene. Effektiv dose fra den luftbårne aktiviteten idet skyen passerer vil bli under 1 mSv. Detaljerte resultater er vist i tabell 2.20 og 2.21 i Appendiks 2.

Nærmeste beboelseshus er i ca. 100 meters avstand fra reaktoranlegget. Et utslipp mot disse husene vil gå på tvers av dalføret og stryke bakken opp mot husene. Det er derfor antatt et bakkeutslipp i beregningene. Siden utslippet passerer gjennom tett skog er det tatt hensyn til tørrdeponering. Med antagelse om Pasquill F og 2 m/s vindhastighet vil et 10 års gammelt barn kunne få en effektiv dose på 17 mSv idet skyen passerer. Detaljerte resultater er vist i tabell 2.22 og 2.23 i Appendiks 2.

Ekstern stråling vil utgjøre mindre enn 10 % av den samlede effektive dosen, mens for inhalasjonsdosene vil tritium stå for 50 – 80 % av dosen.

4.4.4 Eventuelle tiltak etter BDBA med åpen inneslutning

Det blir selvsagt ikke tid til tiltak i akuttfasen som er over på under 3 minutter. Doser i de påfølgende år fra avsatt aktivitet om det regner under utslippet, er for lave til at en opprensking vil være nødvendig, se tabell 2.21 og 2.23 i Appendiks 2.

Dersom det regner, vil området med kontaminering av I-131 som fører til at grønnsaker overskrider CFIL kunne rekke ut til nærmeste gårdsbruk, med en resulterende restriksjon på omsetning i ca. en måned. Nedfall av Cs-137 som fører til overskridelse av CFIL, vil ikke nå ut til nærmeste gårdsbruk. Områdene er vist i tabell 2.24 og 2.25 i Appendiks 2.

4.5 Konklusjon på konsekvenser av BDBA ved JEEP II og HBWR

Ifølge IAEA er målsettingen på sikkerhet ved forskningsreaktorer at [28, 29]:

a) Normal operasjon ikke skal føre til årlige effektive doser til befolkning over 1 mSv/år (5 mSv/år er tillatt under spesielle omstendigheter)

b) DBA har samme krav til begrensing av dose til befolkning som ved normal operasjon

c) BDBA skal ikke føre til effektive doser til befolkning høyere enn 10 – 50 mSv/år

Beregninger viser at i akuttfasen ved en BDBA ved JEEP II vil effektive doser til nærliggende befolkning som følge av utslipp gjennom åpne ventiler bli under 1 mSv, mens doser fra avsatt aktivitet på bakken vil i løpet av en 5 års periode kunne føre til doser i størrelsesorden 1 mSv. Dose fra direkte stråling fra stålhuset uten tiltak vil kunne gi doser fra 10 til 20 mSv til nærliggende befolkning.

For HBWR vil effektive doser i akuttfasen i verste fall bli 10 – 20 mSv. Dose fra avsatt aktivitet vil i løpet av en periode på 5 år kunne bli 1 – 2 mSv.

Både ved JEEP II og HBWR kan deterministiske effekter som følge av utslippet utelukkes.

Verken referanseuhellet, som beskrevet i sikkerhetsrapportene, eller BDBA scenariene som beskrevet i foregående kapitler, vil derfor føre til doser som er overskrider retningslinjene satt av IAEA.

5 Villede ondsinnede handlinger

I oktober 2003 gjennomførte et internasjonalt team (International Physical Protection Advisory Service – IPPAS) nedsatt av IAEA en vurdering av alle forhold omkring fysisk sikring av norske atomanlegg. IPPAS-teamet kom med anbefalinger og forslag til hvordan både det nasjonale systemet og IFEs beskyttelse av anleggene kan forbedres. IPPAS-teamet anbefalte at det ble utarbeidet en designbasistrussel (DBT) for norske atomanlegg.

En DBT definerer hvilke trusler som kan tenkes rettet mot atomanlegg, og hva slags aggressor, med hvilke motiver, hvilke kapasiteter og hvilken motivasjon. Videre benyttes DBT til å dimensjonere beskyttelsestiltakene ved anleggene. Det internasjonale atomenergibyrået (IAEA) har anbefalinger om hvordan en DBT-prosess bør være, og hva en DBT bør inneholde. Like viktig som DBT-en i seg selv, er prosessen for å utarbeide og vedlikeholde nasjonens DBT.

Strålevernet påla IFE i juni 2004 å utarbeide en DBT for våre anlegg og vurdere IPPAS-gruppens forslag sett opp mot DBT og øvrige norske forhold. Den norske DBT bygger på en trusselvurdering av IFEs atomanlegg utført av Politiets sikkerhetstjeneste (PST), som IFE mottok i januar 2005. IFE oversendte DBT til Statens strålevern for godkjenning i juli 2005, og som Statens strålevern godkjente i februar 2006. DBT (se vedlegg) og PSTs trusselvurdering er gradert til BEGRENSET i henhold til Sikkerhetslovens § 11.

Den fysiske beskyttelsen av IFEs atomanlegg skal hindre tyveri av nukleært materiale og sabotasje mot nukleære anlegg. Herunder også tyveri og sabotasje mot nukleært materiale under transport. Beskyttelsen av IFEs atomanlegg bygger på:

- Deteksjon av inntrengere
- Forsinke mulige inntrengere
- Varsle både internt og eksternt
- Respons både internt og fra eksterne etater

Scenarier og konsekvensene av villet ondsinnet handling er beskrevet i DBT. Generelt kan det sies at konsekvensene av de forhold som omtales i DBT dekkes inn under de analyser som er utført i sikkerhetsrapportene, konsekvensutredningen av 2004 og denne redegjørelsen.

6 Evakuering

6.1 Evakuering av anleggsområdene

Naturlige og hensiktsmessige alternative evakueringsveier bort fra Instituttets anlegg på Kjeller og i Halden er beskrevet i konsekvensutredningen [1] kapittel 7.3 og 8.3.

Hovedveien nordover fra Oslo, E6, passerer Kjeller i en avstand av ca 2 km, og Rv 22 passerer Instituttet i retning øst-vest ca. 250 m sør for hovedinngangen til Instituttet. Rv 120 forbinder E6 og Rv 22 og passerer like øst for Instituttet.

Rv 22 går gjennom Halden i retning nord-syd, og Rv 21 i retning øst-vest.

Hvilken, eller hvilke, av disse som vil bli anbefalt benyttet i en aktuell situasjon vil bli bekjentgjort for befolkningen i nærområdet av politiet. Det er imidlertid ikke hensiktsmessig å definere en eller flere evakueringsveier i forkant av eventuelle uhell. Hva som vil være en hensiktsmessig evakueringsvei, vil avhenge av uhellets art og av værforholdene på det aktuelle tidspunkt.

Ved Kjelleranleggene vil en eventuell evakuering skje ved utkjøring til mest relevante hovedvei etter anvisning fra politiet (LRS). Hvilken vei som vil bli valgt for den videre evakuering, vil avhenge av værforholdene

En eventuell evakuering fra reaktoranlegget i Halden vil skje i vestlig retning gjennom Tistedalsveien - Tistedalsgata til rundkjøringen i krysset ved Rv 22, en distanse på ca 800m Hvilken vei som vil bli valgt for den videre evakuering, vil avhenge av værforholdene.

6.2 Evakuering av bygninger på anleggsområdene

For anleggene, laboratoriebygningene og kontorbygningene på Kjeller er det utarbeidet separate beredskapsplaner som beskriver hvordan rømning av bygningene skal gjennomføres dersom det skulle bli nødvendig. I hver bygning er det definert en samlingsplass hvor alle i bygningen skal møte ved alarm for å motta nærmere informasjon gitt over Instituttets intercomsystem. Det er også definert utendørs kontrollpunkter som man skal gå til for registrering dersom bygningen må forlates.

Det kan være forskjellige årsaker til en eventuell rømning av en bygning. De to mest nærliggende grunner for rømning vil være brann i bygningen og strålefare på grunn av uhell i et av Instituttets anlegg. Rømningsveiene vil kunne være svært forskjellig i de to tilfellene. Ved strålefare gis det strålefarealarm, og nødvendig informasjon vil bli gitt over Instituttets interkomsystem. Ved påbud om evakuering vil man forlate bygningen man på normal måte og gå videre til Instituttets resepsjon, registrere seg ut og forlate instituttområdet gjennom hovedinngangen. Det er utarbeidet prosedyrer for hvordan melding om evakuering skal gis, og hvordan evakueringen skal gjennomføres.

Ved brannalarm på Kjeller, skal alle i bygningen møte på samlingsplassen for å få informasjon gitt over Instituttets intercomsystem,. Ved brann i egen bygning skal man varsle om brannen, og om brannen ikke lar seg slokke gå til utvendig kontrollpunkt for registrering. En lokal aksjonsgruppe vil, så langt det er mulig, gjennomsøke bygningen og se til at alle kommer seg ut. Ved brann vil korridorer, trapper og vanlige utgangsdører kunne være sperret av brannen og røyken og nødutganger vil måtte benyttes. Det er også, i henhold til brannforskriftene, montert nødbelysning og skilt som viser vei til nødutgangene. I enkelte bygg med to etasjer eller mer er det, både på Kjeller og i Halden, montert brannstiger slik at alle etasjer har minst to utganger.

Ved brann i bygningene på reaktoranleggsområdet i Halden vil brannalarmen gå over hele anlegget og personell vil rømme bygningene og møtes i resepsjon. Hver etasje i hovedbygg og servicebygg har minst 2 rømningsveier/nødutganger som kan benyttes. I

begge bygningene er det hengt opp branntegning og branninstruks på flere strategiske plasser i alle etasjer.

