


IFE/KR/E-90/001

NEDLEGGING AV EN LITEN KJERNEREAKTOR.
MODELLSTUDIE - FEBRUAR 1990

K. Neset, G.C. Christensen,
J.E. Lundby, G.A. Ronneberg

UTGIVER Institutt for energiteknikk Postboks 40 2007 Kjeller		DOKUMENT NR. IFE/KR/E-90/001	
		DATO Februar 1990	
PROSJEKTNR./KONTRAKT NR. NKA-KAV 350		OPPDRAGSGIVER Nordisk kontaktorgan for Atomenergispørsmål (NKA)	
PROSJEKTNAMN		OPPDRAGSGIVERS REF.	
TITTEL OG UNDERTITTEL Nedlegging av en liten kjernereaktor. Modellstudie.			
FORFATTER(E) K. Neset, G.C. Christensen, J.E. Lundby, G.A. Rønneberg		GODKJENT 	
REFERAT <p>Rapporten beskriver en studie av reaktornedlegging med JEEP II reaktoren på Kjeller som modell. Den omfatter estimering av avfallsmengder og radionuklideinnhold, alternative metoder for dekontaminering og avfallsbehandling, vurdering av avfallsets egenskaper med hensyn til sikkerhet under transport og lagring/deponering og forslag til videre FoU-arbeid.</p> <p>Modellstudien er et delprosjekt under prosjektet NKA-KAN 350 som er sammenfattet i rapporten NORD 1990:30 (februar 1990).</p>			
STIKKORD Reaktorrivingsavfall, egenskaper, avfallsbehandling.			
KLASSIFIKASJON OG/ELLER EMNEGRUPPE UDK: 621.039.004.7			
INDEKSSYSTEM/TESAURUSTERMER INIS: Reactor decommissioning; Research reactors; Radioactive wastes			
ANDRE BIBLIOGRAFISKE OPPLYSNINGER		ISSN 0333-2039	
		ISBN 82-7017-101-8	
		ANTALL SIDER 48	
TILGJENGELIGHET: DETTE DOKUMENT/DENNE SIDE Åpen / Åpen		SPRÅK: DOKUMENT/SAMMENDRAG Norsk / Norsk	
DISTRIBUERES AV Institutt for energiteknikk		MOTTAKERS NOTATER	
PRIS			

INNHALDSFORTEGNELSE

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
1. SAMMENDRAG	1
2. INNLEDNING	6
3. BESKRIVELSE AV REAKTORANLEGGET	8
3.1 Innledning	8
3.2 Bygninger	8
3.3 Reaktortank	9
3.4 Skjerming, reaktorblokk	9
4. NEDLEGGINGSPLAN	11
4.1 Innledning	11
4.2 Lagring med overvåking, Trinn 1:	11
4.3 Begrenset bruk av anleggsområdet, Trinn 2:	12
4.4 Ubegrenset bruk av anleggsområdet, Trinn 3:	12
5. RADIOAKTIVE STOFFER I REAKTOREN	15
5.1 Bakgrunn	15
5.2 Nøytronaktivererte nuklider	16
5.2.1 Aluminium	16

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
5.2.2 Stål og armeringsjern	16
5.2.3 Andre metaller	17
5.2.4 Betong	17
5.2.5 Overflateforurensning	18
5.3 Estimering av nøytronaktivert	19
5.3.1 Beregningsunderlag	19
5.3.2 Beregningsmetode	20
5.3.3 Nuklider	20
5.3.4 Videre arbeid	21
6. RIVINGSKRAFTAVFALL	22
6.1 Avfallstyper	22
6.2 Nøytronaktivert materiale	22
6.3 Overflateforurenset materiale	22
6.4 Sekundært avfall	23
6.5 Avfallsmengde og aktivitet	23
7. AVFALLSBEHANDLING	25
7.1 Innledning	25
7.2 Overflateforurenset metall	25
7.3 Nøytronaktivert metall	26
7.4 Nøytronaktivert betong og tungbetong	26
7.5 Forurenset vann og avfalls løsninger	27

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
7.6 Diverse avfall	27
8. DEKONTAMINERING	29
8.1 Formål	29
8.2 Metoder	29
8.3 Dekontaminering av bygning	30
8.4 Dekontaminering av reaktoranlegg før demontering/riving	30
8.5 Dekontaminering av utstyr for friklassing	32
9. FRIKLASSET AVFALL	34
10. TRANSPORT	35
10.1 Bakgrunn	35
10.2 Klassifisering	36
10.3 Rivingsavfall	37
10.4 Frakt-containere	39
11. DEPONERING AV RADIOAKTIVT AVFALL	40
11.1 Deponeringsmetode	40
11.2 Korrosjon og degradering av avfallet	40

Seksjon	Side
11.3 Gassproduksjon	41
11.4 Aktivitetsutslipp fra avfallet	42
12. LITTERATUR	43
13. FIGURER	45
13.1 Figur 1. Reaktoranlegg.	45
13.2 Figur 2. Reaktortank.	46
13.3 Figur 3. Reaktorblokk, horisontalsnitt.	47
13.4 Figur 4. Reaktorblokk, vertikalsnitt.	48

1. SAMMENDRAG

Det er utført en studie av reaktorrivingsavfall med JEEP II-reaktoren på Kjeller som modell. Reaktoren er i full drift med en effekt på 2 MW, og det foreligger ingen tidsfestet plan for nedlegging. Nedleggingsstudiet ved IFE, Kjeller, er en del av det nordiske utredningsarbeidet om nedlegging av kjernerreaktorer (1).

Et hovedformål med dette arbeidet er å kartlegge status og identifisere områder hvor videre studier vil være nødvendig for en rasjonell og sikker håndtering, transport, lagring og sluttdeponering av avfallet. Områder som er omhandlet i denne IFE-rapporten er:

- Radionuklider i avfallet
- Avfallstyper og egenskaper
- Avfallsbehandling, dekontaminering
- Transport
- Deponering

Andre områder innen reaktornedlegging, som demonterings- og rivings-teknikk inngår ikke i dette arbeidet.

Radionuklider i avfallet

Hovedmengden av de radioaktive stoffene i reaktoren foreligger innkapslet i det brukte brenselet som fjernes fra reaktorplanlegget før riving. Reaktorbrensel, kontrollstaver og tungtvann er ikke regnet med som rivingsavfall.

I rivingsavfallet vil det foreligge en rekke nuklider med forskjellige stråleenergi og halvtid. Målinger og beregninger viser at kobolt-60 vil være en dominerende gammaaktivitetskilde i avfallet i flere tiår etter reaktordriftsstans sammen med en betydelig aktivitet fra europium-152 i det nøytronbestrålte betongavfallet. Det er utført et estimat av aktiviteten i rivingsavfallet fem år etter reaktordriftsstans.

Innholdet av langlivede nuklider som vil gi den dominerende aktiviteten i avfallet etter lengere tids lagring/deponering er mindre godt

klarlagt, spesielt i betongskjermingsmaterialet.

Det er behov for forbedret dataunderlag og datamaskinprogram for beregning av radionuklideinnholdet i avfallet. For utprøving og verifisering av beregningsmetoden bør det anvendes analysedata fra utvalgte bestrålte materialprøver inklusive borkjernepøver av betongskjermingsmaterialet.

I god tid for reaktorriving vil det også bli nødvendig å utarbeide en detaljert plan for radioaktivitetsmålinger, og fremskaffe utstyr for nøyaktige målinger og klassifisering av avfallet.

Avfallstyper og egenskaper

Det radioaktive avfallet vil utgjøre en mindre del av rivingsavfallet fra anlegget. I det radioaktive rivingsavfallet vil hovedmengden av radionuklidene, anslått til mer enn 99,9 %, foreligge i de nøytronbestrålte konstruksjonsmaterialene, i ca. 10 tonn stål, ca. 100 - 150 tonn betongskjermingsmateriale, og ca. 1,2 tonn aluminium.

Det er sikkerhetsmessig fordelaktig at hovedmengden av de radioaktive stoffene, når de blir dannet, foreligger innesluttet i mekanisk stabile og ikke brennbare materialer.

I kontakt med vann vil metallkorrosjon og betong-degradering føre til en gradvis øking i mobiliteten av en liten brøkdel av nuklidene som opprinnelig var i avfallet.

I et vannfylt deponi er det antatt at en kjemisk reaksjon med sulfat vil føre til utlaking av kalsiumhydroksyd fra betong. Ut fra foreliggende data er det estimert at en fullstendig utlaking av kalsium fra en meter tykk blokk med betong, som er støpt med Portlandsement, kan ta i størrelseordenen 10 000 år. Korrosjonen av stål er avhengig av pH og andre kjemiske forhold i grunnvannet. I et vannfylt undergrunnsdeponi med betong er korrosjonen av ulegert stål anslått til 0,0001 - 0,001 mm pr. år, og det kan ta i størrelsesordenen 10 000 - 100 000 år før det mest radioaktive rivingsmaterialet i JEEP II vil bli fullstendig korrodert.

I reaktoranelegg er det relativt store mengder med metall som blir overflateforurenset. For JEEP II er det anslått en mengde på ca. 70 tonn. Radioaktiviteten i avfallet avtar med tiden, og midlertidig lagring og andre avfallsbehandlingsmetoder som dekontaminering og metallsmelting kan anvendes for å redusere mengden radioaktivt avfall som må deponeres.

Det er behov for videre arbeid med å klarlegge avfallets egenskaper, blant annet korrosjon og produksjon av hydrogengass. Gassproduksjonen i avfallet kan ha betydning for valg av deponeringsmetode.

Avfallsbehandling

Et hovedformål med behandlingen er å redusere volumet av radioaktivt avfall, i første rekke ved bruk av effektive dekontamineringsmetoder og avfallssegregering. Dette kan hindre forurensning av rivingsavfall som vil kunne viderebehandles som inaktivt avfall. Dekontamineringsmetoder kan anvendes for å redusere stråledoser til personell under reaktornedlegging og redusere mengden med radioaktivt overflateforurenset materiale.

Det er antatt at IFE's avfallsanlegg på Kjeller vil bli brukt under nedleggingen, for å konsentrere og rense væsker som oppstår under dekontamineringen, for behandling og innstøping av avfallskoncentrat, filter og ionebyttermateriale, og for avfallsvolumreduksjon ved oppkutting, pressing og forbrenning.

Det kan også bli aktuelt å få utført spesielle behandlingsoperasjoner i utlandet, eksempelvis metallsmelting. En mer detaljert og optimalisert plan for avfallsbehandling bør utarbeides med bakgrunn i strålevernmyndighetenes klassifiseringsbestemmelser for rivingsavfall og spesifikasjoner for avfallsdeponering.

Transport

Transporten til avfallsdeponiet kan utføres i containere, hvor avfallet er emballert og stråleskjermet i overensstemmelse med nasjonale og internasjonale regler for transport av radioaktive materialer. De to største (og mest) radioaktive komponentene, reaktortanken og termisk skjerm, kan kuttes i seksjoner og transporteres i deler eller transporteres hele, med spesielle sikkerhetstiltak og tillatelse fra myndighetene.

I Norge er det mer enn 30 års erfaring med transport av radioaktive materialer, både innenlands og internasjonalt. Veitransport av reaktordrifts- og vedlikeholdsavfall fra Halden til Kjeller, en avstand på 120 km, har pågått siden 1963. Den transporterte aktivitetsmengden er betydelig større enn aktivitetsinnholdet i JEEP rivingsavfallet. Det har ikke forekommet uhell med stråledoser til befolkningen, eller noen miljøforurensing. Stråledoser til personell er blitt holdt godt under de grenseverdier som er gitt av strålevernmyndighetene.

I dette studium er det ikke avdekket noen forhold som tilsier at transporten ikke kan håndteres sikkert og innenfor det eksisterende regelverk.

Transporten bør forberedes i god tid før rivingsavfallet foreligger, på bakgrunn av data for transportforhold, mottakskapasitet og behandlingsopplegg for avfallslager/deponi.

