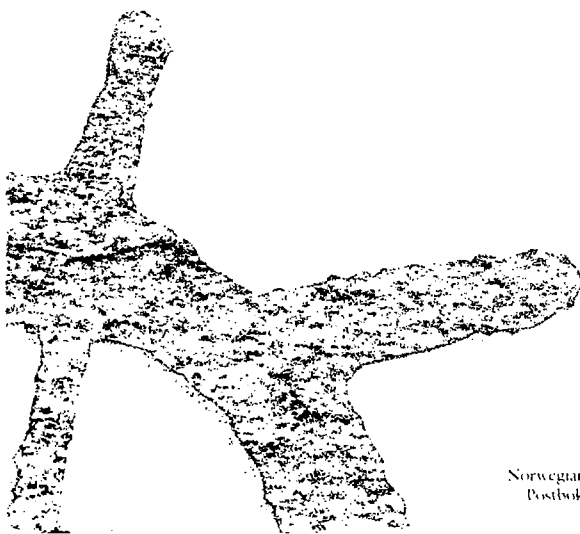


# Radioaktive avleiringer i oljeproduksjon

– en strålehygienisk vurdering

*Dag Kristensen*

NRPA -- 1994:7.



Statens  
strålevern

Norwegian Radiation Protection Authority  
Postboks 55 - N-1345 Osterås - Norway

# Radioaktive avleiringer i oljeproduksjon

– en strålhygienisk vurdering

*Dag Kristensen*

*Referanse:*

Kristensen D. Radioaktive avleiringer i oljeproduksjon - en strålehygienisk vurdering.  
StrålevernRapport 1994:7 Østerås: Statens strålevern, 1994.

*Nøkkelord:*

Radioaktive avleiringer. LSA-scale. Oljeproduksjon. Strålevern.  
Lavradioaktivt avfall.

*Resymé:*

Flere av olje og gassfeltene i Nordsjøen gir avleiringer på innsiden av forskjellige typer produksjonsutstyr som inneholder forhøyde konsentrasjoner av naturlig radioaktivitet. Dette kan forårsake både intern og ekstern eksponering av personell som arbeider med kontaminert materiell. Fenomenet har også gitt opphav til et klassifiserings- og lagringsproblem for det produserte lavradioaktive avfallet. Her finnes det ennå ikke nasjonale retningslinjer eller anbefalinger som kommer til anvendelse.

*Reference:*

Kristensen D. Radioactive scale in oil production - a radiological assessment.  
NRPA Report 1994:7. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 1994. Language: Norwegian.

*Key words:*

Radioactive depositions. Scale. LSA scale. Oilproduction. Radiation protection. Low level radioactive waste.

*Abstract:*

Several of the North Sea oil fields produce depositions (scale) on the inside of production equipment with enhanced concentrations of natural radioactivity. This may cause internal and external exposures to personnel working with contaminated equipment. This phenomena has also resulted in storage- and classification problems of the low radioactive waste, and at the time being, no appropriate solution has been achieved.

Prosjektleder/Head of project: Terje Strand, Norwegian Radiation Protection Authority P.O. Box 55 N-1345 Østerås, Norway.

*Godkjent:*

Erik-Anders Westerlund, Avdelingsdirektor

83 sider. Utgitt 1994-09-7. Opplag 150  
Form, omslag: Graf, Oslo. Trykk: Grüner & Jebsen A/S, Østerås.

*Bestilles fra:*

Statens strålevern, Postboks 55, 1345 Østerås.  
Telefon 67 14 41 90, telefax 67 14 74 07.  
ISSN 0804-4910

## Forord

Denne rapporten er en noe omarbeidet versjon av en hovedfagsoppgave i kjerne- og energifysikk for cand. scient -graden ved Universitetet i Oslo. Hovedoppgaven ble levert sensor i april 1994. Prosjektet er et samarbeid mellom Fysisk institutt ved Universitetet i Oslo og Statens strålevern. Andre viktige samarbeidspartnere har vært BP-Norge, Phillips Petroleum, Statoil, institutt for Energiteknikk (IFE) og Coast Center Base (CCB). Jeg vil rette en stor takk til alle som har vært med på å gjøre dette prosjektet mulig, og en spesiell takk til Professor dr. scient. Terje Strand for konstruktiv veiledning og kritiske kommentarer.

Situasjonen i dag er langt i fra tilfredsstillende når det gjelder håndtering og sluttbehandling av LSA-scale. Den praksis som i dag følges, har for en stor del oppstått på grunnlag av tilfeldigheter og for en liten del på bakgrunn av faglige vurderinger. Jeg håper derfor at mine resultater og vurderinger kan være med på å danne grunnlag for fremtidige nasjonale krav og retningslinjer rettet mot håndtering, klassifisering og sluttbehandling av LSA-scale.

Oslo, september 1994.

Dag Kristensen

## Innholdsfortegnelse:

<b>1. Introduksjon</b>	<b>4</b>
1.1 Dannelse av scale under produksjon	5
1.1.1 Radioaktivitet i scale	6
1.2 Tiltak mot scaledannelse	10
1.2 Dekontaminering av produksjonsutstyr	11
1.2.1 Prosedyrer for arbeide med LSA-scale ved CCB	12
1.3 Klassifisering av LSA-scale	13
1.3.1 Oljeselskapenes prosedyrer	14
1.3.2 Situasjonen i andre oljeproduserende land	14
1.4 Lagring og sluttdeponering av LSA-scale	15
1.4.1 Nåværende situasjon	15
1.4.2 Fremtidig utvikling	17
<b>2. Materiale og metoder</b>	<b>19</b>
2.1 Automess 6150 AD	20
2.2 RDA-200 for måling av ekshalasjon fra prøver	22
2.2.1 Lucascelle	23
2.2.2 Fotomultiplikator	24
2.2.3 Metode for måling av radonekshalasjon fra prøver	24
2.2.4 Teori	25
2.2.5 Kalibrering	26
2.3 Dosemålinger med Harshaw TLD-200	27
2.3.1 Harshaw TLD-200	27
2.3.2 Avlesnings- og prepareringsprosedyrer	27
2.3.3 Energispons	28
2.3.4 Malenøaktighet	30
2.4 Gammasppektroskopi med HPGe-detektor	30
2.4.1 Energioppløsning	31
2.4.2 Analyseprogram	32
<b>3. Resultater og beregninger</b>	<b>34</b>
3.1 Test av løselighet av LSA-scale i vann	35

3.2	Variasjon i radonekshalasjon fra prøver .....	35
3.2.1	Variasjon med fuktighet .....	35
3.2.2	Variasjon med radiuminnhold .....	37
3.3	Personelldosemålinger på plattform .....	38
3.4	Variasjoner i LSA-scale med dybde på produksjonsstreng .....	39
3.4.1	Spesifikk aktivitet .....	40
3.4.2	Tetthet .....	41
3.4.3	Kornstørrelse .....	42
3.4.4	Likevektsbetraktninger .....	42
3.5	Dosimetriske beregninger .....	43
3.5.1	Generell sammenheng doserate/aktivitet .....	43
3.5.2	Beregninger i én dimensjon .....	43
3.5.3	Absorpsjon i rørvegg .....	46
3.5.4	Beregninger i to dimensjoner .....	48
3.5.5	Beregninger i tre dimensjoner .....	51
3.6	Interndoser fra LSA-scale .....	59
3.6.1	Inhalasjon .....	59
3.6.2	Inntak .....	65
4.	Diskusjon .....	66
4.1	Vurdering av stråledoser fra arbeid med LSA-scale .....	67
4.1.1	Arbeid offshore .....	67
4.1.2	Arbeid i renscanlegg .....	68
4.1.3	Transport .....	68
4.1.4	Totalvurdering .....	69
4.2	Vurdering av monitoreringsmetoder for LSA-scale .....	70
4.2.1	Klassifisering av produksjonsrør ved utvendige målinger .....	70
4.2.2	Andre klassifiseringmetoder .....	71
4.3	Vurdering av deponerings/lagringsalternativer .....	72
4.3.1	Alternativer på land .....	72
4.3.2	Alternativer i sjø/hav .....	75
4.3.3	Totalvurdering .....	77
4.4	Konklusjoner .....	78
5.	Referanser .....	79

# Kapittel 1

## Introduksjon

## 1.1 Dannelse av avleiringer under produksjon.

En nødvendig forutsetning for at avleiringer (scale) skal kunne dannes i produksjonsutstyr, er at scaledannende mineraler utfelles. En slik utfelling kan skje ved at løslighetsproduktet i en løsning overskrides med hensyn på det aktuelle mineral, såkalt overmetning. Noen årsaker til at overmetning finner sted, relatert til offshore oljeproduksjon, kan være (Rollheim, 1991):

- Blanding av inkompatible væsker, f.eks ved sjøvanninjeksjon i en brønn der formasjonsvannet inneholder helt andre mineralkonsentrasjoner enn det injiserte vannet.
- Fall i trykk og temperatur kan føre til at løseligheten for mineraler synker, og at løselighetsproduktet av den grunn overstiges og skaper en overmettet løsning.
- Ved transport av olje og vann fra reservoar til overflaten av havet, tapes karbondioksyd fra løsningen på grunn av avtagende trykk. Dette medfører synkende ph-verdi, som igjen fører til at løseligheten for karbonater synker og gir mulighet for overmetning og utfelling.