7 Miljøkonsekvenser knyttet til uranproduksjon

7.1 Bakgrunn

I brev av 13. desember 2005 [2] ber Statens strålevern IFE om ytterligere redegjørelser av miljøkonsekvensene knyttet til aktuelle og fremtidige anlegg for produksjon av brensel til drift av IFEs reaktorer. Strålevernet presiserer at miljøforholdene både i Tyskland og ved flere av leddene knyttet til uranproduksjon i Russland burde vurderes.

Det er i dette kapitlet gjort en sammenstilling av resultater fra miljøgranskninger av anlegg knyttet til følgende ledd i uranproduksjonen; utvinning av uran, konvertering av uran, og isotopanrikning av uran. Disse miljøgranskningene er gjennomført av svensk og finsk kjernekraftindustri.

IFE kjøper alt sitt uranmateriale fra anerkjente leverandører. Anriket uran importeres fra utlandet, mens selve tilvirkningen av brenselbriketter og produksjon av brenselselementer for Instituttets reaktorer foregår på Kjeller. Brenselet til JEEP- II importeres som anriket uranoksidpulver fra Tyskland (NUKEM).

Brenselet til Haldenreaktoren importeres fra flere land. De seneste leveransene har i hovedsak kommet fra Russland som uranoksidpulver med anrikning opp til 20%.

Fra uranmalmen brytes til anriket uran kommer til IFE har uranet gjennomgått behandling i flere ledd. Uranet har som regel vært innom flere anlegg/fabrikker i ulike land, og har også gjerne byttet ”eier” flere ganger underveis. Uran av ulike kvaliteter, fram til ferdig brensel, er en handelsvare som omsettes i et kommersielt (og regulert) marked, og det er således vanskelig å tilbakeføre en bestemt uranleveranse til en bestemt gruve eller et bestemt anlegg. Uran med ulik anrikning og opprinnelse kan også ha blitt blandet underveis. Imidlertid vil det nok fortsatt kunne hevdes at opprinnelsen til uranoksid kjøpt fra en russisk leverandør med stor sannsynlighet er Kasakhstan og ikke Australia eller Namibia. Uranindustrien er imidlertid i gang med omfattende omstillinger mot færre og større enheter i det globale markedet.

7.2 Kildemateriale

Svensk og finsk kraftindustri har i flere år gjennomført miljørevisjoner hos internasjonale uranprodusenter og virksomheter som isotopanriker uran. Kraftindustrien er miljøsertifisert etter kravene i ISO 14001, og har videreført sine krav til miljøstyring videre til sine underleverandører når det gjelder uranproduksjon. Deler av industrien har også sertifiserte miljøvaredeklarasjoner på produktet som leveres, dvs. den elektriske kraften som er produsert i kjernekraftverket.

”Projekt Kärnbrensle och Miljö” drives av finsk og svensk kjernekraftindustri [30]. Deltagerne er Barsebäck Kraft AB, OKG AB, Vattenfall Bränsle AB og finske TVO.

Prosjektet har gjennom flere år utført miljørevisjoner hos uranprodusenter og virksomheter som foredler uran (konvertering, omvandling av urankonsentrat til den kjemiske formen uranhexafluorid før anrikning), isotopanrikning og produksjon av brensel. Prosjektet har beskrevet/dokumentert hvordan miljørevisjoner gjennomføres innenfor ulike virksomheter og i forskjellige land. For hver slik miljørevisjon er det utarbeidet en sammenfattende ”Miljørapport”. Rapportene er publisert i perioden desember 1997 til februar 1999.

Materialet i dette kapitlet er i hovedsak hentet fra dette prosjektet.

Det svenske kraftselskapet Vattenfall har også gjennomført og publisert sertifiserte miljøvaredeklarasjoner for kraften produsert i kjernekraftverkene Forsmark og Ringhals [31]. Selve produktet som er deklarert er 1kWh elektrisk energi produsert i de respektive kjernekraftverkene. Selve Miljøvaredeklarasjonen (Environmental Product Declaration, EPD) er i sin tur sertifisert av en uavhengig og akkreditert organisasjon. I dette tilfellet av ”Bureau Veritas Quality International” (BVQI). EPD-sertifiseringen er altså knyttet til produktet, den elektriske energien, og ikke til produsentens styringssystem for selve produksjonen.

I tråd med utviklingen av Livssyklus- analysemetodikken (Life Cycle Assessments, LCA) er sertifiserte Miljøvaredeklarasjoner i dag etablert som det primære informasjonsgrunnlaget fra industriens side når det gjelder miljøeffekter og miljøkonsekvenser knyttet til en bestemt virksomhet. (I dette tilfellet produksjon av 1kWh elektrisk energi i et kjernekraftverk).

Etter kravene i ISO 14001 og EMAs bestemmelsene for miljøstyring, må kraftselskapene ha kunnskap om hvordan leverandører ivaretar sine egne miljøforpliktelser. I de publiserte Miljøvaredeklarasjonene for Forsmark og Ringhals inngår derfor resultatene fra nyere granskningsprosesser. Disse miljøgranskningene har imidlertid hatt tilsvarende ramme og perspektiv som de granskningsprosessene som er publisert i regi av ”Projekt Kärnbränsle och Miljö”. De nye miljøgranskningene har i hovedsak bekreftet resultatene fra de granskningene som danner underlag for dette kapitlet.

7.3 Granskningskriterier

Siden kjernekraftverkene har introdusert miljøledelsessystemer i henhold til internasjonal miljøstandard som ISO 14001, kreves det kunnskap og dokumentasjon av brenselleverandørenes miljøarbeid. I dette granskningsarbeidet som har tatt sikte på å avdekke/dokumentere hvordan nåværende og fremtidige leverandører ivaretar sentrale miljøkrav, har det vært vært lagt særlig vekt på følgende forhold:

- Hvordan virksomheten følger internasjonale miljøstandarder
- Hvilket nasjonalt lovverk som eksisterer og hvordan internasjonale retningslinjer og anbefalinger er innarbeidet i det nasjonale lovverket
- Hvilken miljøtilstand virksomheten har
- Hvilke miljøtillatelser (mht.utslipp etc.) som foreligger
- Hvilken miljøpolicy virksomheten har og hvordan denne gjenspeiles i virksomhetens styringssystem
- Hvordan arbeidsmiljø og strålevern ivaretas

- Hvordan kjemikalier behandles
- Hvilket rapporteringssystem og hvilke rapporteringskrav som foreligger
- Hvordan avfall, som gruveavfall, behandles,

Det er gjennomført miljørevisjoner ved følgende anleggstyper:

- Urangruver (Ranger og Olympic Dam, Australia, Rössing Namibia, Krasnokamensk, Sibir, Key Lake, Kanada)
- Uranproduksjon med In Situ Lakning (Uzbekistan, Kazakstan)
- Konvertering til uranhexafluorid (Springfields, England, Narbonne og Pierrelatte, Frankrike, Blind River og Port Hope, Kanada)
- Isotopanrikning (Zelenogorsk, Russland, Capenhurst, England, Tricastin, Frankrike)

Prosesser og miljøarbeid hos leverandørene er verifisert ved besøk og intervjuer i gruver og fabrikker. Revisjonene har også gransket myndighetenes ansvar og rolle.

7.4 Generelle betraktninger knyttet til de ulike leddene i uranproduksjonen

7.4.1 Utvinning av uran

Brytning av uranmalm og fremstilling av urankonsentrat er de første trinn i produksjonen av reaktorbrensel. I de land som driver uranutvinning reguleres virksomheten gjennom det nasjonale lovverket. Regelverket bygger på internasjonalt aksepterte standarder og retningslinjer. Som regel er gruveselskapenes egne regler betydelig strengere enn det som blir pålagt gjennom de nasjonale lovverk. [32].

Utvinning av uran er i alle land en virksomhet som forutsetter myndighetenes godkjennelse. Slike godkjennelser som gis av nasjonale alternativt regionale myndigheter, bestemmer i detalj de vilkår som stilles for sikker drift, et godt arbeidsmiljø og et tilstrekkelig vern av det ytre miljø. Myndighetene utfører tilsyn og følger opp virksomheten, og gransker at disse vilkårene etterleves. I motsatt fall kan virksomheten miste konsesjonen for kortere eller lengre tid. I de fleste lands lovgivning ligger det også krav om at det gjennomføres omfattende analyser av miljøkonsekvensene dersom nye virksomheter skal settes i gang.

7.4.2 Urangruver

Prosjektet har gjennomført og dokumentert miljørevisjoner ved urangruvene Ranger i Australia og Rössing i Namibia. De svenske kraftselskapene har sammen med Statens Strålskyddsinstitut også gransket miljøet ved den russiske urangruven Krasnokamensk i det østlige Sibir.

Når det gjelder virksomheten ved Ranger i Australia konstaterer myndighetene (etter 20 års forskning) at uranbrytningen ikke påvirker miljøet utenfor industriområdet [33]. Revisjonsteamets bedømning er at gruveselskapet ”Energy Resources of Australia Ltd, ERA” er et selskap med høy standard med hensyn til miljø og strålevern. Revisjonsteamet bedømmer at ERA oppfyller alle de krav som er stilt opp av kraftindustrien.

Gruveselskapet anvender det britiske miljøstyringssystemet ”British Standard 7750” som er tilsvarende ISO 14001.

Når det gjelder virksomheten ved urangruven Rössing i Namibia ble denne miljøgransket av Prosjektet i 1996, med oppdatering i 1998 [34]. Miljørapporten henviser til Rössings arbeid med å kvalifisere seg til det internasjonale miljøstyringssystemet ISO 14 001.

Revisjonsteamet refererer til at det ved Rössing ”er etablert et omfattende program for måling og registrering av utslipp til luft som svoveldioksid, radon, støv etc. samt analyse og kartlegging av tilhørende miljøkonsekvenser”.