Lagring/deponering

Den norske regjering vedtok i 1989 at et sluttlager/deponi for radioaktivt avfall skal opprettes, og et forslag til lokalisering og konstruksjonsprinsipper for anlegget er planlagt å foreligge i løpet av 1990. Det er antatt at dette anlegget for lavt- og middelsaktivt avfall vil bli et fjellanlegg.

I flere land er det planlagt å deponere radioaktivt rivingsavfall i undergrunnsfjellanlegg. Et eksempel er SFR-anlegget i Sverige som er i drift med mottak og lagring av lavt- og middelsaktivt avfall. Det

antas at SFR vil bli godkjent for deponering av reaktor-rivingsavfall.

Sikkerhetsanalyser for de utenlandske deponiene for lavt- og middels-aktivt avfall viser at myndighetenes krav kan oppfylles med god margin.

Innholdet av radioaktive stoffer i JEEP II-avfallet er meget lite i forhold til den totale mengden som vil bli deponert i et fremtidig nasjonalt anlegg. For spesifisering av deponeringsmetode og sikkerhetsanalyser av avfallsdeponiet, er det antatt at det vil bli nødvendig å fremskaffe mere fullstendige og nøyaktige data for rivingsavfallet.

2. INLEDNING

Dette studium av reaktor rivingsavfall er utført som en del av det Nordiske samarbeidsprosjektet om reaktornedlegging (1). Som eksempel er det anvendt JEEP II-reaktoren på Kjeller. Reaktoren er i full drift, med en termisk effekt på 2 MW, og det foreligger ingen tidsfestet plan for nedlegging. For dette prosjektet er det i beregnings-eksemplet antatt at reaktordriften innstilles i desember 1989.

Det internasjonale Atomenergibyrået (IAEA) har utgitt en rapport om erfaringene og de prinsipper man bør følge ved nedlegging av forskningsreaktorer (2). Ifølge disse anbefalingene kan nedleggingen tenkes utført i tre trinn:

- Trinn 1: Lagring med overvåking.
- Trinn 2: Begrenset bruk av anleggsområdet.
- Trinn 3: Ubegrenset bruk av anleggsområdet.

I planen som er utarbeidet av IFE for en fremtidig nedlegging av JEEP II, er det foreslått i hovedsak å følge de tiltak som er beskrevet under trinn 1, med enkelte tilpasninger som hører inn under trinn 2 i IAEA's anbefalinger.

Eksempler på trinn 2-nedlegging, er de to Kjeller-reaktorene JEEP I, hvor reaktorbygningen nå anvendes til gammastrålingsanlegg, og NORA, hvor bygningen anvendes som forsøkshall.

I denne studien er det antatt at trinn 3 gjennomføres. Reaktoren demonteres og rives, og radioaktivt rivningsavfall fjernes slik at hele reaktorbyggningsområdet kan disponeres uten restriksjoner med hensyn til radioaktivitet. Det er hittil ikke utført trinn 3-nedlegging av kjernekraftverk, men derimot er flere mindre reaktoranlegg nedlagt. Ett eksempel på trinn 3-nedlegging i Norden, er R-1 Reaktoren i Sverige (3).

Konsentrasjonen av radioaktive stoffer i avfallet er avhengig av reaktor-driftsforhold, nøytronfluks, reaktorkonstruksjon, konstruk-

sjonsmaterialer og tiden som er gått etter reaktor-driftstans. Kon-
sentrasjonen av radioaktive stoffer i avfallet er estimert på grunnlag
av materialspesifikasjoner, data fra litteraturen og beregninger.

Mengden av avfall som oppstår, volum/vekt, vil være avhengig av riv-
ingsmetoder som anvendes, dekontaminerings- og avfallsbehandlings-
metoder, samt friklassingsregler som vil bli fastlagt av de ansvarlige
nasjonale myndighetsorganer.

I Norge har det hittil ikke vært aktuelt å fastsette friklassingsakti-
vitetsgrenser for reaktor-rivingsavfall. I beregningene av avfallsmeng-
der er det som eksempel antatt friklassingsregler som har vært benyttet
for R-1 avfall i Sverige. Det er nå etablert et Nordisk samarbeids-
prosjekt om friklassingsgrenser for rivingsavfall (4).

Det er antatt at radioaktivt rivingsavfall behandles og midlertidig
lagres på IFE's område på Kjeller før videre transport til et sentralt
nasjonalt sluttlager/deponi.

3. BESKRIVELSE AV REAKTORANLEGGET

3.1 Innløding

JEEP II er en tungtvannsmoderert og -kjølt reaktor av tanktypen, som benyttes til kjernefysikkforskning, isotopproduksjon, og andre bestrålingsformål, eksempelvis bestråling av materialer til elektronikk-industrien. Den opererer med en termisk effekt på 2 MW, og ble satt i drift i 1967. Brenselet er urandioksyd kapslet i aluminiumsrør. Varmen som utvikles i reaktoren overføres fra primersystemets tungtvann til en adskilt sekundær H₂O-kjølekrete gjennom en varmeveksler. Vannet i sekundærkretsen benyttes til oppvarming av bygninger på IFE's område, men det kan også kjøles ned i to kjøletårn.

I det følgende er det gitt en kort beskrivelse av anlegget. Fullstendig tekniske spesifikasjoner og beskrivelse finnes i interne IFE-rapporter og tegninger, og i sikkerhetsrapporten for JEEP II.

3.2 Bygninger

JEEP II består av to hoveddeler, stålhus og sidebygning. I stålhuset er reaktoren og dens kjølekreter plassert, mens sidebygningen, som er oppført i betong, bl.a. inneholder kontrollrom, eksperimenthall og isotopproduksjonsavdeling. Figur 1 viser et eksteriør av anlegget.

Stålhuset er utformet som en gasstett, sylindrisk beholder med kupert topp og plan bunn. Huset har en diameter på 22 m og høyde 22,4 m. Innvendig i stålhuset er det montert en roterende takkran for 20 tonns løft og elektrisk talje.

I nedre del av stålhuset er reaktorfundamentet og de nødvendige kjellerrom støpt i betong. Under reaktoren og reaktorblokken ligger varmevekslerrommet hvor primær hovedkjølekrete og rensesystem er plassert. Resten av primersystemets komponenter og rørkreter er montert utenfor skjermveggen mellom varmevekslerrom og indre kjeller. Sekundærskreter er plassert i kjelleren som også inneholder rom for lagring

av utstyr, lagertank, og rom for installasjon av loop-utstyr med forbindelse til reaktortoppen.

Adgang til stålhuset fra sidebygning og utenforliggende område kan skje gjennom personluse og to kjøreporter.

Reaktorens kontrollrom er plassert i sidebygningen. Denne bygningen vil ikke inneholde radioaktive reaktorkomponenter.

I tilknytning til sidebygningens kjeller, er det et spesielt tilbygg hvor komponenter for ventilasjonsanlegget og annet nødvendig tilleggsutstyr er plassert.

3.3 Reaktortank

Tanken, som vist på fig. 2, er laget av aluminiumkvalitet 2 S. Den nedre delen av tanken har en innvendig diameter 1,7 m, og høyden fra bunnen til overkant av toppskjerm er 3,5 m. Tankveggen har en tykkelse på ca. 10 mm.

I tankbunnen er det innsveiset aluminium sirkulasjonsrør for tungtvann, gjennomføringsrør for kontrollstasjonene, samt spylerør. I tanken er det gitterplater av aluminium (se fig. 2), med styrehull for brenselstavene, kontrollstavene, isotoplommer og eksperimentutstyr. I tankveggen er det innsveiset 8 stk. lommer og et gjennomgående horisontalt rør. Vekt av tank er ca. 600 kg.

3.4 Skjerming, reaktorblokk

Den biologiske skjermen av stål og betong som omgir reaktortank, vannbasseng og brønner for lagring av brensel og radioaktivt utstyr, kalles for reaktorblokk. Den beskytter personell mot stråling fra reaktoren, og oppfyller krav til lav bakgrunnstråling for fysikkforskning. Den biologiske skjermen består hovedsakelig av betong som inneholder jernmalm og malmslig, og har en egenvekt på ca. 3,7 tonn/m³. Fig. 3 og 4 viser vertikal- og horisontal snitt gjennom reaktorblokken.

Innerst mot reaktortanken, mot sidene og bunnen av tanken, er det en vannfylt termisk skjerm av stål, kvalitet ST37. Den er utført som en dobbeltvegget stålsylinder med bunn. Den termiske skjermen reduserer strålingen til den biologiske skjermen, og hindrer høy temperatur og skadelig termiske spenninger i betongen. Stålet i den termiske skjermen er det mest nøytronaktiverte konstruksjonsmaterialet i anlegget.

Reaktorblokken har en total lengde på 12,8 m, største bredde er 6,8 m og høyden over reaktorhallens golv er 6 m. Mengden tungbetong med jernmalm i reaktorblokken er 373 kubikkmeter.

Reaktortanken er utstyrt med et topplokk og en toppskjerm. Topplokket er utformet som en sylindrisk, avtrappet aluminiumsbeholder med ytre diameter 1695/1935 mm og høyde 1652 mm.

I topplokkets underkant er det en sirkulær utsparring for kontrollstavene med diameter 670 mm og høyde 600 mm. Ut fra hensyn til stråleskjerming er aluminiumsbeholderen fylt med betong, bly og stål. Betongen i topplokket er den mest nøytronaktiverte betongen i anlegget.

Over topplokket er toppskjermen, som danner den øvre del av stråleskjermen over reaktortanken. Det er en sylindrisk aluminiumsbeholder med diameter 2230 mm og høyde 1500 mm, som inneholder betong og stål.

Topplokket og toppskjermen er utstyrt med rørgjennomføringer, som kan lukkes med skjermplugg som inneholder betong, jern og bly, innkapslet i aluminium.

4. NEDLEGGINGSPLAN

4.1 Innledning

For å oppfylle myndighetenes konsesjonsvilkår, har IFE utarbeidet en plan for en fremtidig nedlegging av reaktoren. Denne planen tar sikte på å beholde reaktorblokken med reaktortank som den er, og fristille den øvrige delen av reaktorbygningen til annet bruk. Planen forutsetter en begrenset fremtidig overvåking av reaktorblokken, kontroll med forseglede åpninger, og vedlikehold av bygning.

For denne modellstudien er det antatt at hele reaktoranlegget demonteres og rives, slik at hele området kan disponeres uten restriksjoner med hensyn til radioaktivitet. Konsentrasjonen av radioaktive stoffer i avfallet er blant annet avhengig av reaktordriftstid, og tiden som er gått etter reaktor driftsstans. Som grunnlag for beregningene er det som et eksempel antatt at reaktor driften opphørte 30. desember 1989, og med følgende nedleggingsplan.

4.2 Lagring med overvåking, Trinn 1:

Brenselet overføres fra reaktoren til lagerposisjonene i reaktorblokken. Deretter overføres tungtvannet i reaktoren til transportbeholdere som lagres i et spesielt rom i stålhuset.

Isotoplommer med skjermingsplugg og kontrollstavenes aktive komponenter lagres i reaktortanken etter at brensel og tungtvann er fjernet fra tanken.

Annet utstyr som røropplegg, varmevekslere, tanker, pumper samt eksperimentaltutstyret i reaktorhallen dekontamineres og demonteres. Utstyr i reaktorblokkens beamkanaler kan forbli liggende i kanalene og sikres mot uttak.

Det vil være nødvendig å overvåke luftaktiviteter og strålingsnivåer i reaktorhallen, samt kjølingen av brenselelementene i reaktorblokkens

lagerposisjoner så lenge det lagres brensel i lagerblokken, dvs. ca. 1 år. Lekkasjevarslings-systemet må være i funksjon. Forøvrig må stålhusets sikkerhetsfunksjon opprettholdes, dvs. at inn- og utpassering må skje gjennom slusene.

Avfall fra rensing og dekontaminering av utstyr som oppstår under arbeid i trinn 1, overføres til avfallsbehandlingsanlegget for viderebehandling, emballering og midlertidig lagring.

4.3 Begrenset bruk av anleggsområdet, Trinn 2:

Etter ca. 1 års lagring og nedkjøling overføres brenslene fra reaktorblokken til lager for brukt brensel.