Ved utfelling av mineraler under væsketransport i produksjonsutstyr er det flere nødvendige prosesser som må til for at scale skal kunne dannes. For det første må de utfelte partiklene transporteres fra væsken til overflaten av utstyret. Deretter må disse avsettes på overflaten (f.eks rørveggen), slik at de kan bygge opp et fast belegg. Når det gjelder transport av partikler fra væske til rørvegg er det flere forskjellige mekanismer som kan innvirke (Pucknell, 1983):

- Transport p.g.a elektrostatiske krefter.
- Avsetning forårsaket av gravitasjonskrefter.
- Avsetning p.g.a delingskrefter.
- Transport ved Brownsk diffusjon.
- Avsetning p.g.a treghetskrefter.
- Eddy diffusjon.

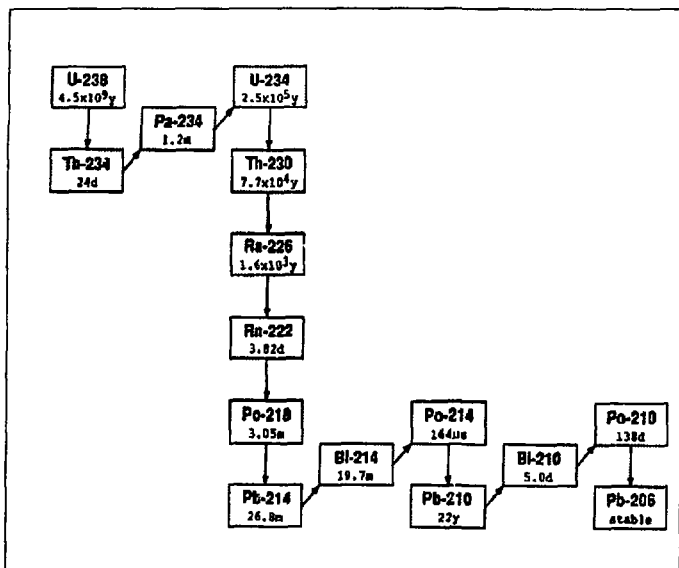
Hvilke effekter som er de dominerende er sterkt avhengig av overflate, partikkelstørrelse og rørform (Rollheim, 1991). Elektrostatiske krefter vil bare ha betydning når partikkelen befinner seg nær rørveggen (Pucknell, 1983). Gravitasjonskrefter vil naturlig nok ha størst betydning for overflater parallelt med jordoverflaten. Delingskrefter er de kreftene som virker på en partikkel på grunn av hastighetsendringer gjennom tverrsnittet av en strømningsprofil. Kreftene øker i styrke med strømningshastighet og partikkelstørrelse. Partikkelen kan av disse kreftene settes i rotasjon, og transporteres på tvers av strømlinjene, mot overflaten (Rollheim, 1991). Brownsk diffusjon er signifikant ved liten partikkelstørrelse, noe som er tilfelle i begynnelsen av utfellingsfasen (Rollheim, 1991). Treghetskrefter virker når strømmingen skifter retning, slik at partikkelen da blir trukket mot overflaten. Dette skjer derfor oftest i rørbøyd og liknende (Rollheim, 1991).



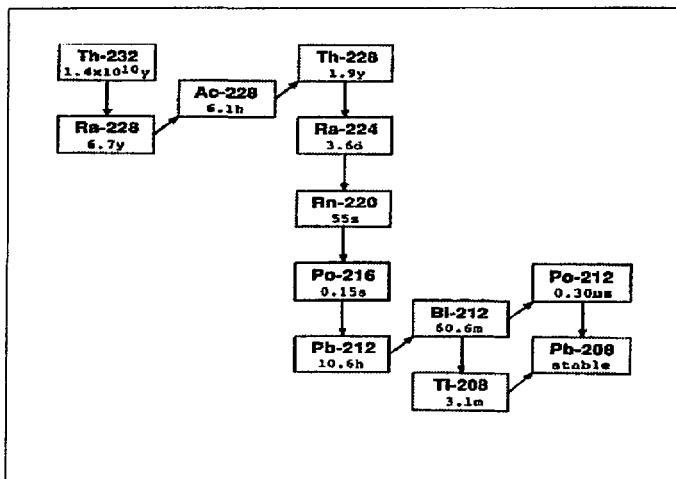
Eddy diffusjon oppstår bare i den turbulente delen av strømmen, noe som gjør den avhengig av roroverflatens beskaffenhet. Diffusjonsraten er proporsjonal med friksjonen mellom væske og vegg (Pucknell, 1983).

### 1.1.1 Radioaktivitet i scale.

De dominerende radioaktive elementer i de sedimentære bergarter er kalium, og elementer i uran- og thoriumserien (Durrance, 1986). Kalium har to mulige datterprodukter ( $^{40}\text{Ar}$  eller  $^{40}\text{Ca}$ ) som begge er stabile. Den radioaktive isotopen  $^{40}\text{K}$  utgjør bare 0,012 % av naturlig kalium (Krane, 1989). På grunn av disse forholdene er denne isotopen av liten betydning for stråledoser forbundet med LSA-scale, selv om konsentrasjonen av kalium i sedimentære bergarter (størrelsesorden noen prosent) vanligvis er ca. en faktor 100 høyere enn for uran og thorium (Durrance, 1986). Både i uran- og thoriumserien finner vi h.h.v.  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$ , og det er disse som er de viktigste isotopene og kan gi stråledoser for personell som kommer i kontakt med Low Specific Activity (LSA)-scale.



Figur 1 Desintegrasjons skjema for uran-radium kjeden.



Figur 2 Desintegrasjonsskjema for  $^{232}\text{Th}$

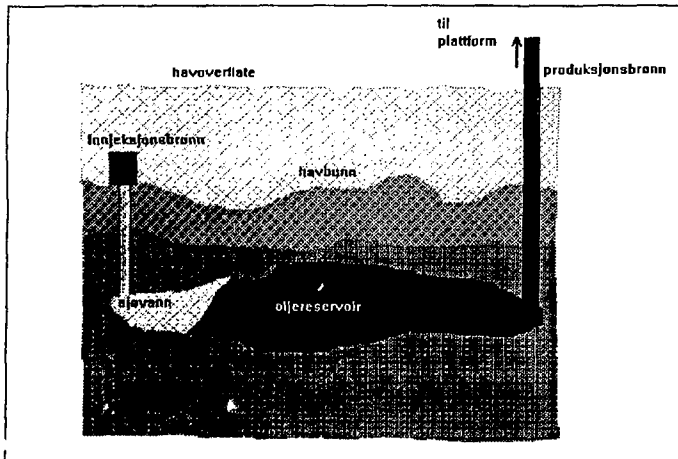
Scaleavleiringer kan deles inn i to typer; karbonat- og sulfatscale. Karbonat tv, en består hovedsakelig av kalsiumkarbonat, mens sulfatscale er dominert av bariumsulfat (Read, 1989). I praksis finner man aldri rene karbonat-, eller rene sulfatavleiringer. Det vil alltid være en blanding av de to typene, med overvekt av den ene eller den andre typen. De to kan relativt lett skilles fra hverandre ved å se på fargen; karbonatavleiringer er lys i fargen mens sulfatscale er mørk grå.

Sulfatscale dannes ved at sulfationer felles ut av væsken inne i produksjonsrør. Denne utfellingen skjer når formasjonsvannet i reservoaret kommer i kontakt med injisert sjøvann. Sjøvannet injiseres i reservoaret for å opprettholde trykket etterhvert som reservoaret tømmes for olje. Sjøvannet inneholder normalt lavere konsentrasjoner av bl.a. barium, strontium og kalsium enn det som er normalt for formasjonsvannet. En blanding av disse væskene kan dermed føre til en overmetning med hensyn på de nevnte mineralene, og da forårsake en utfelling (Smith, 1987). Selv om løsningen ikke blir overmettet med hensyn på radium, er det likevel muligheter for utfelling av radiumsulfat. Dette kan skje når noen av jordalkalielementene fra gruppe II-A i det periodiske system (bl.a. barium, strontium og kalsium) i løsningen utfelles. Radium kan da bli revet med i utfellingsprosessen (såkalt medfelling), da dette grunnstoffet også er et jordalkalielement.

Dermed kan avleiringene av denne typen få en forhøyet konsentrasjon av radium. Dette medfører igjen at avleiringene får en forhøyet radioaktivitet i forhold til det normale for sedimentære bergarter.

Disse utfellingene skjer der formasjonsvannet blandes med sjøvann, altså nederst i brønnhullet i selve reservoaret. De utfelte partiklene føres fra bunnen og oppover i produksjonsstrengen av oljen fra reservoaret, og avsettes for det meste i den nederste delen av strengen (Read, 1989). Mengden av sulfatscale i en produksjonsstreng er med andre ord avtagende med avstanden fra reservoaret. Dette er naturligvis bare en hovedregel, og ikke nødvendigvis alltid tilfelle (Stratol, 1993). Hvor utfellingene avsettes i produksjonsstrengen er som nevnt ovenfor avhengig av en rekke forskjellige faktorer.