I sin oppsummering sier Prosjektet at selv om Namibia ikke har nasjonale grenseverdier for utslipp av radium og uran til miljøet, drives virksomheten godt innenfor de krav som gjelder for denne typen av utslipp ved kanadiske og amerikanske urangruver.

I august 1995 reiste en svensk delegasjon, under ledelse av Statens Strålskyddsinstitut til Russland for å innhente fakta om helse- og miljøsituasjonen i gruvesamfunnet Krasnokamensk i det østlige Sibir nær grensen mot Kina. Delegasjonen konkluderte i sin rapport med at ”uranframställningen som sådan i området inte har någon signifikant påverkan på vare sig hälsa eller miljö”, og at ”situationen inte skiljer sig från vad som kan anses normalt vid industriell verksamhet av denna storlek. Det finns visserligen stora problem i området men dessa beror inte på uranutvinningen utan är mer av social/ekonomisk karaktär” [35].

Også Haldenprosjektet har i to perioder, i 1996 og 1999, mottatt UO_2 – pulver fra Russland der råmaterialet skriver seg fra ”Priargunsky Mining and Concentrating Combine” dvs. fra Krasnokamensk. [36].

7.4.3 Uranproduksjon med In Situ Laking[1]

Når det gjelder uranproduksjon med In Situ Lakning har Prosjektet gransket ”Navoi Mining and Metallurgical Complex” i Uzbekistan. Kontakten ble etablert gjennom NUKEM, som selger uran fra Uzbekistan til kraftselskaper i vest.

I sin konklusjon viser granskningsteamet til at Uzbekistan har en moderne lovgivning på områdene naturvern, arbeidsmiljø og arbeidshelse, vannforsyning og strålevern. Strålevernlovgivningen, som trådte i kraft i 1998, bygger på internasjonale anbefalinger, retningslinjer og standarder, IAEAs ”Basic Safety Standards” etc.

Videre heter det i Teamets bedømmelse at ”Stråledosene til personalet ved ISL-feltet er lave siden ingen har noen direkte kontakt med uranmalmen”, og at

”ISL-teknikken er fordelaktig fra et miljøsynspunkt siden malmen ikke behøver å bringes opp til markoverflaten. Fra et miljø-og sikkerhetssynspunkt er uranproduksjonen i Uzbekistan bedre enn vanlig i internasjonal praksis”.

[1] In Situ Lakning innebærer at uran løses ut fra malmen med en svak syreløsning og pumpes opp til overflaten av marken der selve utfellingen av uran foregår

Denne positive bedømmelsen begrunnes i selve ILS-teknikken, den profesjonelle måten som Navoi Complex anvender teknikken på, og den systematikk (kultur) som uzbekiske myndigheter har etablert for å utforme regelverket og utøve tilsyn. [37].

7.5 Konvertering av uran

7.5.1 Konvertering av uranhexafluorid

Ved konvertering endres uranets kjemiske form fra et konsentrat (yellowcake, pulver som inneholder 70-85% uran) til uranhexafluorid (gassform).

Konvertering av uran krever godkjennelse fra et lands regjering eller fra ansvarlige myndigheteres side. Virksomheten er regulert gjennom lover og forskrifter med utgangspunkt i internasjonale standarder, avtaler og retningslinjer.

Kontrollen av det kjernefysiske materialet (materialmengder) skjer gjennom IAEA-inspeksjoner, og for europeiske anlegg også av EURATOM.

Konvertering av urankonsentrat til uranhexafluorid skjer gjennom en serie ulike kjemiske prosesser. De aktuelle kjemikaliene anvendes også i annen kjemisk industri. Visse kjemikalier (f.eks. visse fluorforbindelser) krever tiltak for å beskytte personalet og det yttre miljøet. Disse beskyttelsestiltakene er sammenlignbare med tiltak innenfor annen kjemisk industri der tilsvarende kjemikalier anvendes.

Alle trinn i konverteringsprosessen skjer i lukkede systemer for å hindre utlekkasje av fluorforbindelsene til det ytre miljøet. De utslipp som skal gå til luft og vann renses ved prosessene, og styres i henhold til de kriterier som myndighetene har fastlagt.

Den kjemiske risikoen fra disse forbindelsene regnes som farligere enn uranets radioaktivitet. [38].

7.6 Isotopanrikning av uran

Industrielt anvendes i dag to ulike metoder for å skille U-235 fra U-238; gassdiffusjonsmetoden og gasscentrifugering. Prosessene bygger på at U-235 er noe lettere enn U-238.

Gassdiffusjon er den eldste teknikken. Denne teknikken ble først etablert i USA, og landet har i dag to store anlegg; i Paducah, Kentucky og Portsmouth, ohio. Frankrike har siden slutten av 1970-årene hatt et stort anlegg i Tricastin i syd-Frankrike.

Gass-sentrifugering i industriell skala er en nyere teknikk enn gass-diffusjon, først tatt i bruk av russerne, som i dag har fire store anlegg i Novouralsk, Zelenogorsk, Seversk og Angarsk. I midten av 1970-årene ble det etablert et konsortium av selskaper fra Storbritannia, Nederland og Tyskland; URENCO som utviklet teknisk avanserte gass-sentrifuger. I dag er det ett anlegg i drift i hvert deltagerland.

En fordel med denne teknikken er at det spesifikke energibehovet i prosessen kun er 3-5% av energibehovet for et gass-diffusjonsanlegg.

I anrikningsprosessen anvendes små mengder kjemikalier i støtteprosesser for hovedprosessen, som oppvarming, kjøling, rensing og vannbehandling. De aktuelle kjemikaliene er også i vanlig bruk i mange andre industrier. De tiltakene som etablert i anrikningsindustrien for å ivareta sikkerhet og miljø i forbindelse med bruken av disse kjemikaliene, er sammenlignbare med det som benyttes i annen industri der slike kjemikalier anvendes.

For å hindre utslipp av hexafluorid til omgivelsene foregår alle prosesstrinn i lukkede systemer. I tillegg holdes trykket i prosessanleggene på et lavere nivå enn atmosfæretrykket for å hindre utlekkasje. Utslipp til luft filtreres og måles. Dette for å ivareta myndighetenes utslippskrav.

Isotopanrikningsanlegg gir ingen strålingspåvirkning utenfor industriområdet [39].

Isotopanrikning av uran er også underlagt de nasjonale myndighetenes godkjennelse og kontroll (konsesjon), og et lovverk og et regelverk basert på internasjonale standarder, prinsipper og retningslinjer for å beskytte mennesker og miljø. Myndighetene utøver tilsyn og inspeksjoner for å verifisere at vilkårene etterleves.

Safeguard skjer i anleggene gjennom inspeksjoner fra IAEA, og for europeiske anlegg av EURATOM.

De svenske kraftselskapene kjøper i dag isotop-anrikningstjenester fra de fire store selskapene URENCO i Storbritannia – Nederland - Tyskland, MINATOM - Techsnabexport i Russland, Cogema-Eurodif i Frankrike og USEC i USA. Det meste av innkjøpene gjøres fra selskaper med anlegg som anvender gass - sentrifuger.

I Russland finnes fire anlegg for isotopanrikning som alle anvender gass-sentrifugeteknikken. To av anleggene Zelenogorsk og Novouralsk i Uralområdet leverer isotopanrikningstjenester til svenske kraftselskaper. Disse anleggene har samme teknikk og ligner hverandre. I dag skjer all produksjon av lavanriket uran (max. 5% av isotopen U-235) for kjernekraftbrensel i Zelenogorsk. Produksjon av høyanriket uran (over 90% av isotopen U-235) for militære formål ble avsluttet i 1987.

Siden svenske kraftselskaper også kjøper isotopanrikningstjenester og lavanriket uran fra Russland har Prosjektet gransket miljøspørsmål ved anlegget for isotopanrikning i Zelenogorsk, ”Electro Chemical Plant, ECP”.

På strålevernområdet følger Russland de internasjonale standardene og retningslinjene som IAEAs ”Basic Safety Standards”. Utslipp av uran til luft og vann er lave og ligger klart under gjeldende grenseverdier. Teamets bedømning er at ECP i ”allt väsentligt uppfyller inernationella normer som gäller för arbetsmiljö inklusiva strålskydd”.

Teamet finner ”att isotopanrikningsanläggningen uppfyller de krav och kriterier som Projekt Kärnbränsle och Miljö har ställt upp”. [40].

7.7 Oppsummering

Det uranet som behøves for fremstilling av reaktorbrensel brytes i dagbrudd og i gruver. I en del gruver er uran et biprodukt, og utskillingen av uran øker i bare liten grad

miljøkonsekvensene av gruvevirksomheten. Andre miljøkonsekvenser fra de gruvene som produserer uran enn de konsekvensene som beror på strålingen, er således av samme type og natur som de miljøkonsekvensene som er aktuelle ved andre metallgruver, og omfanget av disse konsekvensene har en direkte sammenheng med mengden av materiale som brytes.

Strålingseffektene fra uranbrytningen skyldes at de radionuklidene som inngår i uranmalmen frigjøres til luft og vann. Denne frigjøringen av radionuklider kan reduseres ved at brytningsavfallet isoleres fra kontakt med grunnvannet og tildekkes med et tett materiale. I de største produsentlandene, som Australia og Kanada, blir miljøkonsekvensene av uranbrytningen dokumentert og evaluert.

For produksjon av reaktorbrensel anrikes naturlig uran på en slik måte at andelen av isotopen Uran-235 økes. Etter anrikningen går en mindre del (10 - 15%) av den opprinnelige uranmengden videre til brenselsproduksjonen, mens resten av materialet, såkalt utarmet uran, ikke kan anvendes som brenselsmateriale i dagens reaktorer. Dette lagres i spesielle beholdere i nærheten av anrikningsanleggene. Utarmet uran er et svakt radioaktivt materiale, men det er materialets kjemiske giftighet som bestemmer lagringsbetingelsene. Utarmet uran som ikke har noen alternativ nytteverdi, deponeres som øvrig lav - og middelsaktivt avfall.