Tungtvannet benyttes i et annet anlegg eller overføres til en mer permanent lagerplass.

En begrenset overvåking opprettholdes, og deler av reaktorbygningen kan anvendes til andre formål.

4.4 Ubegrenset bruk av anleggsområdet, Trinn 3:

Før en beslutning om tidspunktet for trinn 3 - sluttavvikling taes, kan det være behov for å klarlegge nærmere:

- Forhold vedrørende lagring/deponering av radioaktivt rivingsavfall og brukt brensel, eventuelt tidsplan for opprettelse av lager/deponi.
- Transportforhold for avfall til deponiet, og internt i anlegget.
- Friklassingsgrenser, disponering av friklasset rivingsavfall.
- Radiologiske konsekvenser ved riving, avfallsbehandling, lagring/deponering, ved alternative tidspunkt. Radioaktiviteten i anlegget og stråledoser til personell under rivingsarbeidet og avfallsbehandlingen avtar med tiden etter reaktor-driftsstans.

- Informasjonsbevaring. Dokumentasjon og tilgang til personell med kunnskaper om anlegg og utstyr.
- Tilgang til kvalifisert personell for rivingsarbeidet og avfallsbehandlingen.
- Tilgjengelig teknikk og utstyr for rivingsarbeidet, dekontaminering og avfallsbehandlingen, eksempelvis fjernstyrt utstyr. Tilgang til spesialutstyr og tjenester fra utlandet. Koordinering av arbeidet i Norge med rivingsarbeid i utlandet.
- Muligheter for anvendelse av bygninger og utstyr til annet formål og forhold vedrørende vedlikehold, overvåking og kontroll med anlegget etter en begrenset nedlegging.
- Lokale forhold i anleggsområdet, behov for disponering av anleggsområdet uten restriksjoner med hensyn til radioaktivitet.
- Økonomiske forhold, kostnader for riving ved alternative tidspunkt, sikring av midler for fremtidig riving, avfallsbehandling og lagring/deponering.
- Folkeopinion, miljøpolitiske forhold.

Det er utført vurderinger av radiologiske konsekvenser ved avvikling av kjernekraftverk med forskjellige nedkjølingstid, (5) (6) (7) (8). I land med kjernekraft er det fremmet forslag til tidspunkt for påbegynnelse av trinn 3, som varierer fra 0 til 100 år etter reaktordriftsstans.

Ut fra en undersøkelse i USA er den korteste avviklingstiden for et kjernekraftverk estimert til fire år, forutsatt at detaljert planlegging og forberedelse av rivingsarbeidet og avfallsbehandling påbegynnes minimum to år før reaktordriftsstans (9).

For mindre reaktorer som JEEP II med relativt lavt aktivitetsinnhold vil rivingsarbeidet kunne startes tidligere og gjennomføres på kortere tid enn for kjernekraftverk. Ut fra foreliggende planer for JEEP II nedlegging, trinn 1 og 2, blant annet midlertidig lagring og

nedkjøling av brenselet før transport fra anlegget, er det antatt at trinn 3 kan være fullført ca 1 1/2 - 2 år etter reaktordriftstans, dersom en hurtig utvikling er høyt prioritert. Det synes rimelig å anta at fjernstyrt rivingsteknikk og robotteknikk som utvikles for reaktor-riving og avfallshåndtering i utlandet, vil redusere stråledoser til personell og tiden for gjennomføring av fremtidig rivingarbeid.

Det bør vurderes om en koordinering av rivingen av JEEP II med reaktor-rivingarbeid i utlandet kan være fordelaktig med hensyn til leie av spesialutstyr, fjernstyrt rivingsutstyr, måleutstyr og avfalls-transportutstyr.

5. RADIOAKTIVE STOFFER I REAKTOREN

5.1 Bakgrunn

I reaktoren dannes radioaktive stoffer i brensløt, og radioaktive nøytronaktiverte stoffer dannes i materiale som eksponeres for nøytronbestråling i reaktortanken, i vannet, i alt utstyr og materiale inne i tanken og i en del av stråleskjermen som omgir reaktortanken.

En må regne med at mindre lekkasjer av radioaktive stoffer fra brensløt ut i reaktortanken og i lagringsbrønn for brukt brensel kan forekomme. Reaktoruhell med store brenselakader krever spesielle tiltak og utstyr for opprensning og avfallshåndtering (10). Brensel- og vannkvaliteten i JEEP II har vært meget god, og det er hittil ikke registrert fissjonsprodukter i reaktorvannet. Brukt brensel har et eget behandlingsopplegg, og regnes ikke som rivingsavfall.

I de fleste reaktorer vil mer enn 99,9 % av den totale radioaktiviteten i rivingsavfallet foreligge inne i materialstrukturen i de nøytronbestrålte materialene i reaktoren, i metaller og betong.

Vann og damp/gass i reaktorens primærkretssystem vil inneholde radioaktive stoffer fra nøytronaktivering av vann, nøytronaktiverte korrosjons- og erosjonsprodukter, og eventuelle radioaktive stoffer fra brensellekkasje. De fleste radioaktive stoffene fjernes i reaktorens rensenanlegg, men noe overflateforurensing oppstår. Mest utsatt for overflateforurensing er de vannberørte metallflatene i reaktorens primersystem, vannrensesystem og metallflater inne i transportbeholder og lagringsbrønn for brukt brensel. Overflateforurensing inne i reaktorbygningen, spesielt på gulv, kan oppstå ved lekkasje av forurenset vann, under uttak av komponenter fra reaktortanken, og under vedlikeholdsarbeid.

For kjernekraftverk er det estimert at overflateforurensing vil gi den største mengden med avfall i vekt og volum. I forskningsreaktorer har overflateforurensing relativt mindre betydning.

5.2 Nøytronaktiverte nuklider

Nuklider som gir den dominerende gammastrålingen ved reaktoravstengning, og som har størst betydning for strålevern under rivningsarbeid, avfallshåndtering, transport og lagring i de første tiårene etter reaktordriftstans kan bestemmes utfra aktivitetstallinger av bestrålte materialprøver fra reaktoren.

De viktigste nuklidene som vil foreligge i JEEP II-avfallet er beregnet ut fra data fra litteraturundersøkelser, gammaspektrometriske målinger av materialer som har vært bestrålt i JEEP II i tre år, samt analyser av aktiverte forurensninger i vann og vannrensesystem.

Flere av nuklidene med lang halveringstid dannes i så små mengder og har så svak utstråling at de hittil ikke er blitt påvist reaktormaterialer, men beregnet ut fra materialanalyser og nøytronfysiske data, ref. (13), (15).

5.2.1 Aluminium

Reaktortanken og flere komponenter og interne deler i reaktortanken, er produsert av teknisk rent aluminium, type 2 S. I nøytronbestrålt rent aluminium dannes det ikke nuklider med lang halveringstid, unntatt Al-26 med halveringstid på 720 000 år. Den er ikke regnet som en viktig aktiveringsnuklide i ref. (2), (14). Forurensninger i aluminium gir flere radioaktive nuklider. Det er vanlig å finne Fe-55, Zn-65, Ag-100m, Sc-46, Mn-54 og Co-60. Co-60 har halveringstid på 5,36 år, og Fe-55 har en halveringstid på 2,6 år. De øvrige nuklidene har en halveringstid mindre enn ett år. I en prøve av nøytronbestrålt aluminium type 2 S, som har vært lagret i fire år, er Co-60-aktiviteten dominerende.

5.2.2 Stål og armeringsjern

På utsiden av reaktortanken er en termisk skjerm som inneholder vann. Konsentrasjonsmaterialet er stål, kvalitet ST 37. Dette stålet er beregnet å være det mest radioaktive konstruksjonsmaterialet i

reaktoren. De viktigste nuklidene er: Co-60, Fe-55, Ni-63 (100 år), Ni-59 (80 000 år) og C-14 (5 730 år). Den viktigste nukliden for strålevern under reaktordemontering og avfallshandtering er Co-60. C-14 og Ni-59 er antatt å være de viktigste nuklidene for utslipp til grunnvann fra deponert avfall.

For armeringsjern i betongen er det antatt de samme nuklidene som for stål.

5.2.3 Andre metaller

I reaktoren er det mindre mengder med andre metaller som er nøytronaktivert, hovedsakelig bly som anvendes til skjermingsmateriale og kadmiem som er innkapslet i aluminiumsrør i kontrollstavene. Kontrollstavene har et eget behandlingsopplegg, og er ikke regnet som rivingsavfall.

I bly er Co-60 den dominerende gammaaktivitetskilden, sammen med mindre påvisbare aktiviteter fra Ag-110m (250 dager), Zn-65 (244 dager), og Ag-108m (130 år).

5.2.4 Betong

Det er utført undersøkelser av en stråleskjermingsplugg som har stått i reaktoren i tiden januar 1982 til mars 1985. I skjermingspluggen er det jernholdig tung-betong.

Det er utført gammaspektrometriske målinger langs pluggen, og tatt ut to prøver for nærmere analyse. En prøve 12 cm inne i pluggen, og en prøve 52 cm inne i pluggen, hvor nøytronstråledose har vært lavest.

Resultatet av gammamålingen er:

Avstand:	12 cm	52 cm
Co-60:	3 600 Bq/g	60 Bq/g
Eu-152:	7 900 "	120 "

Prøvene gir også påvisbar gammastråling fra Eu-154 og Cs-134.

Mengden av Co-60 og Eu-152 (13 år) avtar eksponensielt utover i pluggen og konsentrasjonen av de radioaktive stoffene i en bestemt posisjon l_1 i pluggen kan beregnes ut fra ligningen:

$$A_1 = 10^{al_1 + b}, \text{ eller } \log A_1 = al_1 + b$$

hvor a og b er konstanter.

I betongen vil det finnes flere radioaktive nuklider, blant andre Ca-41 (103 000 år), Ar-39 (269 år), H-3, C-14, Ni-63 og Cl-36 (301 000 år). Det er antatt at Ca-41 vil være den viktigste nukliden i deponert betongavfall med hensyn til vannforurensning. En må regne med at en del av de flyktige nuklidene H-3 og Ar-39 vil diffundere ut fra betongen til luft.

5.2.5 Overflateforurensning

Oveflateforurensning foreligger hovedsakelig i rør og utstyr som er eksponert for reaktortungtvann og vann i lagringsbrønn for brukt brensel, og i mindre grad på utstyr som benyttes ved uttak, transport og lagring av nøytronstrålte komponenter og utstyr fra reaktoren.

Oveflateforurensningene foreligger som:

- tritiumholdig tungtvann absorbert på overflaten
- utfelte radioaktive partikler fra vannet
- løst overflatebelegg som inneholder radioaktive stoffer
- radioaktive nuklider i korrosjonskiktet på metalloverflaten, kjemisk bundet til metallet.

Mengden med radioaktiv forurensning og de fysikalsk-kjemiske egenskaper ved forurensningen som oppstår i en reaktorkomponent, er avhengig av en rekke forhold som vannrensning, konsentrasjon av radioaktive nuklider og andre forurensninger i vannet, vannkjemiske forhold, pH, E_h , oppløst gass i vannet, materialtype og korrosjons-egenskaper, tiden som forurensningen har pågått i, vanngjennomstrømningshastighet og temperatur.

Reaktoren er i full drift, og det har derfor ikke vært aktuelt å gjennomføre noe omfattende måleprogram og kartlegging av overflateforurensning.

På grunnlag av noen enkeltmålinger er det antatt at:

- Co-60 gir den dominerende gammastrålingen i utfelte partikler og i overflatebelegg i reaktorens primersystem, og Co-60 og H-3 er de viktigste nuklidene på komponenter og utstyr som er blitt forurenset av reaktortungtvann
- Co-60 er den viktigste forurensningen i brønn for lagring av brukt brensel.

5.3 Estimering av nøytronaktivering

5.3.1 Beregningsunderlag

Data for nøytronfluks, reaktoreffekt og driftstid, samt spesifikasjoner for reaktoren med komponenter og utstyr finnes i sikkerhetsrapporten for JEEP II og i arkiv for interne IFE-rapporter og tegninger.