Utfelling av sulfatscale er betinget av at formasjonsvann kommer i kontakt med det injiserte sjøvannet. Dette skjer først etter at et såkalt vanngjennombrudd har funnet sted i reservoaret. Vanngjennombrudd betegner at injeksjonsvannet har passert gjennom reservoaret og kommet ut i produksjonen. Dette vannet vil da transporteres sammen med oljen opp i produksjonsstrengen. Deretter blir det separert fra oljen og sluppet ut i sjøen igjen. For at det injiserte sjøvannet skal komme i kontakt med formasjonsvannet, må formasjonsvannet også være tilstede i reservoaret der sjøvannet slipper til. Dette er ikke alltid tilfelle, slik at vanngjennombrudd ikke nødvendigvis betyr økt sannsynlighet for utfelling av sulfatscale.



Figur 3 Prinsipp for injeksjon av sjøvann i oljereservoar.

Karbonatscale følger en helt annen mekanisme for utfelling enn sulfatscale. Dessuten inneholder karbonatscale ikke nevneverdige konsentrasjoner av radioaktive stoffer (Read, 1989). Karbonatscale dannes som et resultat av at både trykk og temperatur avtar med avstanden fra brønnhullet. Temperaturen øker med 0.5-1°C pr. 30 meter innover mot jordas sentrum (NIFC, 1993), noe som gir en typisk temperatur på ca. 100 °C i et oljereservoar. Reservoartrykket er normalt ca. 200 atmosfærer (ca. 20300 kPa).

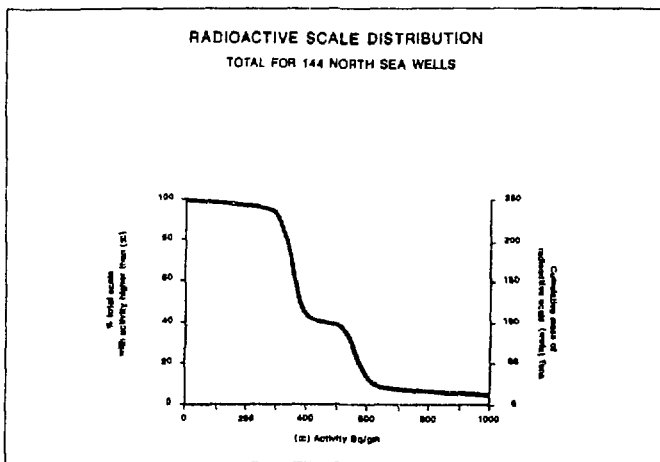
På grunn av disse forholdene vil løsligheten for karbon avta ved transport oppover i produksjonsstrengen. Dette kan igjen føre til overmetning og utfelling av kalsiumkarbonat. Denne dannelsesprosessen vil også føre til at mengden av karbonatscale vanligvis er størst i øvre del av strengen.

Av det ovennevnte kan man konkludere med at radioaktiviteten vanligvis er høyest i scale avleiringer avsatt i nedre del av produksjonsstrengen. Målinger viser at dette også ofte er tilfelle i praksis. Tabell nr. 1 illustrerer dette fenomenet og er samtidig et eksempel på typiske variasjoner i sammensetning av scaleavleiringer, både når det gjelder mengde av karbonat- og sulfatscale og variasjoner i spesifikk aktivitet.

Tabell nr. 1: scale analyse fra Thistle feltet nov. 1983 (Read, 1988).

Posisjon	% sulfatscale	% karbonatscale	Spes. aktivitet Bq/g
tailpipe	73	0.7	161
bottom tubing	55.2	1.9	174
upper tubing	35.3	43.3	46
below tub. hanger	23.1	49.5	14
topside valve	5.2	61.6	4

Typiske verdier for totalaktiviteten i scale er i området 10-100 Bq/g, men verdier helt opp til 14 kBq/g er blitt rapportert (Smith, 1987). Det bør legges til at scale, både i mengde og aktivitetsnivå, er et fenomen av en meget individuell karakter for hver enkelt brønn. Vi har fått informasjon fra oljeselskapene som viser at enkelte brønner nesten aldri gir scale med aktivitetsnivåer over bakgrunnen, og at noen brønner hyppig gir scale med signifikante aktivitetsnivåer. Det kan imidlertid se ut som om det førstnevnte tilfellet er langt mer utbredt enn det sistnevnte for oljefeltene på norsk sokkel.



Figur 4 Variasjon i aktivitetsnivå i scale i 144 nordsjø-brønner (Statoil, 1989).

Under utfelling av radium separeres denne isotopen kjemisk fra moderkjernen, som er thorium. Derfor er mengden av thorium i I.SA-scale svært liten i forhold til mengde av radium. Av radiumisotopene er det  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$  med datterprodukter som er klart dominerende. Mengden av  $^{228}\text{Ra}$  er omtrent lik en tredjedel av mengden  $^{226}\text{Ra}$ , men forholdet er naturligvis variabelt (Wilson, 1991). Siden  $^{228}\text{Ra}$  har halveringstid 6,7 år, er ikke denne av særlig betydning ved vurdering av sluttdeponering. Derimot er det  $^{226}\text{Ra}$  med halveringstid 1600 år som da er av primær interesse. De isotopene som er av størst dosemessig interesse i scale er de følgende isotoper i uranserien (Wilson, 1991):  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Po}$  og  $^{214}\text{Bi}$ . Når disse er kjemisk bundet til scale, kan sekulær likevekt oppstå på grunn av moderkjernenes lange halveringstid i forhold til døtrene. Likevekt kan da inntreffe etter ca 20 dager (Wilson, 1991). Det er her ikke tatt hensyn til at radongass kan unnslippe fra avleiringene og dermed kan påvirke likevekts forholdene.

### 1.1.2 Tiltak mot scaledannelse.

For tiden anvendes såkalte inhibitorer som har til hensikt å hindre scaledannelse i produksjonsrør. Inhibitorer er betegnelsen på kjemiske tilsetningsstoff som reduserer muligheten for at utvellingene kan avsettes inne i produksjonsutstyret. Dette skjer ved at inhibitorene hindre krystaller fra å vokse i størrelse, slik at utfellingene forblir små og kan

passere produksjonssystemet uten at de avsettes som scale. Inhibitorene påvirker derimot ikke utfellingen av partikler under produksjon, slik at bruk av disse kjemikalierne medfører at utfellingene slippes ut i havet via produksjonsvannet isteden for å avsettes i produksjonsutstyret. Denne teknikken har redusert problemet med scaleavsetninger, men er langt i fra noen løsning.

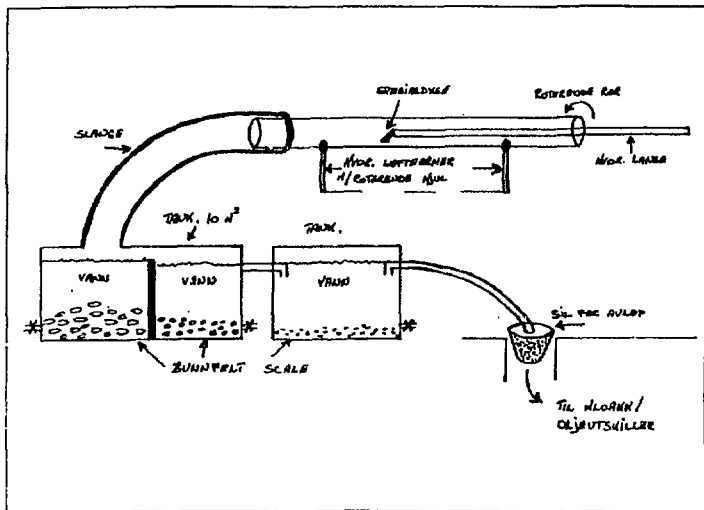
Når det gjelder mengden av scale, har Statoil beregnet at et gjennomsnitt på ca. 5 tonn avleiringer pr. produksjonsstreg er sannsynlig, men dette tallet er noe usikkert. I tillegg kommer LSA-scale fra sikkerhetsventiler, filter, separatorer, rørbend og annet produksjonsutstyr. Mange oljeselskaper følger i dag en praksis der avfall etter rens av scalekontaminert produksjonsutstyr sendes til Institutt for energiteknikk (IFE) på Kjeller, for lagring. Ved årsskiftet 1993/1994 har IFE lagret ca 67 tonn med LSA-scale fra rensert produksjonsutstyr.

## 1.2 Dekontaminering av produksjonsutstyr.

Produksjonsutstyr kontaminert med radioaktiv scale er til nå, i hovedsak, rensert og behandlet ved Coast Center Base (CCB) i Bergen. Utstyret blir da skipet inn fra oljeplattformene, og levert direkte ved basens kaianlegg. Alt produksjonsutstyr som ankommer CCB for rensing kontrolleres med hensyn på radioaktivitet, og alt utstyr som gir tellerate høyere enn bakgrunnen blir klassifisert som radioaktivt. Dette produksjonsutstyret blir rensert for seg, slik at avfallet kan samles opp for videre spesialhåndtering.

Når det gjelder avfallsmengden av LSA-scale er det rens av produksjonsrør som gir det største bidraget. Ved CCB renses disse rørene i eget prosessutstyr for høytrykksrens med vann. Alt avløpsvannet blir silt under renseprosessen slik at scale avfallet lett kan samles opp.