Den samlede strålingseffekten fra uranbrytning samt deponering av brytnings - og anrikningsavfall er svært lav, og av samme størrelsesorden som normaldriftsutslippene fra kjernekraftverk [41]. Slike forhold innebærer at eventuelle miljøeffekter fra disse utslippene blir å anse som neglisjerbare.

I forbindelse med konvertering og isotopanrikning av uran brukes også en del spesielle kjemikalier. Slike kjemikalier brukes også innenfor annen industri. Der det er påkrevet er det etablert visse tiltak for å beskytte personalet og det ytre miljø. Disse tiltakene er sammenlignbare med de tiltak som er etablert innenfor annen industri der slike kjemikalier brukes. Den moderne uranindustrien står altså ikke i noen særstilling i forhold til ikke-nukleær industri når det gjelder yrkeshygieniske forhold eller påvirkninger på det ytre miljø.

7.8 Konklusjon

Samlet sett gir den foreliggende dokumentasjonen et bilde av en industri som ivaretar strenge krav til helse, miljø og sikkerhet, og som er underlagt en omfattende nasjonal styring der lovverk og regelverk avspeiler internasjonalt aksepterte krav, standarder og retningslinjer (IAEA, ICRP).

På bakgrunn av det materialet som her er vurdert, er det så langt ingenting som tyder på at virksomheter knyttet til uranproduksjon utenfor OECD-området prioriterer miljøhensyn lavere enn det som er regelen hos tilsvarende virksomheter i store OECD-land som Frankrike, Storbritannia og USA.

8 Referanser

1. IFE, *Konsekvensutredning av videre drift av konsesjonsunderlagte anlegg ved Institutt for energiteknikk*, Kjeller, Desember 2004

2. Statens strålevern, *Sluttdokument: Vurdering av konsekvensutredning i forbindelse med Institutt for energiteknikks konsesjonsbelagte anlegg på Kjeller og i Halden*, Brev fra Statens strålevern, 13. desember 2005

3. U.S. Nuclear Regulatory Commission, *Alternative Radiological Source Terms for Evaluating Design Basis Accidents at Nuclear Power Plants*, Regulatory Guide 1.183, (2000)

4. IFE, *Sikkerhetsrapport for Lager for bestrålt brensel på Kjeller*, KD-2006-08, (2006)

5. IFE, *Sikkerhetsrapport for Lager for bestrålt brensel på Kjeller*, KD-2006-09, (2006)

6. IFE, *Dokumentasjon av kritikalitetsberegninger for kritikalitetsområdene på Kjeller og i Halden*, KD-2006-10, (2006)

7. IFE, *Sikkerhetsrapport for Lager for ubestrålt nukleært materiale på Kjeller*, KD-2006-15, (2006)

8. IFE, *Safety Analysis Report, Halden Boiling Water Reactor, Part I, Description*, KD-2006-18, (2006)

9. IFE, *Sikkerhetsrapport for IFEs anlegg for behandling og lagring av radioaktivt avfall* (Radavfallsanlegget), KD-2006-14, (2006)

10. IFE, *Sikkerhetsrapport for Metallurgisk laboratorium I, KD-2006-16*, (2006)

11. IFE, *Sikkerhetsrapport for Metallurgisk laboratorium II, KD-2006-17*, (2006)

12. IFE, Sikkerhetsrapport for JEEP II, del I, Teknisk beskrivelse, KD-2006-11, (2006)

13. IFE, Sikkerhetsrapport for JEEP II, del II, Reaktordrift, KD-2006-12, (2006)

14. IFE, Sikkerhetsrapport for JEEP II, del III, Sikkerhetsvurdering, KD-2006-13, (2006)

15. IFE, *Safety Analysis Report, Halden Boiling Water Reactor, Part II, Characteristics*, KD-2006-19, (2006)

16. IFE, *Safety Analysis Report, Halden Boiling Water Reactor, Part III, Operation*, KD-2006-20, (2006)

17. IFE, *Safety Analysis Report, Halden Boiling Water Reactor, Part IV, Safety*, KD-2006-21, (2006)

18. IFE, Sikkerhetsrapport for Institutt for energiteknikks Instrumentverksted i Os Allé 13, Halden, KD-2006-22, (2006)

19. JEEP II Sikkerhetsrapport, del III, *Sikkerhetsvurderinger*, April 2003

20. Safety Analysis Report, Halden Boiling Water Reactor, Part IV, *Safety*, 2004

21. U.S. Nuclear Regulatory Commission, *Assumptions Used for Evaluating the Potential Radiological Consequences of a Loss of Coolant Accident for Boiling Water Reactors*, Regulatory Guide 1.3, Revision 2, June 1974

22. U.S. Nuclear Regulatory Commission, *Assumptions Used for Evaluating the Potential Radiological Consequences of a Loss of Coolant Accident for Pressurized Water Reactors*, Regulatory Guide 1.4, Revision 2, June 1974

23. U.S. Nuclear Regulatory Commission, *Methods and Assumptions for Evaluating Radiological Consequences of Design Basis Accidents at Light-Water Nuclear Power Reactors*, Regulatory Guide 1.195, May 2003

24. The Radiation Protection Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, *Nordic intervention criteria for nuclear or radiological emergencies – recommendations*; Members of the working group: Mustonen R. (chairman), Ulbak K., Magnusson S., Stranden E., Finck R., Persson Å., ISBN 91-89230-01-9 (2001)

25. N. P. McColl and S. L. Prosser, *Emergency Data Handbook*, NRPB-W19, National Radiological Protection Board, Chilton, Didcot, Oxon OX11 ORQ, (2002)

26. Walderhaug T.P., *Metoder for beregning av radiologiske konsekvenser ved kortvarige utslipp av radionuklider til luft*, Institutt for energiteknikk, OECD Halden Reactor Project, Sv-rapport 605, (2004)

27. Hansen J.-H., *De-pressurisation of the Reactor Hall*, Institutt for energiteknikk, OECD Halden Reactor Project, F-Note 2201, (2006)

28. IAEA, *International Basic Safety Standars for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources*, Safety Series 115-I, (1994)

29. IAEA, *Safety of New and Existing Research Reactor Facilities in Relation to External Events*, Safety Reports Series, No. 41, (2005)

30. ”Projekt Kärnbränsle och Miljö”,Uran/Kärnbränsle/Miljö, Analysgruppen vid KSU. http//www.analys.se/uranKarnbransle.htm

31. Vattenfall AB Generation Nordic Countries certified Environmental Product Declaration of Electricity from ringhals NPP. S-P-00026, June 2005. http://www.vattenfall.se/

32. "Utvinning av uran: Säkerhets-och miljöaspekter. Miljöfakta Nr 1, september 1997. Projekt Kärnbränsle och Miljö.

33. "Urangruven Ranger i Australien", Miljörapport Nr 2, april 1998, Projekt Kärnbränsle och Miljö.

34. "Urangruven Rössing i Namibia", Miljörapport Nr 4, februar 1999, Projekt Kärnbränsle och Miljö.

35. "En bedömning av hälso-och miljösituationen i gruvsamhället Krasnokamensk, östra Sibirien, Ryssland, SSI-rapport 95-20, Hans Ehdwall et al.

36. Brev fra JOINT-STOCK COMPANY "TVEL" v. P.Lavrenyuk til W. Wiesenack, June 29,2002.

37. "Uranutvinning I republikken Uzbekistan", Miljörapport Nr 1, December 1997, Projekt Kärnbränsle och Miljö

38. "Konvertering av uran. Säkerhäts-och miljöaspekter, Miljöfakta Nr 2, December 1997, Projekt Kärnbränsle och Miljö

39. "Isotopanrikning av uran. Säkerhäts-och miljöaspekter, Miljöfakta Nr 3, December 1997, Projekt Kärnbränsle och Miljö

40. "Zelenogorsk anläggning för isotopanrikning i Sibirien, Ryssland, Miljörapport Nr 3, April 1998, Projekt Kärnbränsle-och Miljö

41. Radiological Impacts of Spent Nuclear Fuel Management Options: A Comparative Study, OECD/NEA,2000

Appendiks 1 Detaljerte resultater – JEEP II

Tabell 1.1: Aktivitet i brenselet, tilgjenglighet for utslipp, reduksjonsfaktorer, maksimal aktivitet i stålhusatmosfæren uten utslipp og utslipp til luft gjennom åpne ventiler i 24 timer.