I materialspesifikasjonene og materialanalysedokumentene for JEEP mangler det data for konsentrasjonene av viktige nøytronaktiverbare stoffer. Det er derfor benyttet analysedata fra USA for tilsvarende materialtyper og måleresultatene fra den bestrålte nøytronaktiverede skjermingspluggen i JEEP II, som inneholdt aluminium 2S kapslingsmateriale, betong med jernspon, og bly. En må regne med at det kan være betydelig forskjell mellom de antatte og reelle konsentrasjonene av grunnstoffer i JEEP II-materialene. Data for nøytronfluks i reaktoren og nøytronfluks i skjermingsberegningene fra 1962/1963 gir ikke tilstrekkelig grunnlag for avanserte aktiveringsberegninger med flergroupe nøytronenergisppekter.

5.3.2 Beregningsmetode

Det er benyttet metoden som er beskrevet i kapittel 4, "Estimation of Radioactive Inventory" i Decommissioning Handbook, DOE/EV/16128-1.

Beregningene er utført med programmerbar bordkalkulator. Beregningsmetoden er utprøvd med data som er benyttet for Co-60-aktiveringsberegning i det finske beregningsprogrammet ACTDECOM, (15), og er i god overensstemmelse med den finske beregningen.

Bordkalkulatorberegningene er tidkrevende, og er ikke egnet for omfattende beregninger av aktiverte nuklider som dannes i reaktoren.

5.3.3 Nuklider

Ut fra undersøkelser av nøytronaktivering i USA (13), kan det antas at det vil foreligge mere enn 70 nøytronaktiverede nuklider i de bestrålte JEEP II-materialene, herav mere enn 50 nuklider med lengere halveringstid enn 5 år.

Undersøkelser i JEEP II og i andre reaktorlegg viser at Co-60 vil være den viktigste gammastrålingskilden i nøytronbestrålte metaller i flere tiår etter reaktordriftsstans. I betong er Co-60 og Eu-152 (13 år) de to viktigste gammastrålingskildene. Den estimerte mengden Co-60 og Eu-152 i rivingsavfallet er gitt i avsnitt 6.5.

Den relative betydning av andre langlivede aktiveringsprodukter er mindre godt klarlagt, spesielt i nøytronbestrålt betong.

For utslipp til grunnvann fra deponert JEEP-avfall er det antatt at de viktigste langlivede nuklidene vil være Ca-41 (103 000 år), C-14 (5 730 år) og Cl-36 (301 000 år) i betong og C-14 i stål. Den totale mengden av disse nuklidene i rivingsavfallet er estimert til ca. 1 1/2 curie (56 GBq).

5.3.4 Videre arbeid

I utlandet finnes datamaskinprogram for beregning av nøytronaktivering i bestrålte reaktormaterialer, eksempelvis i Finland og Sverige, hvor det også pågår arbeid med utprøving av beregningsmodellene (16).

Arbeidsinnsats og kostnader for å forberede og utføre datamaskinberegninger for JEEP kunne ikke dekkes innenfor rammen av dette prosjektet. Det anbefales at arbeidet med nøytronaktivering videreføres med sikte på datamaskinberegninger for de norske reaktorene.

6. RIVINGSAVFALL

6.1 Avfallstyper

I det radioaktive rivingsavfallet er det forskjellige typer materialer, og sekundært avfall oppstår ved rensing av væsker, luft og dekontaminering av reaktortutstyr og bygningsmaterialer.

6.2 Neutronaktivert materiale

Metall:

- Reaktortank, aluminium type 2 S.
- Interne komponenter i reaktortanken, rack for bestråling av prøver mm. i aluminium. Mindre mengder med legeret stål i instrumenter.
- Ståltank, termisk skjerm, ulegeret konstruksjonsstål.
- Bly i enkelte posisjoner i strålesjerm.

Betong:

Betong og tungbetong med jern og jernmalm i biologisk strålesjerm.

6.3 Overflateforurenset materiale

Metall:

- Primærkjølesystem, varmeveksler, rør og komponenter. Austenittisk 18/8 krom-nikkelstål.
- Komponenter og rør i reaktorens hjelpesystem, vannrensesystem, gassbehandlingssystem, lagringstanker, lagringsbrønner og transportbeholder for brukt brensel og bestrålt utstyr mm., hovedsakelig austenittisk 18/8 krom-nikkel stål. Diverse instrumenter og isotopproduksjons- og forsøksutstyr.

Bygningsmaterialer:

Overflateforurensning på enkelte lokalt begrensede områder i reaktorbygningen antas å bli fjernet sammen med malingsbelegg, eventuelt ved oppgigging av det øverste betonglaget på noen få kvadratmeter av gulvet i reaktorbygningen.

6.4 Sekundært avfall

Avfall som oppstår under rivingsarbeidet.

Vasker:

Vann og løsningsmidler som benyttes til vask og dekontaminering.

Organisk avfall:

Plast, papir og tøy som forurenses under rivingsarbeidet. Filtre og ionebytterresin som benyttes til rensing av luft og vann.

6.5 Avfallsmengde og aktivitet

Ved aktivitetsberegningen er det antatt at reaktordriften innstilles etter en driftstid på 23 år, og at demontering og riving av anlegget er gjennomført fem år etter driftsstans. Co-60 er den viktigste nøytronaktiverede nukliden under rivingen og for avfallsbehandling og transport. I nøytronbestrålt betong gir Eu-152 den høyeste aktiviteten.

Beregningsunderlaget er usikkert, spesielt for beregning av lave nuklidekonsentrasjoner i betong. Forurensningen innvendig i reaktorkretsene er ikke målt, og avfallsmengde og -aktivitet er anslått ut fra enkelte målinger og data fra andre mindre reaktoranlegg. Mengden av prosessert, sekundært avfall er blant annet avhengig av dekontamineringsmetodene og avfallsprosesseringsmetodene som anvendes. Mengden med radioaktivt avfall vil ellers være avhengig av friklassingsgrenser, og metodene som anvendes for riving og avfallssegregering.

Estimerte avfallsmengder og -aktivitet er gitt nedenfor og videre omhandlet i avsnitt 10.3.

Materiale:	Mengde	Aktivitet
Nøytronbestrålt metall	ca. 13 tonn	3×10^{12} Bq Co-60
Nøytronbestrålt betong	100 - 150 tonn	$1,5 \times 10^{12}$ Bq Eu-152 6×10^{11} Bq Co-60
Kontaminert avfall, hovedsakelig metall-avfall	50 - 90 tonn	$10^9 - 10^{10}$ Bq Co-60
Sekundært, prosessert, avfall, papir, plast, filtere, ionebytterresin og inndamperkonsentrat	50 - 100 stk. 210-liters stålfat	$10^0 - 10^9$ Bq Co-60

7. AVFALLSBEHANDLING

7.1 Innledning

Klassifisering, segregering, behandling og transport av rivingsavfallet bør utføres utfra en slutt-disponeringsplan for avfallet som er utarbeidet på grunnlag av data for avfallet, friklassingsbestemmelser og data for avfallsleger og deponi. En detaljert plan for avfallsbehandlingen bør foreligge i god tid før rivingsarbeidet påbegynnes, slik at arbeidet er koordinert og sikret nødvendige ressurser, trenet personell og utstyr. Det antas at IFE's avfallsbehandlingsanlegg på Kjeller vil være operativt og anvendes under nedleggingsarbeidet. Alternative muligheter og kostnader for å få utført avfallsbehandlingstjenester fra utlandet, eksempelvis metallsmelting og større dekontamineringstjenester, bør klarlegges på forhånd.

7.2 Overflateforurenset metall

I motsetning til nøytronbestrålt metall, kan metallkomponenter som bare har overflateforurensning, som oftest dekontamineres slik at det oppnås friklassing. Men en slik fullstendig dekontaminering vil ikke alltid være aktuell på grunn av prosesskostnader, stråledoser til prosessoperatører, og avfall som oppstår under dekontamineringen, se avsnitt 8.

Metoder som kan anvendes til volumreduksjon er økk metallpressing og smelting. Utprøving av metoder for stålsmelting pågår i flere land, også ved Studsvik Nuclear, Sverige. I forsøk som er utført med reaktoravfall i Vest-Tyskland er det oppnådd volumreduksjon på ca. 70 % (17), og det er oppnådd en dekontamineringseffekt ved at cesium konsentreres i slagget. Smelteprosessen gir et homogent materiale hvor radionuklidene er inkorporert i stålet. Metoden er godt egnet for uttak av prøver for nøyaktig bestemmelse av aktivitetsinnhold. Det er antatt at utvalgt stål med relativt lavt aktivitetsinnhold vil kunne videreanvendes uten restriksjoner eller til spesielle formål, eksempelvis til produksjon av beholdere for radioaktivt avfall og som stråleskjermingsmateriale.

Ved smelting oppnåes en reduksjon av overflaten på metallavfallet. Dette vil redusere mengden korrodert metall pr. år, og hydrogengassproduksjonen i et vannfylt deponi.

7.3 Nøytronaktivert metall

De radioaktive stoffene er her inkorporert i metallet, og bortsett fra dekontaminering for å fjerne eventuelle radioaktive partikler og løst belegg fra overflaten, er det ikke antatt at noen videre behandling er nødvendig før transport i lukkede containere til deponiet for radioaktivt avfall. Alternativt kan åpningen i beholdere og rør tettes ved eksempelvis fjernstyrt sveising eller plugging for å hindre kontaminering fra løst overflatebelegg.

Komponenter av aluminium, eksempelvis holdere for bestråling av materialer i reaktoren kan presses for å redusere volumet. I deponiet kan aluminiumskomponenter plasseres i reaktortanken dersom tanken deponeres hel.

Smelting kan anvendes for volumreduksjon. Metoden har hittil ikke gitt noen betydelig dekontamineringseffekt for nøytronaktiverte nuklider, og det antas at denne prosessen ikke er aktuell for høyt aktivert avfall, eksempelvis stålet i termisk skjerm.

7.4 Nøytronaktivert betong og tungbetong

De radioaktive stoffene er inkorporert i betongen og i malmen som er støpt inn i tungbetongen. Aktiviteten i betongen varierer fra sterkt nøytronaktivert materiale ved reaktortanken, og til materiale med bare naturlig forekommende radioaktive stoffer, eksempelvis uran og torium. Det er en fordel for avfallsbehandlingen at det anvendes en rivingsmetode som hovedsakelig gir betongblokker, og med minimum mengde oppknust materiale og betongstøv.

Betongstøv kan fjernes fra overflaten av blokkene med spesielt støvsugingsutstyr med absoluttfilter eller vannspyling. Betongblokkene kan eventuelt påstøpes et lag sementmørtel på overflaten, eller emballeres

for å oppnå en helt kontamineringsfri overflate før avfallet plasseres i containere og transporteres til avfallsdeponi. Radioaktiv oppmuldret betong kan innstøpes i sementmørtel før containertransport.

7.5 Forurenset vann og avfallsløsninger

Vann og avfallsløsninger fra rengjøring og dekontaminering i reaktor-anlegget samles opp i avfallstankene i anlegget og transporteres gjennom avfallsledningen til behandlingsanlegget for monitorering, behandling, og eventuelt utslipp til Nitelva etter rensing.

Forurenset vann renses med filtrering/ionebytting før utslipp. Det bør benyttes dekontamineringsprosesser som gir avfallsløsninger som er egnet for viderebehandling og rensing. Dekontamineringsvæsken kan da oppkonsentreres til ca. 20 % faststoff i inndamper, før innstøping med sement i avfallsbeholdere. Kondensvann fra inndamperen kan om nødvendig renses i filter/ionebytterkolonne før utslipp. Vann som benyttes til dekontamineringen og som må etterbehandles, bør være demineralisert for å redusere mengden av inndampingskonsentrat og av sekundært radioaktivt avfall i form av filtre og ionebytterresin. Det er antatt at hovedmengden av vann som brukes i anlegget til personaldusj og til vask, ikke behøver å renses før utslipp.