Etter at renseprosessen er avsluttet kontrolleres rørene med et ratemeter både utvendig og innvendig. Det utstedes deretter en erklæring på at produksjonsrørene er fri for radioaktivt materiale og at ingen spesielle forholdsregler er nødvendige ved videre håndtering. For alle inspeksjoner eller klassifiseringer av utstyr ved CCB, brukes et bærbart ratemeter med eksterne prober, en for gammastråling og en for alfa og beta partikler. Bærbart doseratemeter med internprobe brukes også.



Figur 5 Utstyr for dekontaminering av produksjonsrør ved CCB (CCB, 1992).

Etter at rensing av rør eller annet produksjonsutstyr er avsluttet, tørkes alt avfallet før det pakkes i spesialkonstruerte stålkontainere for transport. Avfallet tørkes ikke mer enn at faren for forstøvning fremdeles er meget liten. Dette er for å unngå at personell involvert i dette arbeidet skal kunne innåndet støv fra avfallet.

### 1.2.1 Prosedyrer for arbeid med ISA-scale ved CCB.

CCB har laget sine egne interne prosedyrer som har til hensikt å minimalisere dosebelastningen til alle personer som er involvert i arbeidet med ISA-scale ved basen. Hovedtrekkene i prosedyrene kan oppsummeres slik:

- Alle områder der lagring eller arbeid med ISA-scale foregår skal tydelig merkes som kontrollområde, og kun personer med spesiell tillatelse skal oppholde seg i disse områdene.
- Dersom målinger viser en dose rate større enn  $7.5 \mu\text{Gy/h}$  i området der arbeidet skal pågå, skal arbeiderne bære filmdosimeter. Ved målte dose rates over  $20 \mu\text{Gy/h}$  skal arbeidet stanses og avdelingsleder varsles.

-Strøvmaske skal alltid benyttes dersom det er fare for forstøvning fra avfallet, og spill av LSA-scale skal holdes fuktig inntil det fjernes.

-All spising, drikking, eller andre aktiviteter som kan føre til inntak av avfall er forbudt innenfor kontrollområdet.

-Alt verktøy, klær og annet utstyr som har vært brukt i en renseoperasjon skal kontrolleres for aktivitet, og eventuelt spyles og vaskes inntil normale verdier detekteres.

Punktene ovenfor er en sammenfatning av deler av sikkerhetsprosedyren for LSA-scale ved CCB, "Prosedyre for rensing av lavradioaktive rør". Denne er datert november 1992.

Ved rens av LSA-scale i prosessutstyret tas det alltid prøver av avløpsvannet. Disse sendes til Institutt For Energiteknikk (IFE) for nærmere analyse med hensyn på radioaktivitet. Disse analysene har vist at  $^{226}\text{Ra}$  seien dominerer og at aktivitetene normalt variert mellom ca. 5 og 10 Bq/l for  $^{226}\text{Ra}$  alene (IFE, 1993). Man har også funnet fra analysene at  $^{226}\text{Ra}$  ikke er i likevekt med datterproduktene. Avløpsvannet fra rensanlegget slippes i dag ut i havet ved basen i Bergen.

### 1.3 Klassifisering av LSA-scale.

I Norge finnes det for tiden ingen nasjonale bestemmelser som retter seg mot behandling av lavradioaktivt avfall fra offshorevirksomhet. Det er heller ikke gitt bestemmelser for hvilke grenseverdier som skal benyttes når avfallet skal klassifiseres som radioaktivt eller ikke-radioaktivt. Det har likevel oppstått en viss praksis for behandling av LSA-scale, dels på grunn av oljeselskapenes egne interprosedyrer og dels på grunn av anbefalinger fra den internasjonale stråleverniskomisjonen (ICRP). Det såkalte ALARA (as low as reasonably achievable) prinsippet, og to andre viktige anbefalinger fra ICRP publikasjon nr. 26, danner basisen i disse prosedyrene:

1. Intet arbeid med radioaktive stoffer skal utføres med mindre resultatet er en netto positiv effekt.
2. Alle doser skal holdes så lave som praktisk mulig, samtidig som økonomiske og sosiale hensyn tas i betraktning.
3. De individuelle dosene skal ikke overskride de anbefalte dosegrensene.



### 1.3.1 Oljeselskapenes prosedyrer.

Noen av operatørene på norsk kontinentalsokkel har utarbeidet interne prosedyrer for behandling og deponering av LSA-scale. Dette er svært varierende for de forskjellige selskapene, og det kan ha flere årsaker. Noen selskaper er operatører for oljefelt der avleiringene til nå ikke har inneholdt radioaktivitet over bakgrunnsnivå, og har derfor ikke hatt behov for å spesialregulere arbeidet med scale. Andre selskaper er ikke godt nok informert om dannelse av radioaktive avleiringer offshore og de medfølgende problemer, og har derfor ikke god nok oversikt over problemet til å utarbeide sine egne prosedyrer. Ved enkelte oljefelt har LSA-scale vært et kjent fenomen over lengre tid. Operatøren har da kunnet få inngående kjennskap til problemet, og bruke kunnskapen til å utarbeide omfattende prosedyrer til bruk for personell involvert i arbeidet med LSA-scale. Vi har gått igjennom prosedyrene for BP-Norge og Statoil, og har trukket ut noen viktige og karakteristiske momenter:

-områder i bruk ved arbeid med LSA-scale skal klassifiseres etter høyeste målte strålenivå i området. Det gjelder særskilte arbeidsprosedyrer for områder der strålenivået er over  $7,5 \mu\text{Sv/h}$ . Disse klassifiseres som kontrollområder i henhold til normal praksis i strålevernet.

-I kontrollerte områder skal kun kyndig personell med egen opplæring arbeide. Disse skal bære filmdosimeter, slik at stråledosene overvåkes.

-Antall personer som arbeider i et kontrollert område skal begrenses til et minimum. De involverte personene skal utstyres med verneutstyr (hansker, støvmaske og annet beskyttelsesutstyr).

-Demontert materiell skal testes for radioaktivitet. Ved målt doserate høyere enn  $7,5 \mu\text{Sv/h}$  nær inntil overflaten av utstyret skal det merkes og lagres separat.

-Klær og annet personlig utstyr skal alltid vaskes og testes for kontaminasjon etter utført arbeid. Arbeiderne skal dusje.

De to prosedyrene skiller seg ikke mye fra hverandre, og følger de samme prinsippene for å begrense dosene til arbeiderne. BP-Norges prosedyre bygger i hovedsak på de retningslinjer som er gitt for behandling av LSA-scale av BP på britisk sektor.

### 1.3.2 Situasjonen i andre oljeproducerende land.

Foruten Norge, er Nederland og England de ledende oljeproducenter i Vest-Europa. Når det gjelder regler for klassifisering og sluttedeponering av lavradioaktivt avfall i disse landene, er de noe forskjellige.

Nederland har angitt grenseverdier for hva som skal behandles som radioaktivt, og hva som kan behandles som "vanlig" avfall eller skrap. Friklassifiseringsgrensene i Nederland for forskjellige former for radioaktivt avfall er som følger:

-naturlige nuklider i fast form	< 500 Bq/g
-andre nuklider i fast form	< 100 Bq/g
-flytende, $\beta$ - og $\gamma$ -kilder	< 10 kBq/m <sup>3</sup>
-flytende, $\alpha$ -kilder	< 0,5 kBq/m <sup>3</sup>

overflate-aktivitet:

- $\beta$ - og $\gamma$ -kilder	< 4 Bq/cm <sup>2</sup>
- $\alpha$ -kilder	< 0,4 Bq/cm <sup>2</sup>

Storbritannia introdusert i 1985 en egen forskrift; "The ionizing radiations regulations" (IRR 85), som er anvendelig på arbeid med LSA-scale både på land og på plattformen. Denne loven gir følgende grenseverdier for friklassifisering:

-radiumaktivitet i fast avfall	< 0.37 Bq/g (10 pCi/g)
-overflate kontaminasjon	< 8 Bq/cm <sup>2</sup>

Det er dessuten gitt en maksimal verdi for luftkontaminasjon av radioaktiv støv på 3 Bq/m<sup>3</sup>. Når det gjelder grenseverdien for naturlig fast radioaktivt avfall, er det gjort unntaksregler for tungt løselige stoffer. Grensen er der satt til 14,8 Bq/g for total aktivitet.

I USA er det Texas og Louisiana som er de dominerende statene i landets oljeproduksjon. Disse to har også forskjellig praksis og rutiner for behandling av LSA-scale fra produksjonsutstyret. I Louisiana anvender man den målte doseraten fra utstyret som klassifiseringsgrunnlag; dersom doseraten overstiger 0,25  $\mu$ Sv/h tett inntil utstyret regnes det som radioaktivt, og må behandles etter egne regler. Er doseraten under denne grensen behandles utstyret på lik linje med vanlig skrap. I Texas anvendes den spesifikke aktiviteten i avfallet som grunnlag for klassifiseringen. Grenseverdien her er satt til 0,19 Bq/g for aktiviteten av radium.

Vi ser av dette at det er betydelig variasjoner for de forskjellige landene når det gjelder både friklassifiseringsgrenser og hvilket grunnlag som anvendes for klassifisering av utstyret eller avfallet. Dette medfører igjen at mengdene av radioaktivt avfall, eller radioaktivt skrap som må spesialbehandles ville variere betydelig for disse landene, selv om aktivitetsnivåene og avfallsmengdene var de samme.