Nuklide	Halverings tid	Aktivitet $B_n(0)$ i brenselet når LOCA inntreffer	Aktiviteten i brenselet 0,5 h etter LOCA $B_n(0,5)$	Tilgjengelig fraksjon fra brenselet	Reduksjons -faktor	Aktivitet i stålhuset 2 timer etter LOCA $A_n(2)$	Utslipp til luft gjennom åpne ventiler $U_n(24)$
N	$\tau_{½}$	(Bq)	(Bq)	F_n	K_n	(Bq)	(Bq)
^{85}Kr	11,72 y	2,25E+13	2,25E+13	1	1	2,46E+13	3,69E+11
^{85m}Kr	4,48 h	7,74E+14	7,16E+14	1	1	5,68E+14	2,24E+12
^{87}Kr	76,3 min	1,51E+15	1,15E+15	1	1	5,09E+14	5,84E+11
^{88}Kr	2,84 h	2,17E+15	1,92E+15	1	1	1,33E+15	3,40E+12
^{88}Rb	17,8 min	2,21E+15	6,86E+14	0,25	0,1	5,16E+11	6,90E+08
^{131}I	8,04 d	1,80E+15	1,79E+15	0,3	0,1	5,35E+13	3,84E+12
^{132}I	2,3 h	2,68E+15	2,30E+15	0,3	0,1	4,40E+13	4,56E+11
^{133}I	20,8 h	4,17E+15	4,10E+15	0,3	0,1	1,17E+14	6,04E+12
^{134}I	52,6 min	4,83E+15	3,25E+15	0,3	0,1	2,98E+13	1,18E+11
^{135}I	6,61 h	3,79E+15	3,59E+15	0,3	0,1	9,21E+13	2,52E+12
^{131m}Xe	11,9 d	2,02E+13	2,02E+13	1	1	2,01E+13	2,93E+11
^{133}Xe	5,245 d	4,13E+15	4,12E+15	1	1	4,08E+15	5,74E+13
^{133m}Xe	2,188 d	1,21E+14	1,20E+14	1	1	1,18E+14	1,52E+12
^{135}Xe	9,09 h	2,12E+15	2,04E+15	1	1	1,82E+15	1,25E+13
^{134}Cs	2,062 y	4,80E+13	4,80E+13	0,25	0,1	1,20E+12	8,99E+10
^{135}Cs	2,30E+06 y	1,62E+09	1,62E+09	0,25	0,1	4,06E+07	3,05E+06
^{136}Cs	3,2 d	2,26E+13	2,25E+13	0,25	0,1	5,54E+11	3,74E+10
^{137}Cs	30 y	2,12E+14	2,12E+14	0,25	0,1	5,31E+12	3,98E+11
^{138}Cs	32,2 min	4,31E+15	2,26E+15	0,25	0,1	8,13E+12	1,97E+10
^{3}H	12,3 y		-	-	0,1	1,1E+12	1,65E+10

Tabell 1.2: Beregnede doser i 3 avstander fra JEEP II reaktoren. Doser under 1 nSv er angitt med ”-”

Avstand / Nuklide	Effektiv dose fra sky (µSv)			Effektiv dose fra inhalasjon (voksne) (µSv)			Effektiv dose i 7 dager fra deponering (µSv)			Effektiv dose i 5 år fra deponering (µSv)		
	100 m	200 m	300 m	100 m	200 m	300 m	100 m	200 m	300 m	100 m	200 m	300 m
^{85}Kr	-	0,001	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	-
^{85m}Kr	0,010	0,150	0,179	-	-	-	-	-	-	-	-	-
^{87}Kr	0,015	0,226	0,269	-	-	-	-	-	-	-	-	-
^{88}Kr	0,219	3,198	3,810	-	-	-	-	-	-	-	-	-
^{88}Rb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
^{131}I	0,043	0,628	0,746	13,32	194,1	230,3	385,1	191,8	127,4	848,6	422,7	280,7
^{132}I	0,033	0,482	0,571	0,020	0,291	0,345	6,154	3,065	2,035	6,154	3,065	2,035
^{133}I	0,112	1,627	1,931	4,328	63,06	74,84	215,7	107,5	71,36	224,3	111,7	74,20
^{134}I	0,009	0,135	0,160	0,001	0,020	0,023	0,684	0,341	0,226	0,684	0,341	0,226
^{135}I	0,125	1,818	2,157	0,396	5,768	6,843	77,84	38,77	25,75	77,84	38,77	25,75
^{131m}Xe	-	0,001	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	-
^{133}Xe	0,053	0,781	0,931	-	-	-	-	-	-	-	-	-
^{133m}Xe	0,001	0,019	0,023	-	-	-	-	-	-	-	-	-
^{135}Xe	0,091	1,335	1,592	-	-	-	-	-	-	-	-	-
^{134}Cs	0,004	0,061	0,073	0,137	1,999	2,372	42,72	21,91	14,89	4445	2280	1550
^{136}Cs	-	-	-	-	-	-	0,001	0,001	-	0,004	0,002	0,001
^{137}Cs	0,007	0,103	0,123	0,423	6,168	7,319	69,30	35,54	24,16	13140	6741	4582
^{138}Cs	0,001	0,021	0,024	-	0,002	0,002	0,057	0,029	0,020	0,057	0,029	0,020
^{3}H	-	-	-	-	0,001	0,001	-	-	-	-	-	-
SUM	0,725	10,59	12,59	18,62	271,4	322,1	797,6	398,9	265,8	18750	9598	6515

Tabell 1.3: Doser til thyreoidea og effektive doser fra inhalasjon i tre avstander fra reaktoren for tre aldersgrupper

	Inhalasjon Ett år gamle barn (mSv)			Inhalasjon 10 år gamle barn (mSV)			Inhalasjon Voksne (mSv)		
Avstand	100 m	200 m	300 m	100 m	200 m	300 m	100 m	200 m	300 m
Doser til thyreoidea	0,73	11	13	0,66	9,6	11	0,37	5,4	6,4
Effektiv dose	0,038	0,55	0,66	0,033	0,49	0,58	0,019	0,27	0,32

Tabell 1.4: Området med aktivitetskonsentrasjon over CFIL-verdiene for ^{131}I i melk som funksjon av tiden etter deposisjon av radioaktivitet

(CFIL = 7000 Bq/m^2). Utslipp: 3.84E+12 Bq

Dager etter Utslipp	Maksimum lengde av område over CFIL (meter)	Maksimum bredde av område over CFIL (meter)	Areal av område over CFIL (dekar)
0	15300	9300	103000
1	14600	8800	92900
2	14000	8300	83900
3	13300	7800	75600
5	12000	7000	61100
7	10900	6200	49100
10	9200	5200	35000
15	7000	3800	19400
20	5100	2800	10400
30	2700	1400	2800
50	720	340	170
70	80	20	2

Tabell 1.5: Avstand fra IFE-Kjeller til de nærmeste melkeprodusenter

Gårdsnavn	Avstand til IFE
Kopperud	5500
Bøler	3200
Myrer	5200
Karterud	4400
Holm	5400
Hellerud	4300
Møyen	3200
Berger	Ca 3000 m

Kommentar: Det er ikke melkeproduksjon på Holt gård som er det nærmeste gårdsbruket til IFE. Kuene som eies av Holt gård beiter et annet sted**.**

Tabell 1.6: Området over CFIL-verdiene for ^{131}I i grønnsaker som funksjon av tiden etter deposisjon av radioaktivitet

Grønnsaker (CFIL = 6700 Bq/m^2). Utslipp: 3,84E+12 Bq

Dager etter Utslipp	**Maksimum lengde av område over CFIL (meter)**	**Maksimum bredde av område over CFIL (meter)**	**Areal av område over CFIL (dekar)**
0	15700	9500	108000
1	15000	9000	97800
2	14300	8500	88300
3	13600	8100	79700
5	12300	7200	64500
7	11100	6400	52000
10	9500	5400	37100
15	7200	3900	20600
20	5300	2900	11100
30	2800	1500	3000
50	720	340	180
70	80	20	2

Tabell 1.7: Området med aktivitetskonsentrasjon over CFIL-verdiene i grønnsaker med blader og i melk etter deposisjon av ^{137}Cs

Utslipp: 3,98E+11 Bq

Matvare	**Maksimum lengde av område over CFIL (meter)**	**Maksimum bredde av område over CFIL (meter)**	**Areal av område over CFIL (dekar)**
Grønnsaker (CFIL =4200 Bq/m^2)	4800	2100	8400
Melk (CFIL = 14000 Bq/m^2)	1700	800	1000

Appendiks 2 Detaljerte resultater – HBWR

Tabell 2.1 Utslipp til omgivelsene i løpet av 3 og 24 timer med antagelse om at både overrisling og filtersystemer virker.

Nuklide	Samlet utslipp (Bq) til			Nuklide	Samlet utslipp (Bq) til	
	3 timer	24 timer			3 timer	24 timer
Kr-85m	2.0E+11	1.2E+13		I-132 organisk	4.8E+09	6.7E+10
Kr-85	3.8E+09	1.4E+12		I-133	6.7E+09	8.2E+10
Kr-87	2.5E+11	1.7E+12		I-133 organisk	7.3E+09	9.7E+10
Kr-88	5.0E+11	1.5E+13		Xe-133	1.5E+12	4.9E+14
Rb-88	4.9E+09	1.6E+11		Xe-133m	4.4E+10	1.3E+13
Sr-89	4.9E+07	2.4E+09		I-134	4.1E+09	5.3E+09
Sr-90	1.5E+06	7.1E+07		I-134 organisk	4.3E+09	5.8E+09
Y-90	3.6E+04	8.4E+06		I-135	6.0E+09	4.2E+10
Sr-91	5.2E+07	1.4E+09		I-135 organisk	6.4E+09	4.9E+10
Y-91	6.5E+05	3.9E+07		Xe-135	3.4E+11	4.5E+13
Sr-92	4.3E+07	4.3E+08		Xe-135m	1.2E+11	7.4E+11
Y-92	1.2E+07	5.5E+08		Cs-134	5.8E+07	9.2E+08
Y-93	6.0E+05	1.6E+07		Cs-136	4.4E+07	6.9E+08
Zr-95	7.0E+05	3.4E+07		Cs-137	1.5E+08	2.4E+09
Nb-95	6.9E+05	3.3E+07		Xe-138	1.8E+11	1.8E+11
Zr-97	6.1E+05	2.0E+07		Cs-138	4.0E+09	5.2E+09
Nb-97	6.3E+05	2.2E+07		Ba-139	3.7E+07	1.9E+08
Mo-99	8.7E+06	3.8E+08		Ba-140	7.0E+07	3.3E+09
Tc-99m	7.3E+06	3.5E+08		La-140	2.3E+06	5.9E+08
Ru-103	5.0E+06	2.4E+08		La-141	5.1E+05	7.2E+06
Ru-105	2.0E+06	3.1E+07		Ce-141	1.6E+06	7.9E+07
Rh-105	2.2E+06	9.8E+07		Ce-143	1.5E+06	6.0E+07
Ru-106	6.5E+05	3.2E+07		Pr-143	6.6E+05	3.3E+07
Sb-125	4.1E+05	2.0E+07		Ce-144	8.6E+05	4.2E+07
Sb-127	5.9E+06	2.7E+08		Pr-145	3.6E+05	7.1E+06
Te-127	6.6E+06	2.8E+08		Nd-147	2.5E+05	1.2E+07
Te-127m	4.5E+05	2.2E+07		Pm-147	4.0E+04	2.0E+06
Sb-129	1.9E+07	3.0E+08		Eu-154	4.3E+02	2.1E+04
Te-129	2.0E+07	3.3E+08		Eu-155	4.5E+02	2.2E+04
Te-129m	3.4E+06	1.6E+08		Np-239	7.3E+06	3.2E+08
I-130	3.4E+07	3.4E+08		Pu-238	7.1E+01	3.4E+03
I-130 organisk	3.7E+07	4.0E+08		Pu-239	1.0E+02	4.9E+03
Te-131m	1.1E+07	4.4E+08		Pu-240	7.8E+01	3.8E+03
I-131	3.2E+09	5.2E+10		Pu-241	1.1E+04	5.2E+05
I-131 organisk	3.5E+09	6.1E+10		Pu-242	4.5E-02	2.2E+00
Xe-131m	6.8E+09	2.3E+12		Am-241	1.6E+00	8.0E+01
Te-132	1.3E+08	5.6E+09		Cm-242	1.8E+02	8.7E+03
I-132	4.5E+09	5.8E+10		Cm-244	8.4E-01	4.1E+01