Det finnes alternative vannrensemeter, men det er antatt at rensutstyret som er tilgjengelig i avfallsbehandlingsanlegget er tilstrekkelige til at det ikke vil oppstå problemer med å overholde myndighetenes krav til utslipp.

7.6 Diverse avfall

Under demontering og riving av anlegget oppstår avfall av samme type som under reaktordrift og vedlikehold. Komprimerbart avfall som papir og plast oppmales og presses inn i stålfat, og ionebytterresin støpes inn i stålfat med sement. Flytende organisk avfall, eksempelvis løsemidler som er brukt til dekontaminering kan absorberes i uorganisk absorpsjonsmiddel, og støpes inn i stålfat med sement. Metallavfall som har høy aktivitet kan kuttes opp og plasseres i stålbekholdere som blir

fylt med betong.

Forbrenning av det organiske avfallet gir en bedre volumreduksjon enn komprimering, og et avfallsprodukt med bedre lang-tids lagringsegenskaper. Forbrenningsanlegget på Kjeller anvendes nå bare til avfall fra isotopproduksjon med nuklidhalveringstid mindre enn en måned. Mulighetene for utvidet bruk av IFE's anlegg til forbrenning av plast- og papiravfall som oppstår under rivningsarbeidet, bør undersøkes. Alternativt bør mulighetene og kostnadene for å få utført forbrenning ved Studsvik Nuclear, Sverige, klarlegges.

Ståltønnene som nå anvendes som beholdere for avfallet, er av standardisert industriell type på 210 liter. Den indre beholderen med presset avfall er 110 liter, og mellom den indre og ytre beholderen er det betong. For avfall med sterk stråling kan det anvendes en mindre indre beholder, eksempelvis med 60 liters volum, for å øke tykkelsen av betongskjermingen mellom den indre og ytre beholderen. I spesielle tilfeller anvendes også bly som skjermingsmateriale.

Stålfat gir en dårlig volumutnyttelse i lageret/deponiet, og kostnadene for en omlegging til en alternativ, større beholdertype bør utredes når det foreligger data for deponeringskostnader og transport til avfallsdeponi i Norge.

8. DEKONTAMINERING

8.1 Formål

Alternative formål for dekontaminering kan være å:

- Redusere stråledosene til personell under demonterings- og rivingsarbeidet og under den videre håndtering og transport av avfallet.
- Fjerne den delen av aktiviteten som har størst potensiale for å forurense omgivelsene, eksempelvis utfelte partikler og løst overflatebelegg.
- Redusere mengden av bygningsmaterialer, rør, komponenter og utstyr i reaktoranlegget som må viderebehandles som radioaktivt avfall.
- Oppnå friklassing av reaktorbygning for disponering til andre formål og gjenvinne verdifullt materiale og utstyr for videre anvendelse.

8.2 Metoder

Det anvendes forskjellige metoder og prosesser for å fjerne radioaktive stoffer fra en gjenstand eller et materiale, eksempelvis:

- Enkel manuell rengjøring med vaskemiddel, børsting/skrubbing, støvsuging, høytrykksspyling.
- Mekanisk, sandblåsing, sliping, fresing, oppigging av forurensete overflate.
- Kjemisk, med løsemidler og etsende kjemikalieløsninger.
- Elektrokjemisk, elektroplering.
- Ultrasonisk rensing i væskebad.
- Gassrensning, rensing av elektronikkutstyr med freongass.

Dekontamineringen kan utføres på et større system, eksempelvis reaktorens kjølekrets, eller på enkelte komponenter. Metoder og utstyr som anvendes vil være avhengig av formålet med dekontamineringen, størrelsen/volumet og geometrien på utstyret som skal renses og fysikaliske/kjemiske egenskaper til materialet og forurensningene.

8.3 Dekontaminering av bygning

Erfaringer viser at maling/belegg på betonggulv kan hindre forurensninger i å trenge inn i betongen. Målinger utført i USA viser at fra ca. 70 % til bortimot 100 % av Co-60-aktiviteten i reaktorgulv kunne fjernes ved å fjerne malingsbelegget på godt vedlikeholdte gulv med god kvalitets maling. Best resultat er oppnådd med tykt lag med epoxymaling. Cesium har større evne enn cobolt til å trenge gjennom malingsbelegg og inn i betongen.

Hittil er det ikke registrert brenselsskade i JEEP II, og det er ikke påvist cesium i tungtvannet. Det antas at reaktorbygningen kan friklasses etter en enkel rengjøring og fjerning av maling på enkelte lokalt forurensede områder. Dersom det er behov for videre dekontaminering, kan det ytterste forurensede betongskiktet fjernes med pigging eller slipemaskin. Området som dekontamineres kan tildekkes og fuktes med vann for å hindre støvforurensning, eller det kan anvendes støvsugingsutstyr med HEPA-filter eller tilsvarende.

8.4 Dekontaminering av reaktoranlegg før demontering/riving

For et mindre tungtvann-reaktoranlegg kan følgende dekontamineringsoperasjoner være aktuelle:

- Fjerne resterende tritiumholdig tungtvann fra rør, varmeveksler og utstyr i reaktorens tungtvannsystem. Etter drenering av tungtvann fra reaktoren vil det være noe tungtvann igjen i udrenerte lommer og absorbert på metalloverflater. Tungtvannet kan fjernes med en varmluft tørkeprosess og gjenvinnes i absorpsjonskolonne og/eller i frysefelle.

- Fjerne radioaktive stoffer i form av partikler og løst belegg fra innvendige metallflater på komponenter i reaktoren. Vannspyling/høytrykkspyling kan benyttes, og aktiviteter kan samles opp i filter.
- For å fjerne aktivitet som er inkorporert i korrosjonsbelegget på metalloverflater kreves en mere omfattende behandling.

Hittil har det vært mest vanlig å benytte kjemiske dekontamineringsvæsker. Etter dekontamineringen er det oppnådd reduksjon i aktiviteten med faktorer fra ca. 2 til ca. 1000, avhengig av løsningsmidlene som benyttes, overflatebeleggets kjemiske/fysikalske egenskaper, innhold av radionuklider, prosessbetingelser, temperatur, væskegjennomstrømningshastighet og behandlingstid. Dekontamineringen har ofte vært mindre effektiv enn forventet.

De beste resultatene er oppnådd etter en gjennomført utprøving og detaljert prosessplanlegging. Ulemper med denne metoden er relativt høye prosesskostnader, stort volum av avfallsløsninger som må viderebehandles, og kjemikalier som kan redusere kvaliteten av det solidifiserte/innstøpte avfallsproduktet og føre til øket utslipp fra avfallsdeponiet. En enkel kjemisk dekontaminering av JEEP II tungtvannkretsene med en forventet reduksjon av radioaktiviteten med en faktor på ca. 10, er anslått å gi ca. 100 stk. 210-liters stålfat med sement-innstøpt avfall.

Det er her regnet med en mineralsyre-dekontamineringsprosess, hvor den brukte dekontamineringsløsningen nøytraliseres og inndampes før innstøping med sement. Skyllevann renses i filter/ionebytter, og brukt filtermasse solidifiseres med sement. For å redusere avfallsvolumet, er det regnet med at det anvendes rent, demineralisert vann til prosessløsningen og skyllevann.

I flere land pågår utviklingsarbeid for å fremskaffe mere effektive dekontamineringsprosesser som kan benyttes ved nedlegging av kjernekraftverk. Et eksempel på anvendelse av en nyere metoder er i Ringhalsreaktoren i Sverige (18), hvor det ble benyttet en elektrokjemisk dekontamineringsmetode før demonteringen av dampgeneratoren. Denne dekontamineringen ga en beregnet reduksjon i personellstråledose på 0,3 - 0,4 mannSv under montering av ny dampgenerator.

I forhold til kjernekraftverk er den radioaktive forurensningen i JEEP II liten, og reduksjonen i stråledoser som kan oppnås med dekontaminering i JEEP II er liten sammenlignet med kjernekraftverk. Anvendelse av kjemisk/elektrokjemisk dekontaminering i reaktoren bør vurderes nærmere på bakgrunn av analyser av arbeidsoperasjoner som skal utføres under rivingen og estimat av personellstråledoser og prosesskostnader.

8.5 Dekontaminering av utstyr for friklassing

De fleste overflatekontaminerte gjenstander kan dekontamineres slik at det oppnås friklassing, men nytteverdien av friklassing og gjenvinning må vurderes opp mot prosesserings- og avfallsbehandlingskostnadene, og utfra hensyn til operatør-stråledoser.

Ved IFE utføres nå det meste dekontamineringsarbeidet i avfallsbehandlingsanlegget. Utstyr som dekontamineres er hovedsaklig verktøy, stålbeholdere, rør etc. som er egnet for videre anvendelse innenfor IFE's område. Dekontamineringen utføres enten i lukkede systemer, i hanskeboksutstyr eller foran avtrekk ved manuell vask.

I lukket system anvendes en kombinasjon av grovvask, ultralydvask og våtblåsing. Inntil 90 % av forurensningene fjernes ved grovvask og ultralydbehandling. Forurensning som er fastere bundet til materialoverflaten fjernes i de fleste tilfeller ved våtblåsing, hvor aluminiumsilikat oppslemmet i vann sirkuleres og tilsettes trykkluft. Avfall fra vaskeprosessene dreneres til tanker og viderebehandles i anlegget.

I grovvask/ultralydseksjonen dekontamineres gjenstander med strålingsnivåer opp til 50 mSv/t og i våtblåsingsseksjonen opp til 1 mSv/t.

Til utstyr som dekontamineres ved manuell vask anvendes forskjellige midler avhengig av type materiale og forurensning, eksempelvis:

- Vaske- og dekontamineringsmidler som Decon og Radiacwash
- Løsemidler som Lynol, aceton, white spirit
- Maling- og lakkfjerningsmidlere
- Uorganiserte syrer i forskjellige konsentrasjoner

Det er antatt at dekontamineringsutstyret i avfallsanlegget vil være operativt og anvendes under nedleggingsarbeidet med JEEP II.

For å beregne lønnsomheten ved dekontaminering og friklassing er det behov for å fremskaffe et bedre underlag for kostnadsberegninger, spesielt kostnadene for avfallsdeponering i Norge.

9. FRIKLASSET AVFALL

En ekspertgruppe i EF har med bakgrunn i konsekvensanalyser foreslått kriterier for friklassing av reaktorrivingsmaterialer og utstyr for gjenbruk (19).

De foreslåtte kriterier for metall er:

- Et maksimum gjennomsnittlig $\beta - \gamma$ aktivitetsinnhold på 1 Bq/g og ingen enkeltmåling over 10 Bq/g. Den maksimale materialmengden som gjennomsnitts-aktiviteten måles og beregnes for er 1000 kg.
- Maksimum gjennomsnittlig $\beta - \gamma$ overflatekontaminering på 0,4 Bq/cm², og 0,04 Bq/cm² for α -strålere, målt over en flate på 300 cm².

Ved riving av R-1 reaktoren i Sverige ble det benyttet en grenseverdi for $\beta - \gamma$ -overflateaktivitet på 2 kBq/m² (0,2 Bq/cm²) for materialer og utstyr til gjenbruk (3).

JEEP II-bygningen og den største delen av utstyret inne i denne vil enten kunne friklasseres og anvendes til andre formål eller rives, og rivingsavfallet viderebehandles som vanlig inaktivt bygningsavfall.

For rivingsavfall som deponeres på avfallsfyllplass er det anvendt høyere aktivitetsgrenseverdier. For R-1 var $\beta - \gamma$ grensen for overflateaktivitet 8 kBq/m², og 5 kBq/kg for aktivitetsinnhold i betong.

Med en antatt grense på 5 kBq/kg, er det anslått at ca 90 prosent av betongen i JEEP-reaktor-blokken vil kunne deponeres som fyllmasse, for eksempel på kommunal fyllplass, eller benyttes til fyllmasse under opparbeiding og planering av området etter riving.