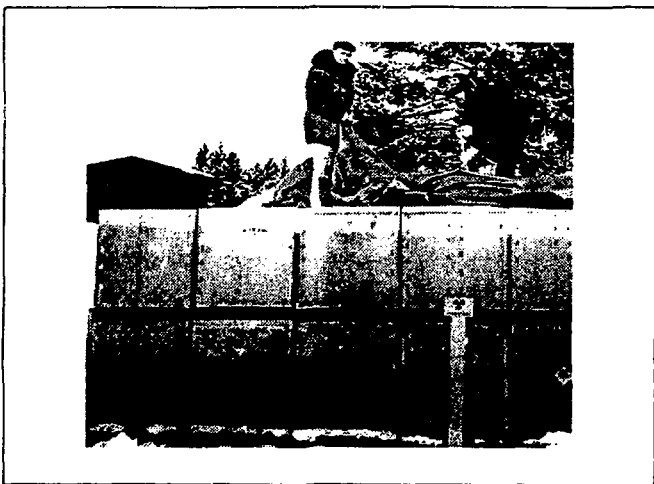
## 1.4 Lagring og sluttdeponering av LSA-scale.

### 1.4.1 Nåværende situasjon.

I Norge finnes bare ett godkjent lagringsanlegg for radioaktivt avfall. Dette anlegget drives av Institutt for energiteknikk (IFE) og er lokalisert på Kjeller. Per 1. januar 1992 er det lagret totalt ca. 2500 tonner med ca. 60 liter lagringsvolum i dette anlegget. Av dette volumet er ca 10% lavradioaktiv scale som også utgjør den største enkeltenheten av avfallet (SBED, 1991).

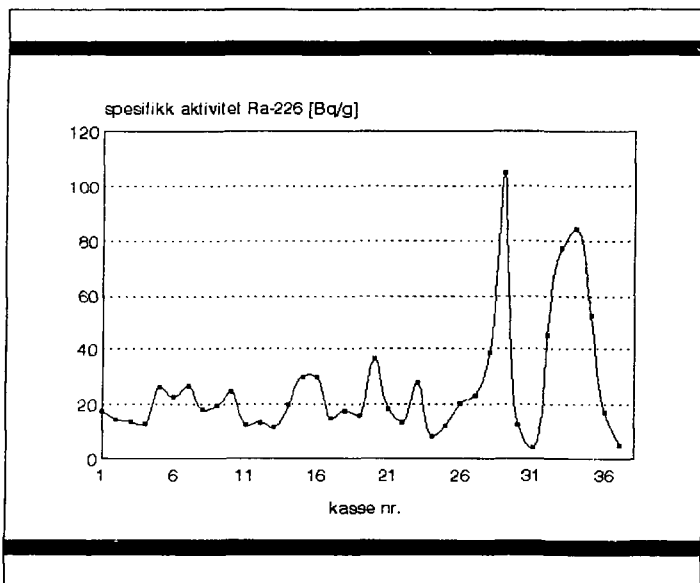
Ved IFE lagres ikke scale i ståltønner som det andre avfallet, men i spesialkonstruerte stålkasser. Kasseene er konstruert av 2mm og 3mm rustfrie stålplater, og har dimensjonene 1,2m x 0,8m x 0,8m (LxBxH). Lokket skrues fast med 8 gjennomgående bolter. Det legges også en gummipakning mellom lokk og kasse som tetter delvis for radongass.

De første kassene (fem stykker) ble mottatt i juni 1990 og per i dag (februar 1994) er det lagret totalt 38 slike kasser med scale ved IFE. Det utgjør en mengde på ca 67 tonn med avfall. Aktivitetsinnholdet i avfallet er noe varierende, men ligger grovt sett i området 150-200 Bq/g for totalaktivitet av både  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$ , inkludert datterprodukter. For aktiviteten av  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$  alene varierer aktiviteten i området 10-30 Bq/g.



Figur 6 Kasser for lagring av LSA-scale ved IFE.

Når det gjelder selve lagringsproblematikken, er det bare  $^{226}\text{Ra}$  og datterprodukter som er av særlig interesse. Dette skyldes at halveringstiden for  $^{228}\text{Ra}$  er 6,7 år, mens  $^{226}\text{Ra}$  har over 1600 års halveringstid. Det er heller ingen andre nuklider i  $^{228}\text{Ra}$  serien som har lenger halveringstid enn  $^{228}\text{Ra}$  selv. Gjennomsnittlig aktivitet i scale-avfallet som er lagret på Kjeller er for  $^{226}\text{Ra}$  25 Bq/g. For 67 tonn avfall, tilsvarer det en totalaktivitet for  $^{226}\text{Ra}$  på 68 GBq. Omregnet til masse gir det 45 mg  $^{226}\text{Ra}$ .



Figur 7 Variasjon i aktivitetsnivå i scaleavfall fra Li E

#### 1.4.2 Fremtidig utvikling.

Som tidligere nevnt er radioaktiv scale i stor grad knyttet til injeksjon av sjøvann i produksjonsbrønn. De utfelte partiklene har først mulighet for å komme inn i produksjonssystemet etter at man har fått et såkalt vanngjennombrudd i produksjonsbrønnen. Dette fenomenet tar vanligvis flere år, men kan også forekomme raskt. Dette er blant annet avhengig av størrelsen på brønnen og av reservoartrykket. I alle tilfeller kan man si at sannsynligheten for å få scale med forhøye verdier av radioaktivitet øker med brønnens alder. Av dette skulle man igjen kunne slutte at den årlige mengden av ISA-scale vil være økende fremtiden. Dette er imidlertid en noe enkel fremstilling; en rekke andre og mer uoversiktlige faktorer enn brønnens alder påvirker mengden av og aktiviteten i de radioaktive avleiringene. Av disse kan nevnes sammensetning av berggrunnen i reservoaret og konsentrasjonen av radioaktive nuklider i formasjonsvannet (Smith, 1987). Den framtidige situasjon vil derfor blant annet være avhengig av den geografiske plasseringen av nye produksjonsfelter. Til nå har den årlige tilveksten vært slik:

Tabell nr. 2 Årlig fordeling av innlevert LSA-scaleavfall ved IFE (data:IFE, 1993).

år	antall kasser	masse [tonn]	% av total masse
1990	13	24	36
1991	6	12	18
1992	10	17	25
1993	9	14	21
<b>totalt</b>	<b>38</b>	<b>67</b>	<b>100</b>

Årsaken til den relativt store mengden for 1990 er at det før dette tidspunktet ikke var noen fast praksis for lagring av LSA-scale ved IFE, og at dette da har stått lagret andre steder over lengre tid. Hvis den årlige mengden av LSA-scale forholder seg omtrent på 1993 nivå, vil vi frem mot år 2000 ha lagret over 150 tonn LSA-scale her i landet. På grunn av relativt få datapunkter, er det vanskelig å trekke noen konklusjoner om en eventuell trend i tidsutviklingen av dataene i tabellen ovenfor, men de gir et bilde av omfanget og perspektivet på lagringsproblematikken.

På engelsk side av nordsjøen har både mengden og radioaktiviteten i scale fra produksjon vært mye større enn på norsk side. Det antas at dette har sammenheng med at Norge, i tid, ligger ca. 4-5 år bak England når det gjelder oljeproduksjon i nordsjøen, slik at de engelske brønnene i gjennomsnitt er eldre enn de norske. Av årsaker nevnt tidligere er mengden av LSA-scale fra eldre brønner ofte større enn fra yngre. En mulig årsak kan også være at den engelske siden av nordsjøen har en litt annen geologisk sammensetning i de oljeproduserende lag enn våre egne oljefelt.

# **Kapittel 2**

## **Materiale og metode**

I forbindelse med beskrivelse, klassifisering og analyser av radioaktiv scale, kommer en rekke forskjellige instrumenter og målemetoder til anvendelse. Disse metodene har som hensikt å kvantitativt beskrive forhold som: aktivitet, dose/doserate, nuklide-sammensetning, strålingsenergi og radonekshalasjon fra prøver. Avhengig av både praktiske forhold, og av hvilken nøyaktighet som er ønsket, er det en rekke forskjellige instrumenter som kan anvendes for å måle på de enkelte forhold nevnt ovenfor. I våre analyser av scaleprøver har vi anvendt Canberra og Ortec HPGc-detektorer for gammaspektroskopi, ZnS-lucascelle kombinert med fotomultiplikator (system RDA-200) for målinger av radonekshalasjon fra prøver, Harshaw TLD-200 for personeldosemålinger og Automess ionisasjonskammer for in situ doseratemålinger. For mer generell beskrivelse av virkemåte for de forskjellige instrumentene henvises til Knoll (1979).

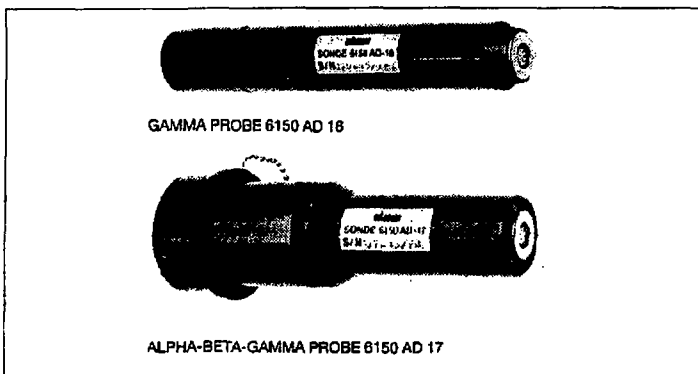
## 2.1 Automess 6150 AD.