Tabell 2.2 Utslipp til omgivelsene i løpet av 3 og 24 timer med antagelse om svikt i alle filtersystemer, mens overrisling virker

Nuklide	Samlet utslipp (Bq) til			Nuklide	Samlet utslipp (Bq) til	
	3 timer	24 timer			3 timer	24 timer
Kr-85m	2.0E+11	1.2E+13		I-132 organisk	5.1E+09	4.5E+11
Kr-85	3.8E+09	1.4E+12		I-133	7.6E+09	6.0E+11
Kr-87	2.5E+11	1.7E+12		I-133 organisk	7.7E+09	6.0E+11
Kr-88	5.0E+11	1.5E+13		Xe-133	1.5E+12	5.0E+14
Rb-88	5.1E+09	1.6E+11		Xe-133m	4.4E+10	1.3E+13
Sr-89	7.5E+07	4.2E+10		I-134	4.4E+09	7.9E+09
Sr-90	2.2E+06	1.3E+09		I-134 organisk	4.4E+09	8.0E+09
Y-90	5.5E+04	1.9E+08		I-135	6.7E+09	2.3E+11
Sr-91	7.8E+07	1.8E+10		I-135 organisk	6.8E+09	2.4E+11
Y-91	9.9E+05	7.3E+08		Xe-135	3.4E+11	6.2E+13
Sr-92	6.4E+07	2.9E+09		Xe-135m	1.3E+11	4.1E+12
Y-92	1.8E+07	6.6E+09		Cs-134	6.4E+07	6.7E+09
Y-93	9.1E+05	2.2E+08		Cs-136	4.9E+07	5.0E+09
Zr-95	1.1E+06	6.0E+08		Cs-137	1.7E+08	1.8E+10
Nb-95	1.0E+06	5.9E+08		Xe-138	1.8E+11	1.8E+11
Zr-97	9.2E+05	3.1E+08		Cs-138	4.3E+09	6.8E+09
Nb-97	9.6E+05	3.3E+08		Ba-139	5.4E+07	7.6E+08
Mo-99	1.3E+07	6.5E+09		Ba-140	1.1E+08	5.8E+10
Tc-99m	1.1E+07	6.1E+09		La-140	3.6E+06	1.4E+10
Ru-103	7.7E+06	4.3E+09		La-141	7.7E+05	6.3E+07
Ru-105	3.0E+06	3.0E+08		Ce-141	2.5E+06	1.4E+09
Rh-105	3.4E+06	1.6E+09		Ce-143	2.3E+06	9.7E+08
Ru-106	9.9E+05	5.6E+08		Pr-143	1.0E+06	5.8E+08
Sb-125	6.3E+05	3.5E+08		Ce-144	1.3E+06	7.4E+08
Sb-127	9.0E+06	4.6E+09		Pr-145	5.4E+05	7.9E+07
Te-127	1.0E+07	4.6E+09		Nd-147	3.9E+05	2.1E+08
Te-127m	6.8E+05	3.9E+08		Pm-147	6.1E+04	3.5E+07
Sb-129	2.9E+07	2.8E+09		Eu-154	6.6E+02	3.7E+05
Te-129	3.0E+07	3.2E+09		Eu-155	6.8E+02	3.9E+05
Te-129m	5.2E+06	2.9E+09		Np-239	1.1E+07	5.4E+09
I-130	3.8E+07	2.3E+09		Pu-238	1.1E+02	6.1E+04
I-130 organisk	3.9E+07	2.3E+09		Pu-239	1.5E+02	8.7E+04
Te-131m	1.7E+07	7.1E+09		Pu-240	1.2E+02	6.8E+04
I-131	3.6E+09	4.2E+11		Pu-241	1.6E+04	9.3E+06
I-131 organisk	3.6E+09	4.2E+11		Pu-242	6.8E-02	3.9E+01
Xe-131m	6.8E+09	2.3E+12		Am-241	2.5E+00	1.4E+03
Te-132	1.9E+08	9.6E+10		Cm-242	2.7E+02	1.5E+05
I-132	5.0E+09	4.5E+11		Cm-244	1.3E+00	7.2E+02

Tabell 2.3 Utslipp til omgivelsene i løpet av 3 og 24 timer med antagelse om svikt i overrisling. Filtersystemer virker.

Nuklide	Samlet utslipp (Bq) til			Nuklide	Samlet utslipp (Bq) til	
	3 timer	24 timer			3 timer	24 timer
Kr-85m	6.8E+12	4.2E+13		I-132 organisk	8.1E+10	3.2E+11
Kr-85	1.3E+11	2.2E+12		I-133	1.2E+11	4.6E+11
Kr-87	8.2E+12	1.9E+13		I-133 organisk	1.2E+11	4.7E+11
Kr-88	1.7E+13	7.3E+13		Xe-133	5.1E+13	8.1E+14
Rb-88	1.6E+11	7.6E+11		Xe-133m	1.5E+12	2.2E+13
Sr-89	3.6E+09	2.1E+10		I-134	5.7E+10	7.4E+10
Sr-90	1.1E+08	6.2E+08		I-134 organisk	5.7E+10	7.5E+10
Y-90	2.3E+06	5.0E+07		I-135	1.1E+11	3.1E+11
Sr-91	3.8E+09	1.6E+10		I-135 organisk	1.1E+11	3.1E+11
Y-91	4.6E+07	3.2E+08		Xe-135	1.1E+13	1.1E+14
Sr-92	3.2E+09	8.2E+09		Xe-135m	2.4E+12	6.0E+12
Y-92	7.4E+08	5.7E+09		Cs-134	9.6E+08	4.2E+09
Y-93	4.4E+07	1.9E+08		Cs-136	7.3E+08	3.1E+09
Zr-95	5.1E+07	3.0E+08		Cs-137	2.5E+09	1.1E+10
Nb-95	5.0E+07	2.9E+08		Xe-138	3.2E+12	3.3E+12
Zr-97	4.4E+07	2.1E+08		Cs-138	7.6E+10	9.4E+10
Nb-97	4.6E+07	2.2E+08		Ba-139	2.9E+09	5.2E+09
Mo-99	6.2E+08	3.5E+09		Ba-140	5.0E+09	2.9E+10
Tc-99m	5.3E+08	3.1E+09		La-140	1.5E+08	3.5E+09
Ru-103	3.6E+08	2.1E+09		La-141	3.8E+07	1.1E+08
Ru-105	1.5E+08	4.6E+08		Ce-141	1.2E+08	6.9E+08
Rh-105	1.6E+08	9.0E+08		Ce-143	1.1E+08	5.7E+08
Ru-106	4.7E+07	2.8E+08		Pr-143	4.8E+07	2.8E+08
Sb-125	3.0E+07	1.7E+08		Ce-144	6.2E+07	3.6E+08
Sb-127	4.3E+08	2.4E+09		Pr-145	2.6E+07	9.4E+07
Te-127	4.7E+08	2.6E+09		Nd-147	1.8E+07	1.1E+08
Te-127m	3.2E+07	1.9E+08		Pm-147	2.9E+06	1.7E+07
Sb-129	1.4E+09	4.5E+09		Eu-154	3.1E+04	1.8E+05
Te-129	1.5E+09	4.8E+09		Eu-155	3.2E+04	1.9E+05
Te-129m	2.4E+08	1.4E+09		Np-239	5.3E+08	2.9E+09
I-130	6.1E+08	2.1E+09		Pu-238	5.1E+03	3.0E+04
I-130 organisk	6.1E+08	2.1E+09		Pu-239	7.3E+03	4.3E+04
Te-131m	8.1E+08	4.2E+09		Pu-240	5.7E+03	3.3E+04
I-131	5.8E+10	2.6E+11		Pu-241	7.8E+05	4.6E+06
I-131 organisk	5.8E+10	2.6E+11		Pu-242	3.2E+00	1.9E+01
Xe-131m	2.3E+11	3.8E+12		Am-241	1.2E+02	7.0E+02
Te-132	9.1E+09	5.1E+10		Cm-242	1.3E+04	7.6E+04
I-132	8.0E+10	3.2E+11		Cm-244	6.0E+01	3.5E+02

Tabell 2.4 Utslipp til omgivelsene i løpet av 3 og 24 timer med antagelse om at både overrisling og filtersystemer svikter.