10. TRANSPORT

10.1 Bakgrunn

Hovedregleverket for transport av alle typer radioaktive materialer er utgitt av International Atomic Energy Agency (IAEA) i Safety Series No. 6 "Regulations for the Safe Transport of Radioactive Materials". Den siste utgaven er fra 1985 med supplement av 1986 og senest 1988.

Dette reglement ligger til grunn for radioaktivitets-delen i de internasjonale transportregler for transport av farlig gods. Disse reglene blir revidert med forskjellig tempo. I transportreglene for vei-, jernbane-, sjø- og lufttransport er radioaktive materialer betegnet som klasse 7.

For transport av rivingsavfall fra reaktoranlegg er vei-, jernbane-, og sjøtransport aktuelt. International Organization for Standardization's (ISO) containere kan lastes ved reaktoranlegget og transporteres med henholdsvis kjøretøy/vogntog, jernbane, skip frem til slutt-lagringsstedet. Slik transport må bli å foreta under full kontroll av avsender og mottager (Exclusive Use). Det må utarbeides planer for transportrute og laste- og losseplasser som må forelegges de respektive myndigheter.

Ved Institutt for energiteknikk er det mer enn 30 års erfaring med transport av radioaktive materialer, både nasjonalt og internasjonalt. Siden 1963 har det fra Halden til Kjeller blitt transportert radioaktivt avfall fra driften og vedlikeholdet av Halden-reaktoren. Dette er en distanse på 120 km. Det transporterte avfalls totale innhold av radioaktivitet pr. januar 1990 var ca. 40 TBq (1110 Ci). Dette er omtrent 8 ganger radioaktiviteten som er anslått for rivingsavfallet for JEEP II. All avfallstransport er blitt utført uten uhell som er gått utover allmenheten eller har medført kontaminering av omgivelsene. Stråledosene til transportpersonellet har vært holdt godt under de grenser som er anbefalt av International Commission on Radiological Protection (ICRP).

10.2 Klassifisering

Det meste av rivingsavfallet vil i henhold til transportreglene kunne klassifiseres i en av følgende kategorier.

Radioaktive stoffer med lav spesifikk aktivitet

LSA-I Fast, naturlig uran og naturlig thorium, som ikke er bestrålt, og faste eller flytende forbindelser eller blandinger av slike stoffer.

LSA-II Vann med tritium, med høyst 0,8 TBq/l (20 Ci/l).
Andre stoffer med jevnt fordelt aktivitet nærmere spesifisert i transportreglene.

LSA-III Faste stoffer (f.eks avfall i fast form, aktiverte stoffer), der: de radioaktive stoffene er jevnt fordelt i en fast gjenstand eller ansamling av faste gjenstander, eller i det vesentlige jevnt fordelt i et fast, tett bindemiddel (som betong, bitumen, keramikk e.l).

Gjenstander som er forurenset med radioaktivt stoff på overflaten

SCO-I Transportreglene angir grenser for forurensing som ikke sitter fast og grenser for foruresning som sitter fast.

SCO-II Transportreglene angir grenser for forurensing som ikke sitter fast og grenser for foruresning som sitter fast.

SCO-II har høyere grense for forurensing enn SCO-I.

Det meste av rivingsavfallet antas å kunne klassifiseres som LSA-III. Skulle det vise seg at aktivitetene og strålenivåene er for høye kan rivingsavfallet transporteres etter særbestemmelse (Special Arrangement).

10.3 Rivingsavfall

Det mest radioaktive rivingsavfallet er det nøytronaktiverte stålet i termisk skjerm, aluminiumen i reaktortanken og de interne komponentene i tanken. Det nøytronbestrålte betongmaterialet som er nærmest reaktortanken har også et betydelig aktivitetsinnhold.

I tillegg til det nøytronbestrålte materialet vil det være overflateforurenset rivingsavfall og diverse prosessert avfall i stålfat.

Reaktortanken

Reaktortanken kan fjernes helt fra reaktorblokken etter at rørforbindelsene til tanken er kappet med fjernstyrt utstyr. Tankens største diameter er 196 cm og høyden 351 cm, se Fig. 2. Vekten av tanken er ca. 600 kg, med interne deler og gitterplater ca. 1 tonn. Gitterplatene kan fjernes fra tanken.

Aktivitetsinnholdet i tankvegg og bunn er beregnet til ca. 4000 Bq (0,108 μ Ci) Co-60 pr. gram aluminium. Totalt i tankvegg og bunn ca. $1,3 \times 10^9$ Bq (35,1 mCi). Den mest aktive del av tanken er radielt ut fra kjernens sentrumsplan, ca. 10 000 Bq/g (0,27 μ Ci/g). Aktivitetene er beregnet utfra 5 års driftstans.

Tanken kan transporteres hel til deponiet eller kuttes opp i seksjoner og transporteres i en ISO-container med nødvendig skjerming sammen med andre tankdeler og avfall. Transporteres tanken hel kan den festes til et passende stativ, og diverse andre tankdeler kan legges i tanken.

Termisk skjerm

Den termiske skjerm som sitter nærmest og rundt reaktortanken er utført som en dobbeltvegget stålsylinder med bunn. Dens indre diameter er 176 cm og den ytre er 224 cm, høyden er 250 cm utvendig og 224 cm innvendig. Tykkelse av indre vegg er 25 mm og ytre vegg 38 mm. Tykkelse av nederste bunnplate er 45 mm. Vekt av henholdsvis indre og ytre stålsylinder med bunn er 2956 kg og 6630 kg.

Aktiviteten av indre stålsylinder med bunn er beregnet til ca. 3 TBq (81 Ci). Den mest aktive delen, radiaalt ut fra kjernens sentrumsplan, er ca. 2 MBq/g (54 μ Ci/g).

Aktiviteten av ytre stålsylinder er ca. 600 MBq (16,2 mCi) og den mest aktive delen er ca. 300 Bq/g (0,0081 μ Ci/g).

Den termiske skjermen kan kuttes opp i seksjoner, eksempelvis med fjernstyrt laser-skjærerutstyr, før containertransport til deponiet.

Nøytronaktivert skjermingsmateriale

Det mest aktiverte skjermingsmaterialet er i reaktorens topplokk, som er plassert over reaktortanken. Den er utformet som en sylindrisk avtrappet aluminiumsbeholder med ytre diameter 169,5/193,5 cm og høyde 165,2 cm. Aluminiumsbeholderen har rørgjennomføringer, og inneholder hovedsakelig betong, med en mindre mengde bly og jern. Vekten er ca. 7 tonn. Den høyeste aktiviteten som er i topplokkets bunn, nærmest reaktorkjernen, er beregnet til ca. 0,1 MBq/g (2,7 μ Ci/g) Co-60 og ca. 0,2 MBq/g (5,4 μ Ci/g) Eu-152. Annet betong-skjermingsmateriale har vesentlig mindre aktivitetssinnhold, fra 0 til ca. 300 Bq/g (6,75 mCi/g) Co-60 og ca. 700 Bq/g (18,9 mCi/g) Eu-152. Dersom det antas, som beregningseksempel, en friklassingsgrense på 5 kBq/kg, er mengden radioaktivt betong beregnet til ca. 120 tonn, vesentlig tungbetong med spesifikk vekt ca. 3,7 tonn pr. kubikkmeter. Volumet av radioaktivt rivingsbetong vil bli være avhengig av rivingsteknikken som benyttes. Det er her antatt et betong avfallsvolum på ca. 40 kubikkmeter med aktivitetssinnhold over 5 kBq/kg. Betongavfallet, som hovedsakelig vil foreligge i form av betongblokker, kan transporteres i containere.

Overflateforurenset avfall og prosessert avfall

Mengden med radioaktivt overflateforurenset avfall, hovedsakelig metallavfall, er avhengig av friklasseringsbestemmelser, og kan reduseres med dekontaminering.

Volumet med avfall kan reduseres med metallsmelting, pressing, oppkutting og avfallspakking. Med en relativ enkel behandling, oppkutting og pakking, er det antatt et transportvolum på ca. 50 m³ for 70 tonn avfall.

Ved containertransport av dette avfallet og en antatt mengde på ca. 80 stk. 210 l stålfat med prosessert avfall er transportvolumet estimert til ca. 80 m³.

10.4 Frakt-containere

For transport av radioaktivt materiale er det i transportreglene angitt 3 typer industriell forpakninger. Som industriell forpakning kan det benyttes ISO-standardiserte frakt-containere. Disse skal også tilfredsstille transportreglenes generelle krav til forpakninger.

Innvendige dimensjoner på ISO frakt-containere

Frakt-container betegnelse	Lengde m	Bredde m	Høyde m	Kapasitet kg	Volum m ³
1A	11,998	2,330	2,197	30 480	60
1AA	11,998	"	2,350	30 480	65
1B	8,931	"	2,197	25 480	45
1BB	8,931	"	2,350	25 480	50
1C	5,867	"	2,197	24 080	30
1CC	5,867	"	2,350	24 080	32
1D	5,802	"	2,197	10 160	15

For det mer aktive avfall, må containerne utstyres med skjerming og det må tas hensyn til eventuelle legale begrensninger på containerstørrelsen i transportforhold.

11. DEPONERING AV RADIOAKTIVT AVFALL

11.1 Deponeringsmetode

Det er for dette modellstudium antatt at avfallet vil bli deponert i et undergrunnsdeponi for lavt- og middelsaktivt avfall. Eksempler på slike anlegg er: SFR i Sverige, Loviisa- og Olkiluoto-anleggene i Finland og Konrad-gruven i Vest-Tyskland.

Deponiene vil i en periode fungere som et betjent lager. I denne perioden er sikkerheten i anleggene overvåket og kontrollert, med beredskap mot uhell som kan føre til stråleeksponering av driftspersonell og utslipp av radioaktive stoffer.

Etter at driftsperioden er avsluttet, er det planlagt å fylle anleggene med en egnet masse og lukke innganger med betongstøp. Med tiden vil det trenge inn grunnvann i avfallsdeponiene og til de deponerte avfallskolliene.

Deponeringsmetoden som vil bli benyttet for en gitt type avfall i deponiet, blir spesifisert utfra en sikkerhetsvurdering som omfatter avfallsets fysikalske/kjemiske egenskaper, nuklideinnhold og emballasje/innkapsling. Eksempelvis kan avfallskolliene støpes inn i en tykkvegget betongsilo som er omgitt av en fyllmasse som hindrer utlaking av avfallsstoffer.

Det forurensede grunnvannet fra deponiet får videre en lang oppholdstid i undergrunnen, og fortynnes med annet grunnvann før det når ut til biosfæren, til sjø eller ferskvann.

11.2 Korrosjon og degradering av avfallet

I det radioaktive avfallet er hovedmengden av radionuklidene inkorporert i metall- og betong-strukturen. Naturlig forekommende prosesser som kan føre til øket mobilitet og transport av avfallsstoffene ut fra et avfallslager eller deponi, er langsomtverkende.

Degradering av betongen i et vannfylt deponi er antatt å skje ved reaksjon med sulfat og utlakning av kalsiumhydroksyd. Utlakings-hastigheten er beregnet til ca. 0,1 mm pr år (20).

De mest radioaktive delene av betongavfallet, spesielt reaktortopp-lokket, kan plasseres i deponiet slik at det er omgitt av mindre aktivt betong, og betongavfallet kan deretter støpes sammen til en større kompakt betongblokk med flytende betong. Det kan da forventes at det vil ta mere enn 10.000 år før de radioaktive stoffene er fullstendig utlaket fra betongen.

I et vannfylt deponi med betong vil det være en høy pH, og korrosjonen av vanlig ulegert stål er estimert til 0,0001 - 0,001 mm pr år, avhengig av pH, E_h , og andre kjemiske forhold i grunnvannet (21).

Det mest radioaktive konstruksjonsmaterialet i JEEP er som nevnt, det 25 mm og 38 mm tykke stålet i termisk skjerm, og det er beregnet å ta mellom 10.000 og 100.000 år før dette stålet er fullstendig korrodert.

Aluminium antas å ha en mye høyere korrosjonshastighet enn stål, men innholdet av lang-livede radioaktive nuklider som kan ha betydning for grunnvannsutslipp fra et deponi, er relativt ubetydelig i forhold til stålet.