Dette er et bærbart, batteridrevet ionisasjonskammer for måling av både doserate og pulsrate (aktivitet). Systemet kan tilkoples eksterne måleprober spesielt konstruert for å detektere gammastråling eller alfa/beta stråling. Apparatet viser kontinuerlig doseraten eller pulsrate på et LCD - display. Måleområdet uten ekstern probe er fra 0.2 mSv/h til 999 mSv/h, og instrumentet kan dessuten vise totaldose over en på forhånd valgt tidsperiode.



Figur 8 Bilde av Automess 6150 AD, doseratemeter.

Vi har for våre målinger anvendt probe AD-18 og AD-17. Probe AD-18 er spesielt konstruert for måling av eksterne gammadoserater. Måleområdet er fra  $0,5 \mu\text{Sv/h}$  til  $9,99 \text{ mSv/h}$ , den er da godt egnet til å måle relativt små doser og doserater. Proben har lengde 150mm og diameter 26mm, og har en viss retningsavhengighet. Anbefalt målegeometri er å holde probens sylinderakse parallelt med kilden slik at sylinderveggen til proben peker mot strålekilden. Automess oppgir i deres datablad at retningsavhengigheten er  $< \pm 20\%$  når proben anvendes med vinkel  $\pm 45^\circ$  på anbefalt måleretning.

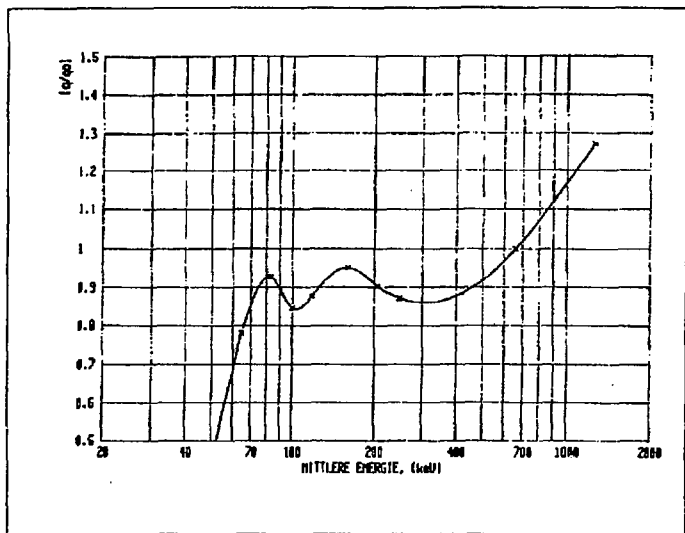


Figur 9 Probe AD-17 og AD-18 for doseratemåler AD 6150.

Automess oppgir et anvendbart energiområde på strålingen fra  $65 \text{ keV}$  til  $1,3 \text{ MeV}$ , noe som gir en energiavhengighet på ca.  $\pm 20\%$ . Våre gamma-analyser av scale viser at energiene strekker seg helt fra  $46,5 \text{ keV}$  ( $^{210}\text{Pb}$ ) opp til  $2,45 \text{ MeV}$  ( $^{214}\text{Bi}$ ), men de viser også at største delen av spekteret ligger innenfor det anbefalte energiområdet. I alle tilfeller er ikke denne detektoren laget for eksakte målinger, den er bedre egnet for å gi en rask oversikt over strålenivåer.

Som nevnt har vi også benyttet oss av måleprobe AD-17 som er et ionisasjonskammer anvendt i Geiger/Muller-området. Denne er beregnet på å måle både alfa, beta og gamma stråling og angir kun pulsrate (i antall tellinger per sekund). Proben er  $135 \text{ mm}$  lang og har et endevindu som er  $40 \text{ mm}$  i diameter. Endevinduet har et effektivt areal på  $6,1 \text{ nm}^2$  og tykkelse på  $1,5\text{-}2 \text{ mg/cm}^2$ , noe som gir god gjennomtrengelighet for alfa-partikler (Automess, 1987). Måleområdet for denne proben er  $0,01 - 9990$  tellinger per sekund. For deteksjon av alfa og betastråling er man avhengig av at endevinduet peker mot kilden, men ved måling av gammastråling er dette ikke nødvendig. Proben er utstyrt med et avtakbart lokk for endevinduet. Dette kan brukes for å teste om et utslag er forårsaket av alfa/beta eller gammastråling. Denne proben er best egnet til å raskt kontrollere overflater for radioaktiv kontaminasjon, og er ikke så godt egnet til mer nøyaktige målinger av ioniserende stråling.

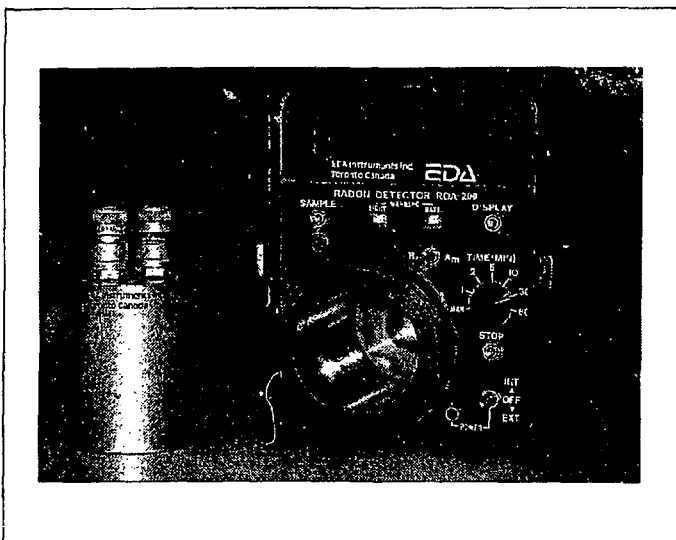




Figur 10 Energirespons, probe AD-18 (Automess, 1987).

## 2.2 RDA-200 for måling av ekshalasjon fra prøver.

Spesifikk ekshalasjon av radongass fra radioaktivt materiale som inneholder radium, måles i enheten  $Bq/kg$  og ekshalasjonsrate i  $Bq/kg \cdot h$ . For direkte målinger av radon-gass benyttet vi oss av systemet RDA-200 fra firmaet Scintex i Canada. Systemet består av en fotomultiplikator og en lucaselle (se figur nr. 11).



Figur 11 Bilde av system RDA-200.

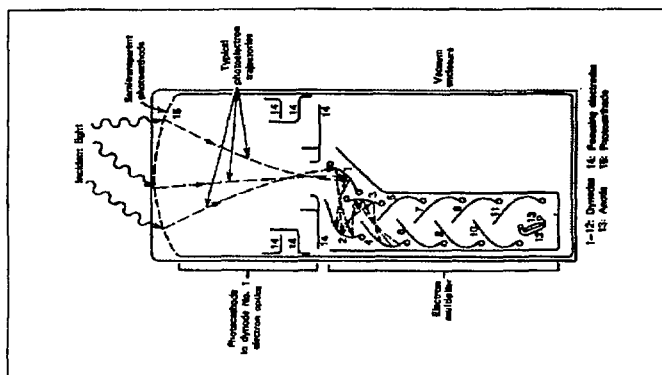
### 2.2.1. Lucascelle:

Dette er et gassett, sylindereformet kammer (volum =  $170\text{cm}^3$ ) med to ventiler for evakuering og fylling. På motsatt side av ventilene er det montert et gjennomskiktig kvartsvindu, som er lett gjennomtrengelig for alfa-partikler. Innsiden av sylindere er belagt med det scintillerende stoffet Sinkulfid (ZnS). Sinkulfid sender ut fotoner med bølglengde 450 nm, eller fotonenergi tilsvarende 2.76 eV (EDA, 1988). Antall utsendte fotoner etter vekselvirkning med en ioniserende stråling er proporsjonal med antall utsendte partikler fra lucasellen. På denne måten kan aktiviteten i lucasellen måles ved å måle lysintensiteten fra scintillatoren. Dette gjøres ved at lucasellen plasseres i fotomultiplikatoren som inngår i systemet RDA-200.

Sinkulfid har meget god scintillasjonseffektivitet sammenliknet med f.eks Natriumjodid (NaI)-scintillatorer (Knoll, 1979). Stoffet har dermed et noe begrenset anvendelsesområde, da det kun er tilgjengelig i pulverform. Pulveret anvendes som en scintillerende film med tykkelse vanligvis mindre enn  $25\text{ mg/cm}^2$  (Knoll, 1979). Dette medfører at med denne type scintillasjonsteknikk, er deteksjon av alfa-partikler og tyngre ioner mest hensiktsmessig.