Nuklide	Samlet utslipp (Bq) til			Nuklide	Samlet utslipp (Bq) til	
	3 timer	24 timer			3 timer	24 timer
Kr-85m	6.8E+12	4.2E+13		I-132 organisk	1.3E+11	1.4E+12
Kr-85	1.3E+11	2.2E+12		I-133	1.9E+11	1.9E+12
Kr-87	8.2E+12	1.9E+13		I-133 organisk	1.9E+11	1.9E+12
Kr-88	1.7E+13	7.3E+13		Xe-133	5.1E+13	8.2E+14
Rb-88	1.7E+11	7.9E+11		Xe-133m	1.5E+12	2.3E+13
Sr-89	5.7E+09	1.1E+11		I-134	8.1E+10	1.3E+11
Sr-90	1.7E+08	3.2E+09		I-134 organisk	8.2E+10	1.3E+11
Y-90	3.9E+06	3.6E+08		I-135	1.6E+11	1.1E+12
Sr-91	6.0E+09	6.5E+10		I-135 organisk	1.6E+11	1.1E+12
Y-91	7.5E+07	1.7E+09		Xe-135	1.1E+13	1.5E+14
Sr-92	5.1E+09	2.3E+10		Xe-135m	3.3E+12	1.9E+13
Y-92	1.3E+09	2.6E+10		Cs-134	1.5E+09	1.9E+10
Y-93	7.0E+07	7.8E+08		Cs-136	1.1E+09	1.4E+10
Zr-95	8.1E+07	1.5E+09		Cs-137	3.9E+09	4.9E+10
Nb-95	8.0E+07	1.5E+09		Xe-138	3.2E+12	3.3E+12
Zr-97	7.1E+07	9.5E+08		Cs-138	9.6E+10	1.3E+11
Nb-97	7.3E+07	1.0E+09		Ba-139	4.4E+09	1.2E+10
Mo-99	1.0E+09	1.7E+10		Ba-140	8.1E+09	1.5E+11
Tc-99m	8.5E+08	1.6E+10		La-140	2.5E+08	2.5E+10
Ru-103	5.8E+08	1.1E+10		La-141	6.0E+07	3.7E+08
Ru-105	2.3E+08	1.6E+09		Ce-141	1.9E+08	3.6E+09
Rh-105	2.6E+08	4.4E+09		Ce-143	1.7E+08	2.7E+09
Ru-106	7.6E+07	1.4E+09		Pr-143	7.6E+07	1.5E+09
Sb-125	4.8E+07	9.0E+08		Ce-144	9.9E+07	1.9E+09
Sb-127	6.9E+08	1.2E+10		Pr-145	4.2E+07	3.5E+08
Te-127	7.6E+08	1.3E+10		Nd-147	2.9E+07	5.4E+08
Te-127m	5.2E+07	9.8E+08		Pm-147	4.7E+06	8.8E+07
Sb-129	2.2E+09	1.5E+10		Eu-154	5.0E+04	9.5E+05
Te-129	2.3E+09	1.7E+10		Eu-155	5.2E+04	9.8E+05
Te-129m	3.9E+08	7.4E+09		Np-239	8.5E+08	1.4E+10
I-130	9.4E+08	8.2E+09		Pu-238	8.2E+03	1.6E+05
I-130 organisk	9.5E+08	8.3E+09		Pu-239	1.2E+04	2.2E+05
Te-131m	1.3E+09	2.0E+10		Pu-240	9.1E+03	1.7E+05
I-131	8.9E+10	1.2E+12		Pu-241	1.3E+06	2.4E+07
I-131 organisk	9.0E+10	1.2E+12		Pu-242	5.2E+00	9.8E+01
Xe-131m	2.3E+11	3.8E+12		Am-241	1.9E+02	3.6E+03
Te-132	1.5E+10	2.5E+11		Cm-242	2.1E+04	3.9E+05
I-132	1.2E+11	1.4E+12		Cm-244	9.7E+01	1.8E+03

1. Tett inneslutning, alle konsekvensreduserende systemer unntatt nødkjøling i drift

Tabell 2.5. Akkumulerte doser (mSv) i løpet av de 3 første timer som følge av ekstern bestråling og inhalasjon fra luftbåren aktivitet, Pasquill F, 2 m/s

	100 m	200 m	300 m
Samlet effektiv dose, barn 1 år	0,34	0,12	0,061
Samlet effektiv dose, barn 10 år	0,31	0,11	0,056
Samlet effektiv dose, voksen	0,24	0,084	0,044
Effektiv dose fra ekstern eksponering	0,16	0,055	0,029
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 1 år	0,18	0,062	0,033
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 10 år	0,15	0,052	0,027
Effektiv dose fra inhalasjon, voksen	0,082	0,029	0,015
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 1 år	3,4	1,2	0,63
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 10 år	2,9	1.0	0,53
Dose til skjoldbruskkjertel, voksen	1,6	0,56	0,29

Tabell 2.6. Akkumulerte doser (mSv) i løpet av 24 timer fra ekstern bestråling og inhalasjon av luftbåren aktivitet, Pasquill D, 5 m/s

	100 m	200 m	300 m
Samlet effektiv dose, barn 1 år	0,85	0,26	0,13
Samlet effektiv dose, barn 10 år	0,81	0,24	0,12
Samlet effektiv dose, voksen	0,7	0,21	0,1
Effektiv dose fra ekstern eksponering	0,57	0,17	0,085
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 1 år	0,28	0,084	0,041
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 10 år	0,24	0,072	0,035
Effektiv dose fra inhalasjon, voksen	0,13	0,039	0,019
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 1 år	5,3	1,6	0,78
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 10 år	4,6	1,4	0,68
Dose til skjoldbruskkjertel, voksen	2,5	0,76	0,37

Tabell 2.7. Akkumulert dose fra ekstern bestråling fra avsatt aktivitet og inhalasjon av aktivitet som er resuspendert fra bakken til atmosfæren

Tid etter utslipp	Akkumulert dose (mSv)				
	100 m	200 m	300 m	500 m	1000 m
1 dag	0,0089	0,0036	0,0021	0,0011	0,00049
7 dager	0,022	0,0089	0,0054	0,0029	0,0013
30 dager	0,036	0,015	0,009	0,0049	0,0021
1 år	0,057	0,024	0,015	0,0084	0,0038
5 år	0,099	0,045	0,028	0,016	0,0074
20 år	0,15	0,069	0,044	0,025	0,012

2. Tett inneslutning, overrisling i drift, alle filtersystemer ute av drift

Tabell 2.8. Akkumulerte doser (mSv) i løpet av de 3 første timer som følge av ekstern bestråling og inhalasjon fra luftbåren aktivitet, Pasquill F, 2 m/s

	100 m	200 m	300 m
Samlet effektiv dose, barn 1 år	0,35	0,12	0,064
Samlet effektiv dose, barn 10 år	0,32	0,11	0,058
Samlet effektiv dose, voksen	0,25	0,086	0,045
Effektiv dose fra ekstern eksponering	0,16	0,056	0,029
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 1 år	0,19	0,067	0,035
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 10 år	0,16	0,056	0,029
Effektiv dose fra inhalasjon, voksen	0,088	0,031	0,016
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 1 år	3,7	1,3	0,67
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 10 år	3,1	1,1	0,57
Dose til skjoldbruskkjertel, voksen	1,7	0,59	0,31

Tabell 2.9. Akkumulerte doser (mSv) i løpet av 24 timer fra ekstern bestråling og inhalasjon av luftbåren aktivitet, Pasquill D, 5 m/s

	100 m	200 m	300 m
Samlet effektiv dose, barn 1 år	2,6	0,8	0,39
Samlet effektiv dose, barn 10 år	2,4	0,72	0,35
Samlet effektiv dose, voksen	1,6	0,49	0,24
Effektiv dose fra ekstern eksponering	0,66	0,20	0,097
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 1 år	2,0	0,60	0,29
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 10 år	1,7	0,52	0,25
Effektiv dose fra inhalasjon, voksen	0,95	0,29	0,14
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 1 år	37	11	5,5
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 10 år	32	9,8	4,8
Dose til skjoldbruskkjertel, voksen	18	5,4	2,6

Tabell 2.10. Akkumulert dose fra ekstern bestråling fra avsatt aktivitet og inhalasjon av aktivitet som er resuspendert fra bakken til atmosfæren

Tid etter utslipp	Akkumulert dose (mSv)				
	100 m	200 m	300 m	500 m	1000 m
1 dag	0,064	0,026	0,015	0,0082	0,0035
7 dager	0,18	0,074	0,044	0,024	0,011
30 dager	0,31	0,13	0,078	0,043	0,019
1 år	0,47	0,20	0,13	0,071	0,032
5 år	0,79	0,36	0,23	0,13	0,059
20 år	1,2	0,54	0,34	0,20	0,092

3. Tett inneslutning, overrisling ute av drift, filtersystemer i drift

Tabell 2.11. Akkumulerte doser (mSv) i løpet av de 3 første timer som følge av ekstern bestråling og inhalasjon fra luftbåren aktivitet, Pasquill F, 2 m/s

	100 m	200 m	300 m
Samlet effektiv dose, barn 1 år	8,0	2,8	1,4
Samlet effektiv dose, barn 10 år	7,5	2,6	1,4
Samlet effektiv dose, voksen	6,3	2,2	1,1
Effektiv dose fra ekstern eksponering	4,9	1,7	0,88
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 1 år	3,1	1,1	0,56
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 10 år	2,6	0,91	0,48
Effektiv dose fra inhalasjon, voksen	1,4	0,50	0,26
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 1 år	58	20	11
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 10 år	50	17	9,1
Dose til skjoldbruskkjertel, voksen	27	9,5	5.0