I tillegg til ulegert stål, inneholder rivingsavfallet overflateforurenset metall, som krom-nikkel stål, og mindre mengder med tungmetaller og organisk avfall.

11.3 Gassproduksjon

Rivingsavfallet inneholder relativt mye metallavfall som i et vannfylt deponi vil korrodere og gi produksjon av hydrogengass.

Det antas at det også vil bli produsert gass fra bakteriologisk nedbryting av radioaktivt avfall som inneholder organiske stoffer. Gassproduksjonen vil blant annet være avhengig av pH-verdien i vannet.

En høy pH vil gi redusert korrosjon av jern, stål og stål-legeringer i avfallet, men fører til økt korrosjon av aluminium. Det er også antatt at en høy pH vil gi redusert bakteriologisk nedbryting av organisk avfall (22)(23).

Det antas at det fra avfallet vil diffundere ut noe radioaktivt gass, vesentlig tritium og argon. Mindre mengder med karbon-14 kan oppstå i karbondioksyd- og metan-gass fra det organiske avfallet.

Det pågår utredningsarbeid i utlandet, men det anbefales at det også fremskaffes beregningsunderlag og utføres beregninger for nasjonalt radioaktivt avfall. Metoder for gassutslipp fra deponiet bør også utredes.

11.4 Aktivitetsutslipp fra avfallet

De mest betydningsfulle lang-livede nuklidene med hensyn til potensiell grunnvannsforurensning i et undergrunnsdeponi, er antatt å være kalsium-41, karbon-14 og klor-36. Det estimerte aktivitetsinnhold i avfallet er: 5×10^{10} Bq Ca-41, $7,7 \times 10^9$ Bq C-14 og $3,6 \times 10^8$ Bq Cl-36.

Aktiverte metallnuklider med lang halveringstid og radioaktive stoffer fra brensløt, som kan være viktige forurensningsstoffer i rivingsavfall, er av mindre betydning i JEEP II-avfallet, på grunn av at det ikke er anvendt legert stål i bestrålte konstruksjonsmaterialer, og at det ikke har vært brenselkade i reaktoren.

På grunn av den lange oppholdstiden i avfallet vil en vesentlig del av C-14-nuklidene dø ut før de når ut til grunnvannet i deponiet. Cl-36 i betongen antas å ha en høyere utlakingshastighet enn Ca-41.

Nuklideinnholdet i JEEP II-avfallet er lite i forhold til den totale mengden med radioaktive stoffer som vil bli deponert i et fremtidig nasjonalt eller et større regionalt undergrunnsdeponi.

Sikkerhetsanalyser for de større utenlandske deponiene, eksempelvis SFR i Sverige, viser at strålevernmyndighetenes sikkerhetskrav kan oppfylles med god margin.

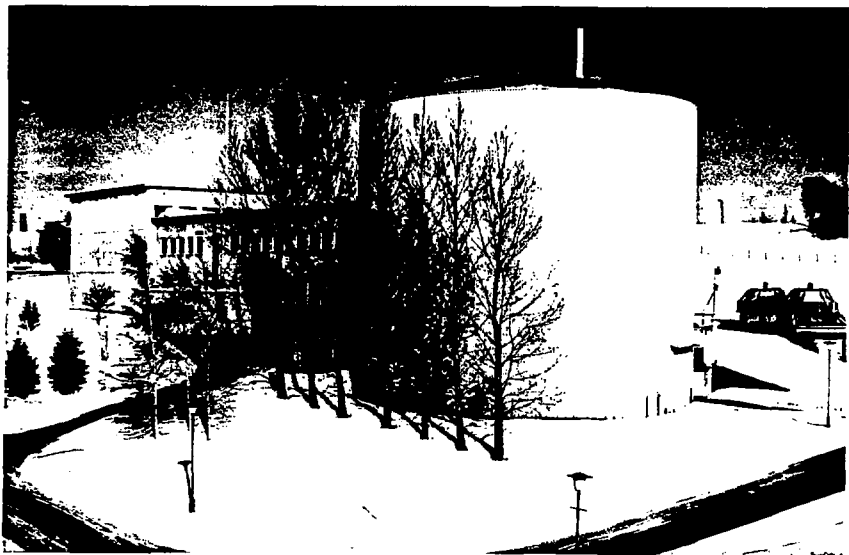
12. LITTERATUR

1. Report from NKA-Project KAV 350:
SOME STUDIES RELATED TO DECOMMISSIONING OF NUCLEAR REACTORS
Curt Bergman/Shankar Menon
NORD 1990:30, February 1990
2. Safety Series No. 74
SAFETY IN DECOMMISSIONING OF RESEARCH REACTORS
IAEA, Vienna, 1986
3. RIVNING AV FORSKNINGSREAKTOREN R1 I STOCKHOLM
Stig Kärker, Tore Dahlgren, Lennart Devell, Leif Andersson,
Orvar Sundgren, Sven Ervik og Carl-Olof Widell
Studsvik Report, Studsvik/NW-84/627
4. Plan for Nordisk Kjernesikkerhetsprogram 1990-1993
NKS(89)9, Mai 1989
5. Nelson, R.T.:
"SAFESTOR DECOMMISSIONING OF THE HUMBOLDT BAY POWER PLANT UNIT NO. 3"
Proceedings of the
INTERNATIONAL NUCLEAR REACTOR DECOMMISSIONING PLANNING CONFERENCE
NUREG/CP-0068, Feb. 1986, side 173
6. Dubur, M.:
"GESTION DES DÉCHETS RADIOACTIFS"
Saclay: EA, 1986, side 223
7. Lewins, J., Becker, M.:
ADVANCES IN NUCLEAR SCIENCE AND TECHNOLOGY
Vol. 21, side 284, Plenum Press, 1990.
8. Moore, E.B.:
"NUCLEAR SAFETY"
27, 1986, side 359
9. Buschmann, W.:
VDI-FORTSCHRITTBERICHT,
Reihe 6, 32, Januar 1978
10. Technical Reports Series No. 307
MANAGEMENT OF ABNORMAL RADIOACTIVE WASTES AT NUCLEAR POWER PLANTS
IAEA, Vienna, 1989
11. Gasch, A., Lørcher, G., Lukaos, G.:
Report IAEA-SM-234/3, side 299
12. Gustafsson, B., Petterson, S., Vilkmå, G.:
NORDISKA TRANSPORTER, Rapport från NKA projekt KAV 365, side 20
Svensk Kärnbränslehantering AB, Box 5864,
S-102 48 STOCKHOLM, Sverige. 1989

13. Evans, J.C., et al.:
LONG-LIVED ACTIVATION PRODUCTS IN REACTOR MATERIALS
NUREG/CR-3474, Pacific Northwest Laboratory, August 1984
14. Manion, W.J., LaGuardia, T.S.:
DECOMMISSIONING HANDBOOK
DOE/EV/10128-1, U.S. Department of Energy, November 1980
15. Juha Rantanen:
RADIONUCLIDES IMPORTANT IN THE DECOMMISSIONING OF NUCLEAR POWER
PLANTS
Technical Research Centre of Finland, Reactor Laboratory,
January 1986
16. H. Höglund, H.O. Sundberg:
GAMMASPECTROMETRIC MEASUREMENTS ON FOILS AND CEMENT SPECIMENS AT
OSKARSHAMN 1 REACTOR
ABB-ATOM Report No. RM 89-1078, 1989-06-14
17. Pflugard, K., et al.:
TREATMENT OF STEEL WASTE COMING FROM DECOMMISSIONING OF NUCLEAR
INSTALLATIONS BY MELTING
Proc. Int. Conf. on Nuclear Reactor Decommissioning Planning,
Bethesda MD, 1985, US Govt. Printing Office, Washington, DC (1985)
18. NUCLEAR ENGINEERING INTERNATIONAL
Januar 1990, side 23
19. Rapport DGX1 of
THE COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, RADIATION PROTECTION
No. 43, 1990
20. A. Rasmuson, I. Neretnieks, M-Zhu:
CALCULATIONS OF THE DEGRADATION OF CONCRETE IN A FINAL REPOSITORY
FOR NUCLEAR WASTE
Proceedings of an NEA workshop on NEAR-field assessment of reposi-
tories for low and medium level radioactive waste
Baden, Switzerland, 23-25 Nov. 1987
21. R. Grauer:
PROGRAMM ENTSORGUNG ZUM KORROSIONSV ERHALTEN VON UNLEGIERTEM STAHL
IN PORTLANDZEMENT
Paul Scherrer Institut, PSI-Bericht Nr. 7, April 1988
22. G.H. Norris:
A REVIEW OF LITERATURE RELEVANT TO GAS PRODUCTION IN RADIOACTIVE
WASTE
Winfrith (UK), November 1987, DOE-RW-87,109, E 5200
23. A.M. McCabe:
THE POTENTIAL SIGNIFICANCE OF MICROBIAL ACTIVITY IN RADIOACTIVE
WASTE DISPOSAL
CEGB-TRRD/B/0951/R87, December 1987

13. FIGURER

13.1 Figur 1. Reaktorbygg.



JEOP II-reaktorstålhus til høyre. Kontroll- og servicerom i midtseksjon. Nedlagt nulleffektreaktor NORA i bygning til venstre.

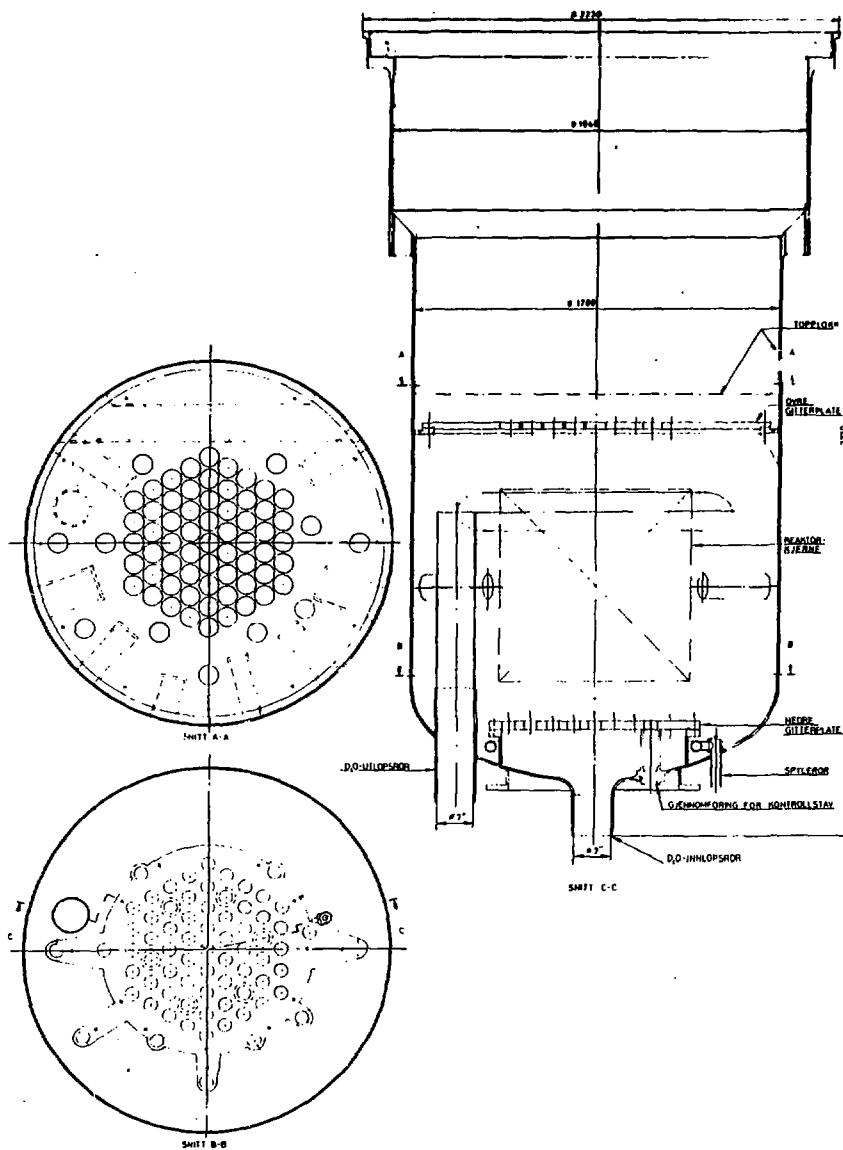


FIG. 2:
REAKTORTANK.