### 2.2.2 Fotomultiplikator:

Denne er konstruert slik at lucascellen plasseres inne i selve apparatet med kvarts vinduet pekende innover. Vinduet vil da være i direkte kontakt med fotokatoden. Apparatet er utstyrt med et fem-sifret LED-display som hele tiden viser antall registrerte tellinger av alfapartikler. Selve fotomultiplikatoren består av 11 dynoder, med en total dynodespenning på 500 volt (EDA,1988). Telle tiden kan forhåndsstilles til 1,2,5,10,30 eller 60 minutter, eller den kan styres manuelt. For kalibrering av fotomultiplikatoren brukes en kalibrerings lucascelle. Denne inneholder en kjent alfa aktivitet, i vårt tilfelle oppgitt av EDA til å være gjennomsnittlig 827 tellinger pr.minutt. Usikkerheten i tellingene ligger her i den statistiske usikkerheten. Denne er som kjent gitt ved  $\sqrt{n/n}$ , der n er antall tellinger.



Figur 12 Prinsipp for fotomultiplikasjon i RDA-200 (RCA, 1970).

### 2.2.3 Metode for måling av radonekshalasjon fra prøver.

Prøven må først knuses til pulverform og deretter veies. Den plasseres så i et lukket kammer, *ekshalasjonskammer*. Dette kammeret er utstyrt med to ventiler på toppen for gjennomstrømning og er kuleformet med et volum på 4,5 liter. Kammeret kan også deles på midten, slik at prøven lett kan plasseres inne i volumet. Når prøven er plassert inn, og kammeret lukket, åpnes begge ventilene på toppen. Nitrogengass ledes så inn i den ene ventilen mens luft slipper ut av den andre. Luften inne i kammeret byttes på denne måten ut med nitrogengass, for å fjerne all radongass fra kammeret. Ekshalasjonstiden regnes fra det tidspunktet da nitrogen-gassen ble tilført. Vanligvis etter ca 20 timer, tas en luftprøve fra ekshalasjonskammeret. Dette gjøres ved at en lucascelle evakueres, og deretter koples til ekshalasjonskammeret slik at luften der fra fyller cellen. Lucascellen med luftprøven må

deretter lagres ca. 2,5 timer for at likevekt mellom radongassen og datterproduktene skal oppnås (Stranden, 1981). Cellen kan nå plasseres i fotomultiplikatoren slik at man kan lese av aktiviteten i luften. Deretter beregnes aktivitet pr. volum, og av dette aktiviteten i ekshalasjonskammeret.

#### 2.2.4 Teori

Ekshalasjonen og ekshalasjonsraten fra prøven kan beregnes fra antall tellinger per tid avlest på fotomultiplikatoren. De størrelser som da inngår er:

- $T_e$  ekshalasjonstiden for prøven
- $T_d$  decay-tiden for Rn-gassen i lucascellen
- $m$  prøvens masse
- $V_l$  lucascellens volum
- $V_e$  Ekshalasjonskammerets volum
- $\lambda_{Rn}$  decaykonstanten for radon

I følge Stranden (1981) kan den spesifikke ekshalasjonsraten ( $E$ ) som funksjon av aktiviteten ( $A$ ) i ekshalasjonskammeret og ekshalasjonstiden uttrykkes ved følgende likning:

$$E = \frac{A\lambda_{Rn}}{m[1 - e^{-\lambda_{Rn}T_e}]} \quad (1)$$

Denne sammenhengen gjelder under ideelle forhold, dvs. ingen diffusjon eller lekkasje fra ekshalasjonskammeret. Av denne likningen kan vi finne uttrykket for aktiviteten i ekshalasjonskammeret ( $A$ ) som funksjon av ekshalasjonstiden:

$$A(t_e) = \frac{mE[1 - e^{-\lambda_{Rn}t_e}]}{\lambda_{Rn}} \quad (2)$$

Når så denne aktiviteten skal måles, må først en del av luften fra ekshalasjonskammeret ledes inn i en lucascelle. Videre skal prøven i lucascellen lagres noen timer for å oppnå likevekt, og det fører til at radongassen brytes ned i en tid  $t_d$ . Når radongassen ledes inn i lucascellen vil volumet, og dermed totalaktiviteten reduseres med en faktor lik forholdet mellom de to volumene. Vi kan på bakgrunn av dette sette opp følgende likning for aktiviteten i lucascellen når den er klar for telling i fotomultiplikatoren:

$$A_{lucsb} = A(t_e) e^{-(\lambda_{Rn}t_d)} \frac{V_l}{V_e} \quad (3)$$

Vi har ikke tatt hensyn til talletiden når det gjelder decay av radon i lucascellen. Talletiden er for våre målinger vanligvis en halv time. Denne tiden er tilnærmet ubetydelig med hensyn på nedbrytning av  $^{222}\text{Rn}$  da halveringstiden er 3.8 dager for denne isotopen. Vi har heller ikke tatt hensyn til at prøvene reduserer det effektive volumet i ekshalasjonskammeret, da vi regner at prøvene har et negligjerbart volum i forhold til ekshalasjonskammeret. Likning (3) kan løses med hensyn på ekshalasjonsraten, slik at vi får en likning for E som funksjon av aktiviteten i lucascellen, på det tidspunktet når den er klar for telling i fotomultiplikatoren.

$$E(A_{\text{lucase}}) = \frac{V_e A_{\text{lucase}} \lambda_{\text{Rn}}}{m V_l [e^{-(\lambda_{\text{m}} t_d)} - e^{-\lambda_{\text{m}}(t_e + t_d)}]} \quad (4)$$

### 2.2.5 Kalibrering.

For å kalibrere systemet gjorde vi bruk av radonkalibreringsrommet ved Statens strålevern. Vi plasserte to ekshalasjonskammer inne i kalibreringsrommet, slik at disse ble fylt opp med luften fra dette rommet. På denne måten kan vi på forhånd ha informasjon om aktiviteten inne i kamrene. Deretter lot vi luften i kamrene gjennomgå standard prosedyre (lagring for likvekt 2,5 timer og talletid 30 minutter), slik at alle effekter skulle tas med i kalibreringen. Deretter kunne vi beregne kalibreringsfaktoren for forholdet mellom aktiviteten i luften i ekshalasjonskammeret, og antall tellinger per tid i fotomultiplikatoren.

- Spesifikk aktivitet i kalibreringsrommet: 996 Bq/m<sup>3</sup>
- antall tellinger per sekund prøve 1: 0,264 ± 0,012
- antall tellinger per sekund prøve 2: 0,257 ± 0,012

Som nevnt tidligere er volumet i ekshalasjonskammeret 4,5 liter = 0,0045 m<sup>3</sup>. Dette gir for aktiviteten inne i ekshalasjonskammeret  $A = 996 \text{ Bq/m}^3 \cdot 0,0045 \text{ m}^3 = 4,48 \text{ Bq}$ . Vi får da en kalibreringsfaktor mellom antall tellinger per tid og aktivitet i ekshalasjonskammeret: 4,48 Bq/0,26 per s = 17,2 Bq/tellinger per sekund. Likning (4) kan da skrives på følgende form:

$$E\left(\frac{N}{T_e}\right) = \frac{k \frac{N}{T_e} \lambda_{\text{Rn}}}{m [e^{-(\lambda_{\text{m}} t_d)} - e^{-\lambda_{\text{m}}(t_e + t_d)}]} \quad (5)$$

Her er k kalibreringsfaktoren beregnet ovenfor. Denne likningen kan da brukes direkte til å finne ekshalasjonsraten ut fra antall tellinger i fotomultiplikatoren.

## 2.3 Dosemålinger med Harshaw TLD-200.

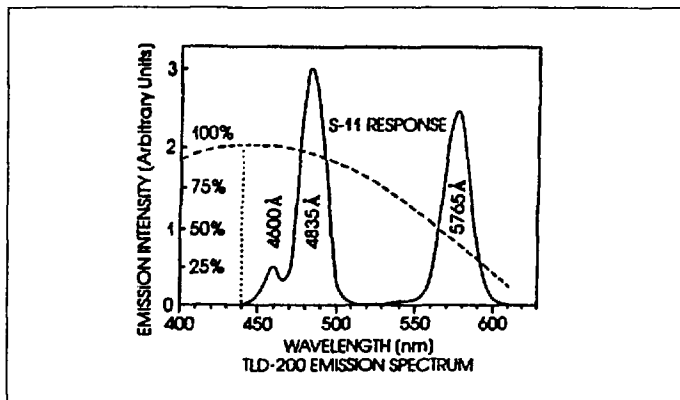
Vi har gjort flere målinger av eksterne gammadoser til personer involvert i arbeidet med radioaktiv scale. Vi har da utstyrt de aktuelle personene med TLD-krystaller montert på spesielle brikker (se figur nr. 14). Fordelen med TLD er følsomheten, som er mye høyere (opp til faktor 100) enn de tradisjonelle filmdosimeterne (Wöhni, 1993), og at de er anvendbare innenfor et meget stort doseområde.

### 2.3.1 Harshaw TLD-200.

Dette er kommersielt tilgjengelige TLD krystaller produsert av firmaet Harshaw. Materialet er kalsiumfluorid, tilsatt dysprosium ( $\text{CaF}_2:\text{Dy}$ ), og leveres som krystaller med dimensjoner 3,1mm x 3,1mm x 0,89mm. Krystallene har tetthet 3,18 g/cm<sup>3</sup> og effektivt atomnummer 16,3. Følsomheten er meget god, faktor 30 høyere enn for  $\text{LiF}_2$  (bestrålt med <sup>60</sup>Co kilde), og anvendbart eksponeringsområde er 0,1μGy - 100 kGy. Lysutbyttet svekkes svakt med tiden (fading) og er oppgitt til å være ca. 16% pr. 14 dager, men er nerglisjerbar ved ettervarming. Disse dataene er alle hentet fra Harshaws egne datablad.