Tabell 2.12. Akkumulerte doser (mSv) i løpet av 24 timer fra ekstern bestråling og inhalasjon av luftbåren aktivitet, Pasquill D, 5 m/s

	100 m	200 m	300 m
Samlet effektiv dose, barn 1 år	3,5	1,1	0,52
Samlet effektiv dose, barn 10 år	3,3	1,0	0,49
Samlet effektiv dose, voksen	2,8	0,85	0,42
Effektiv dose fra ekstern eksponering	2,2	0,66	0,33
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 1 år	1,3	0,40	0,20
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 10 år	1,1	0,34	0,17
Effektiv dose fra inhalasjon, voksen	0,63	0,19	0,093
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 1 år	25	7,6	3,7
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 10 år	22	6,5	3,2
Dose til skjoldbruskkjertel, voksen	12	3,6	1,7

Tabell 2.13. Akkumulert dose fra ekstern bestråling fra avsatt aktivitet og inhalasjon av aktivitet som er resuspendert fra bakken til atmosfæren

Tid etter utslipp	Akkumulert dose (mSv)				
	100 m	200 m	300 m	500 m	1000 m
1 dag	0,053	0,021	0,012	0,0066	0,0029
7 dager	0,13	0,051	0,03	0,016	0,0072
30 dager	0,20	0,083	0,05	0,027	0,012
1 år	0,30	0,13	0,08	0,044	0,020
5 år	0,50	0,22	0,14	0,079	0,037
20 år	0,73	0,33	0,21	0,12	0,057

4. Tett inneslutning, overrisling ute av drift, filtersystemer ute av drift

Tabell 2.14. Akkumulerte doser (mSv) i løpet av de 3 første timer som følge av ekstern bestråling og inhalasjon fra luftbåren aktivitet, Pasquill F, 2 m/s

	100 m	200 m	300 m
Samlet effektiv dose, barn 1 år	9,8	3,4	1,8
Samlet effektiv dose, barn 10 år	9,0	3,1	1,6
Samlet effektiv dose, voksen	7,2	2,5	1,3
Effektiv dose fra ekstern eksponering	5,0	1,7	0,90
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 1 år	4,8	1,7	0,88
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 10 år	4,0	1,4	0,74
Effektiv dose fra inhalasjon, voksen	2,2	0,78	0,41
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 1 år	91	32	17
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 10 år	77	27	14
Dose til skjoldbruskkjertel, voksen	42	15	7,7

Tabell 2.15. Akkumulerte doser (mSv) i løpet av 24 timer fra ekstern bestråling og inhalasjon av luftbåren aktivitet, Pasquill D, 5 m/s

	100 m	200 m	300 m
Samlet effektiv dose, barn 1 år	8,3	2,5	1,2
Samlet effektiv dose, barn 10 år	7,5	2,3	1,1
Samlet effektiv dose, voksen	5,2	1,6	0,78
Effektiv dose fra ekstern eksponering	2,4	0,74	0,36
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 1 år	5,9	1,8	0,87
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 10 år	5,1	1,5	0,75
Effektiv dose fra inhalasjon, voksen	2,8	0,85	0,42
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 1 år	110	33	16
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 10 år	95	29	14
Dose til skjoldbruskkjertel, voksen	52	16	7,8

Tabell 2.16. Akkumulert dose fra ekstern bestråling fra avsatt aktivitet og inhalasjon av aktivitet som er resuspendert fra bakken til atmosfæren

Tid etter utslipp	Akkumulert dose (mSv)				
	100 m	200 m	300 m	500 m	1000 m
1 dag	0,21	0,085	0,051	0,027	0,012
7 dager	0,54	0,22	0,13	0,072	0,031
30 dager	0,91	0,37	0,23	0,12	0,055
1 år	1,4	0,58	0,36	0,20	0,091
5 år	2,2	1,0	0,63	0,36	0,17
20 år	3,3	1,5	0,96	0,55	0,26

Tabell 2.17. Område hvor CFIL for I-131 vil bli overskredet ved produksjon av grønnsaker (CFIL = 6700 Bq/m2). Tett inneslutning hvor både overrisling og filtersystemer har sviktet

Dager etter utslipp	Maksimum lengde av område over CFIL (meter)	Maksimum bredde av område over CFIL (meter)	Areal av område over CFIL (dekar)
1	9300	5500	37000
5	7600	4400	24000
10	5800	3200	14000
15	4300	2300	7400
20	3200	1700	3900
30	1600	840	1000
50	420	230	70
70	120	72	7

Tabell 2.18. Område hvor CFIL for Cs-137 vil bli overskredet ved produksjon av grønnsaker. Tett inneslutning hvor både overrisling og filtersystemer har sviktet

Matvare	Maksimum lengde av område over CFIL (meter)	Maksimum bredde av område over CFIL (meter)	Areal av område over CFIL (dekar)
Grønnsaker (CFIL = 4200 Bq/m2)	740	360	190
Melk (CFIL = 14000 Bq/m2)	250	120	23

Tabell 2.19. Utslipp til omgivelsene fra brenselet i løpet av trykkutligningen ved åpen inneslutning

Nuklide	Aktivitet (Bq)		Nuklide	Aktivitet (Bq)
Kr-85	5.2E+08		Xe-131m	9.2E+08
Kr-85m	3.3E+10		Xe-133	2.0E+11
Kr-87	6.4E+10		Xe-133m	6.0E+09
Kr-88	9.2E+10		Xe-135	4.4E+10
Rb-88	9.2E+10		Xe-135m	3.6E+10
I-130	1.0E+09		Xe-138	1.8E+11
I-131	9.2E+10		Cs-134	1.7E+09
I-132	1.3E+11		Cs-136	1.3E+09
I-133	2.0E+11		Cs-137	4.4E+09
I-134	2.2E+11		Cs-138	1.9E+11
I-135	1.9E+11			

5. Åpen inneslutning. Utslipp langs dalen, utslippshøyde på 15 meter

Tabell 2.20. Akkumulerte doser (mSv) fra som følge av ekstern bestråling og inhalasjon fra luftbåren aktivitet

	300 m	500 m	1000 m
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 1 år	4,2	4,8	2,8
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 10 år	3,5	3,9	2,3
Dose til skjoldbruskkjertel, voksen	2,0	2,2	1,3
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 1 år	0,39	0,44	0,26
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 10 år	0,45	0,51	0,30
Effektiv dose fra inhalasjon, voksen	0,39	0,43	0,25
Effektiv dose fra ekstern eksponering	0,025	0,028	0,016
Samlet effektiv dose, barn 1 år	0,42	0,47	0,27
Samlet effektiv dose, barn 10 år	0,48	0,53	0,31
Samlet effektiv dose, voksen	0,41	0,46	0,27

Tabell 2.21. Integrert dose fra ekstern bestråling fra avsatt aktivitet og inhalasjon av aktivitet som er resuspendert fra bakken til atmosfæren. Utslipp av 1,5 mg

Tid etter utslipp	Akkumulert dose (mSv)				
	100 m	200 m	300 m	500 m	1000 m
1 dag	0,051	0,031	0,019	0,010	0,0044
7 dager	0,097	0,058	0,037	0,020	0,0084
30 dager	0,15	0,087	0,055	0,030	0,013
1 år	0,30	0,17	0,11	0,061	0,028
5 år	0,65	0,35	0,23	0,13	0,064
20 år	1,1	0,57	0,38	0,22	0,11

6. Åpen inneslutning. Utslipp på tvers av dalføret

Tabell 2.22. Akkumulerte doser (mSv) fra bakkeutslipp som følge av ekstern bestråling og inhalasjon fra luftbåren aktivitet

	100 m	200 m	300 m
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 1 år	130	38	19
Dose til skjoldbruskkjertel, barn, 10 år	110	32	16
Dose til skjoldbruskkjertel, voksen	62	19	9,3
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 1 år	13	4,2	2,1
Effektiv dose fra inhalasjon, barn 10 år	16	5,1	2,6
Effektiv dose fra inhalasjon, voksen	14	4,6	2,4
Effektiv dose fra ekstern eksponering	0,85	0,26	0,13
Samlet effektiv dose, barn 1 år	14	4,5	2,3
Samlet effektiv dose, barn 10 år	17	5,4	2,8
Samlet effektiv dose, voksen	15	4,9	2,5

Tabell 2.23. Integrert dose fra ekstern bestråling fra avsatt aktivitet og inhalasjon av aktivitet som er resuspendert fra bakken til atmosfæren. Utslipp av 1,5 mg

Tid etter utslipp	Akkumulert dose (mSv)				
	100 m	200 m	300 m	500 m	1000 m
1 dag	0,11	0,037	0,021	0,010	0,0040
7 dager	0,21	0,071	0,039	0,019	0,0078
30 dager	0,30	0,10	0,058	0,029	0,012
1 år	0,49	0,19	0,11	0,060	0,027
5 år	0,91	0,38	0,24	0,13	0,062
20 år	1,4	0,61	0,39	0,22	0,10

Tabell 2.24. Område hvor CFIL for I-131 vil bli overskredet ved produksjon av grønnsaker (CFIL = 6700 Bq/m2)

Dager etter utslipp	Maksimum lengde av område over CFIL (meter)	Maksimum bredde av område over CFIL (meter)	Areal av område over CFIL (dekar)
1	3300	330	820
5	2600	260	510
10	1900	190	280
15	1400	140	150
20	1000	100	80
30	530	60	24
50	170	20	3

Tabell 2.25. Område hvor CFIL for Cs-137 vil bli overskredet ved produksjon av grønnsaker

Matvare	Maksimum lengde av område over CFIL (meter)	Maksimum bredde av område over CFIL (meter)	Areal av område over CFIL (dekar)
Grønnsaker (CFIL = 4200 Bq/m2)	350	34	9
Melk (CFIL = 14000 Bq/m2)	120	12	1