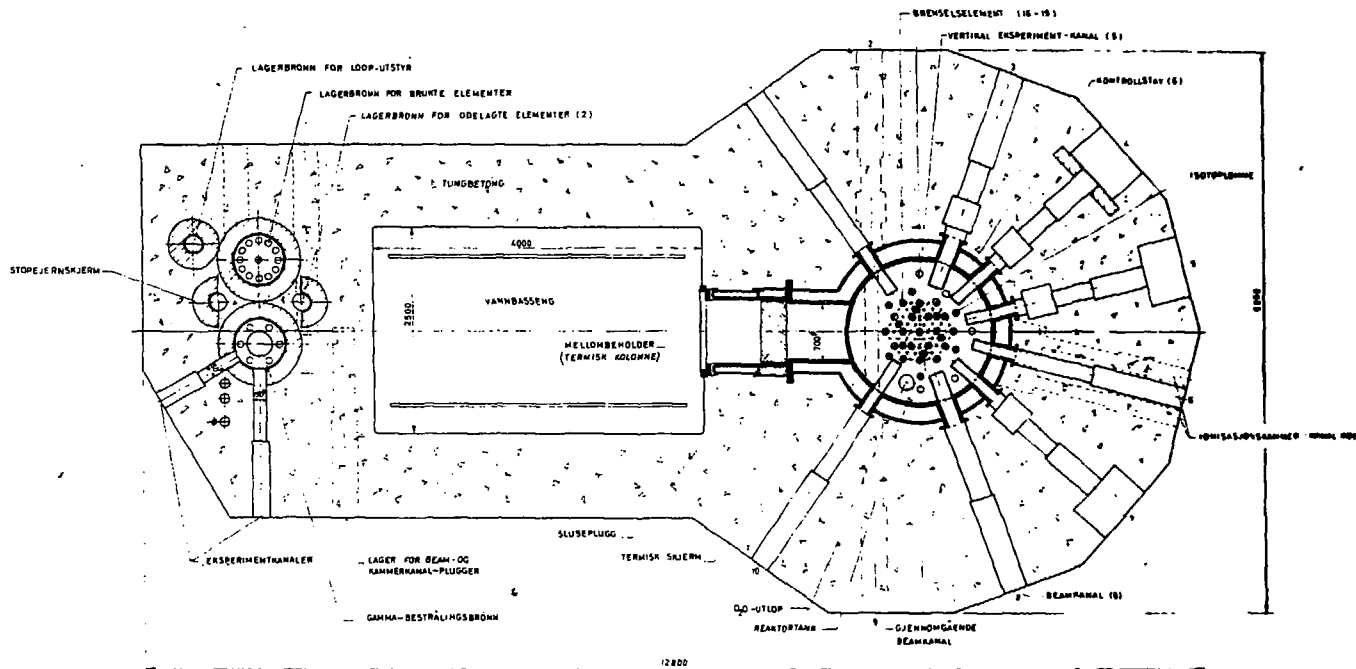
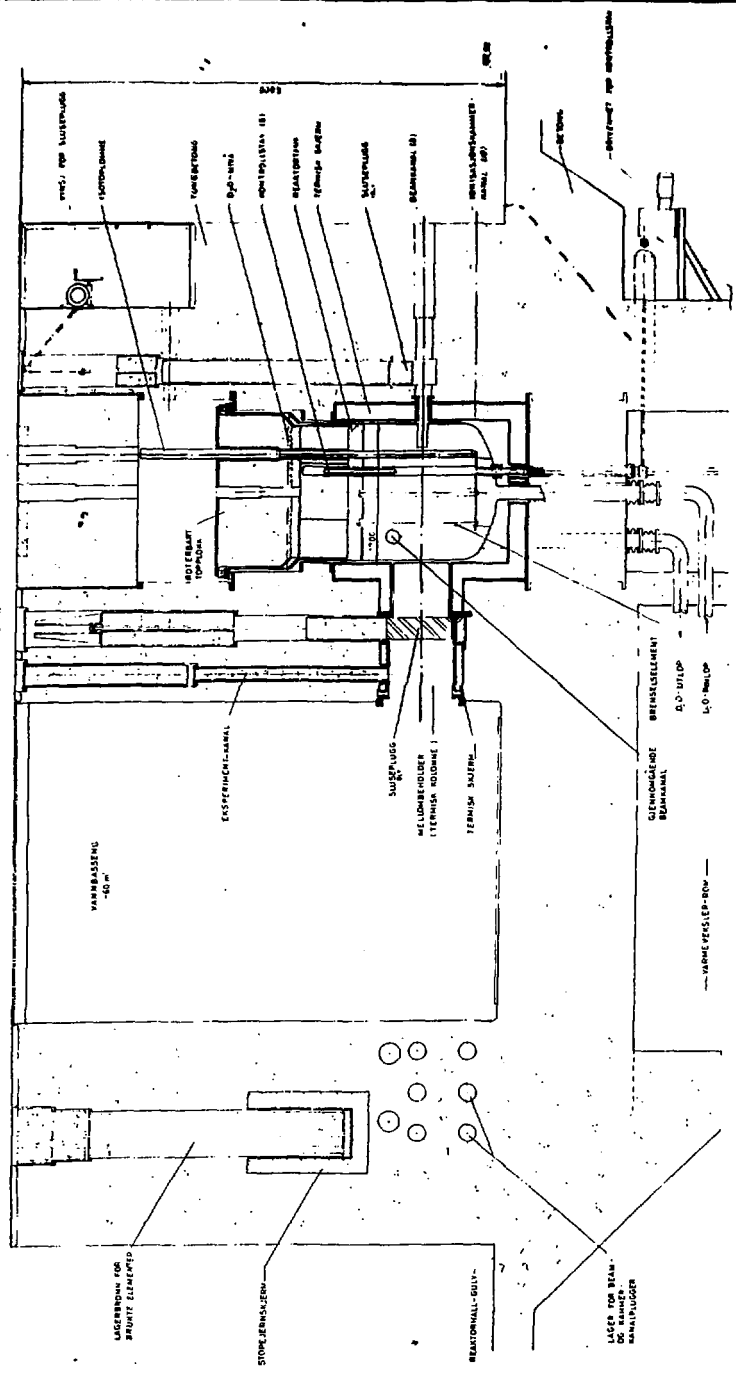


FIG. 3
 REAKTORBLOKK, HORIZONTALSNITT.

TOPPALIERN



VÄRME- OCH LUFTUTVÄXLING
STÖMSTÄLLNING
KÄRNREAKTOR

PROJEKTERAT TOPPLÅG
KÄRNREAKTOR
KÄRNBRÄNSLE

VÄRMEISOLERING
VÄRMELEDARE
VÄRMEISOLERINGSKAMMARE

VÄRMEISOLERING
VÄRMELEDARE
VÄRMEISOLERINGSKAMMARE

PROJEKTERAT TOPPLÅG
KÄRNREAKTOR
KÄRNBRÄNSLE

VÄRMEISOLERING
VÄRMELEDARE
VÄRMEISOLERINGSKAMMARE

VÄRMEISOLERING
VÄRMELEDARE
VÄRMEISOLERINGSKAMMARE

PROJEKTERAT TOPPLÅG
KÄRNREAKTOR
KÄRNBRÄNSLE

VÄRMEISOLERING
VÄRMELEDARE
VÄRMEISOLERINGSKAMMARE

VÄRMEISOLERING
VÄRMELEDARE
VÄRMEISOLERINGSKAMMARE

PROJEKTERAT TOPPLÅG
KÄRNREAKTOR
KÄRNBRÄNSLE

VÄRMEISOLERING
VÄRMELEDARE
VÄRMEISOLERINGSKAMMARE

VÄRMEISOLERING
VÄRMELEDARE
VÄRMEISOLERINGSKAMMARE

PROJEKTERAT TOPPLÅG
KÄRNREAKTOR
KÄRNBRÄNSLE

VÄRMEISOLERING
VÄRMELEDARE
VÄRMEISOLERINGSKAMMARE

FIG. 4
REAKTORBLOK, VERTIKALSNIITT.

Institutt for energiteknikk (IFE) (tidligere Institutt for atomenergi) ble grunnlagt i 1948 og etablert som en uavhengig stiftelse i 1953. Hovedsenteret ligger på Kjeller. Virksomheten i Halden er konsentrert om det internasjonale OECD Halden Reactor Project. IFE er, med sine 520 ansatte, et av de største teknologiske forskningsinstitutter i Norge.

Institutt for energiteknikk (IFE) (formerly Institutt for atomenergi) was founded in 1948, and established as an independent foundation in 1953. The main center is located at Kjeller. The activities in Halden are concentrated on the international Halden OECD Reactor Project. IFE, with its 520 employees, is one of the major technological research institutes in Norway.

AKTIVITETSOMRÅDER

- PETROLEUMSTEKNOLOGI
- KJERNEKRAFT
- PROSESSKONTROLL
- INDUSTRIELL ENERGITEKNOLOGI
- ISOTOPFORSYNING OG BESTRÅLING
- MATERIALTEKNOLOGI
- GRUNNFORSKNING I FYSIKK
- MILJØ- OG STRÅLEVERN

MAIN ACTIVITIES

- PETROLEUM TECHNOLOGY
- NUCLEAR POWER
- PROCESS CONTROL
- INDUSTRIAL ENERGY TECHNOLOGY
- ISOTOPE PRODUCTION AND IRRADIATION SERVICES
- MATERIALS TECHNOLOGY
- BASIC RESEARCH IN PHYSICS
- ENVIRONMENTAL AND RADIATION PROTECTION

FAGLIGE SPESIALITETER

- NUKLEÆR BRENSSELSTEKNOLOGI
- SIMULATOR SYSTEMER
- MANN-MASKIN KOMMUNIKASJON
- INDUSTRIELL MATEMATIKK
- RESERVOARMODELLERING
- PETROLEUMSGEOLOGI
- BASSENGMODELLERING
- GASSTEKNOLOGI
- FLERFASE STRØMNING
- TRACERTEKNOLOGI
- STRÅLINGSTEKNISKE INSTRUMENTER
- ISOTOP ANALYSER
- RADIOFARMAKA
- BESTRÅLINGSTEKNIKK
- KORROSJON - EROSJON
- AVANSERTE SVEISEMETODER
- FASTSTOFF FYSIKK
- RADIOLOGISK MILJØVERN
- RADIOAKTIVT AVFALL

SPECIAL ACTIVITIES

- NUCLEAR FUEL TECHNOLOGY
- SIMULATOR SYSTEMS
- MAN-MACHINE COMMUNICATION
- INDUSTRIAL MATHEMATICS
- RESERVOIR MODELLING
- PETROLEUM GEOLOGY
- BASIN MODELLING
- GAS TECHNOLOGY
- MULTI-PHASE FLOW
- TRACER TECHNOLOGY
- RADIATION INSTRUMENTS
- ISOTOPE ANALYSES
- RADIOPHARMACEUTICALS
- IRRADIATION TECHNIQUES
- CORROSION - EROSION
- ADVANCED WELDING TECHNIQUES
- SOLID STATE PHYSICS
- RADIOLOGICAL PROTECTION
- RADIOACTIVE WASTE



P.O.Box 40, N-2007 Kjeller, Norway
Telefon: (06) 80 60 00
Telefax: Admin.: (06) 81 63 56
Tech.dep.: (06) 81 55 53
Isotope dep.: (06) 80 02 10
Library: (06) 81 09 20
Telex: 74 573 energ n

P.O.Box 173, N-1751 Halden, Norway
Telefon: (09) 18 31 00
Telefax: Admin.: (09) 18 11 20
Tech.dep.: (09) 18 31 03
Tech.dep.: (09) 18 71 09
Telex: 76 335 energ n