### 2.3.2 Avlesnings- og prepareringsprosedyre.

Utlødningsprosedyren er helt nødvendig for å gi krystallene tilbake sine initialegenskaper og for å gi alle krystallene et likt utgangspunkt før eksponering. Forskjellige prosedyrer anvendes på forskjellige typer TLD-materialer. For  $\text{CaF}_2:\text{Dy}$  anvender vi følgende prosedyre: 1 time ved 400°C, etterfulgt av 25 minutter ved 100°C. Dette skjer automatisk i en ferdig programmert utlødningsovn.

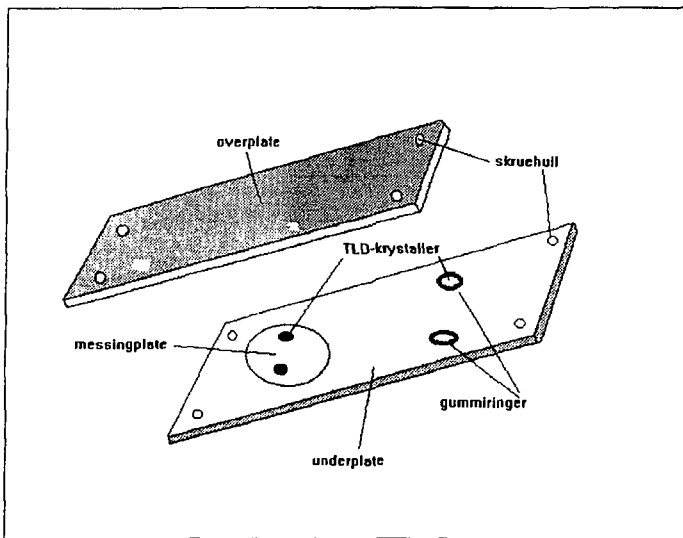


Figur 13 Emisjonsspektrum for  $\text{CaF}_2:\text{Dy}$ , TLD 200 (Harshaw, 1989).

Avlesningen av de eksponerte krystallenes lysemisjon foretas ved hjelp av en Harshaw 2000D avlesningsenhet. Denne er helautomatisk, og gir den totale ladningen gitt av hvert krystall, oppgitt i nanocoulomb.  $\text{CaF}_2:\text{Dy}$  har to topper i emisjonsspekteret; én ved 483,5 nm og én ved 576,5 nm (Harshaw, 1989). Disse er bølgelengder som faller godt sammen med toppen i fotokatodens absorpsjonsspektrum, og på denne måten er følsomheten i dette leddet godt ivarett. Nedre deteksjonsgrense for  $\text{CaF}_2:\text{Dy}$  TLD-krystaller avlest med denne type utstyr er ca. 2,5  $\mu\text{Gy}$  for  $^{60}\text{Co}$  (Wøhni, 1993) Kalibreringskonstanten for  $\text{CaF}_2:\text{Dy}$  krystaller av den typen vi anvender er 67  $\mu\text{Gy}/\text{nC}$ .

### 2.3.3 Energirespons.

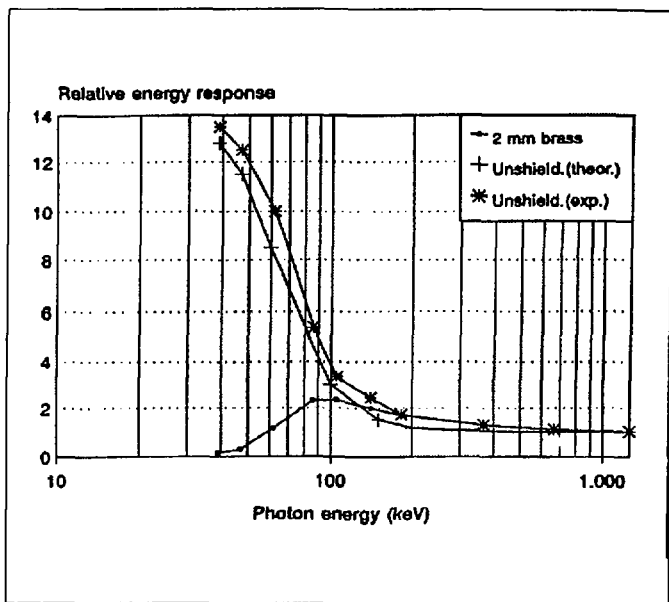
På grunn av  $\text{CaF}_2:\text{Dy}$  krystallenes relativt høye effektive atomnummer (16,3), viser dette materialet en kraftig energiavhengighet og signaloverrespons ved gammaenergier under ca. 150 keV (se figur nr. 15). Dette er tatt hensyn til i de dosimeterkonstruksjonene vi selv har anvendt. Selve dosimeterholderne er laget av plast, og beregnet på å romme fire TLD-krystaller. To av disse er plassert under et 2mm tykt messingfilter. De to andre er kun skjermet av plastholderen.



Figur 14 Dosimeterkonstruksjon for bruk av Harshaw TLD-200.

Hensikten med messingfilteret er å jevne ut energiresponsen. Dette filteret må da absorbere mest i det området der energi responsen er stor for krystallene, og minst i det området der energiresponsen er lav. Som nevnt har kalsiumfluorid en kraftig økning i energiresponsen for gamma-energier under ca. 150 keV, og det har vist seg at messing (Z=29.5), med tykkelse 2mm, har absorpsjonsegenskaper som passer godt for å jevne ut energiresponsen i dette området (Wøhni, 1993). Figur nr.15 viser relativ energirespons som funksjon av gammaenergi med og uten filter.

Figur nr. 15 kan også anvendes til å si noe om energien på den innkomne strålingen, men den gir kun mulighet for en relativt grov estimering, på grunn av de små forskjellene mellom skjermede og ikke-skjermede krystaller for energier under ca. 100 keV.



Figur 15 Energirespons med og uten messingfilter for Harshaw TLD-200 i dosimeterkonstruksjonen vist i fig 14 (Wøhni, 1993).



Det er også gjort målinger for relativ energirespons for totalspektra fra noen vanlige strålekilder. Verdiene i tabell nr. 3 er satt relativt til energiresponsen fra  $^{60}\text{Co}$  spekteret. Forskjellen mellom naturlig bakgrunn, med og uten kosmisk komponent, skyldes at myoner har en underrespons på ca 14% for TLD (E. Vold, 1978).

Tabell nr. 3: relativ (til  $^{60}\text{Co}$ ) energirespons for TL-krystaller med messing-filter (Wøhni, 1993).

spektrum	relativ respons
$^{60}\text{Co}$	1
$^{137}\text{Cs}$	1.22
naturlig bakgrunn	1.13
naturlig bakgrunn, ink. kosmisk komp.	1.05

#### 2.3.4 Målenøyaktighet.

Best nøyaktighet oppnås dersom man kjenner strålingsenergien på forhånd. I dette tilfellet vil den totale usikkerheten være ca 7% (Wøhni, 1993). Denne verdien inkluderer også usikkerheten ved avlesningsprosedyre. Dersom strålingsenergien på forhånd ikke er kjent, og heller ikke kan estimeres ved å se på absorpsjon i messing filteret, vil usikkerheten være så mye som 30% (Wøhni, 1993). Det er derfor en forutsetning for gode resultater med TLD-metoden at man på forhånd har en viss oversikt over hvilke nuklider som gir de målbare dosene.

Som tidligere nevnt skyldes usikkerheten for en stor del spredningen i TL-signal fra krystaller av samme type. Målenøyaktigheten kan derfor forbedres ytterligere ved å kalibrere hvert enkelt krystall, og finne den individuelle spredningen før, eller etter de anvendes i den ovennevnte dosimeterkonstruksjonen.

#### 2.4 Gammaspektroskopi med HPGe-detektor.

For analyse av scaleprøver med hensyn på nuklidesammensetningen har vi anvendt HPGe (High Purity Germanium) detektorer. Ved Statens stråleverns "gamma lab" er fem slike detektorer koplet opp mot et analyseprogram og en database. To av detektorne (nr. 3 og 4) er beregnet for lavenergisppekter, og er produsert av Canberra. De tre resterende (nr 1, 2 og 5) er beregnet på normalspekter analyser, og er produsert av Ortec. Detektorne er alle sylindrerformede med diameter 6,5 cm og lengde 7 cm. Fordelen med germaniumdetektorer fremfor silisium er at germanium har en mye høyere energioppløsning (< 1%) for gammastråling. Germanium har et energigap mellom lednings- og valensbåndet på ca. 0,67 eV, mens silisium har ca. 1,1 eV (Bertolini, 1968). Dette gjør at germanium, i motsetning til silisium, er avhengig av nedkjøling for å hindre

termiske eksitasjoner til ledningsbåndet. Vanligvis brukes flytende nitrogen (77 K) til dette formålet, og germaniumdetektorer er derfor relativt utstyrskrevede i forhold til silisiumdetektorer.

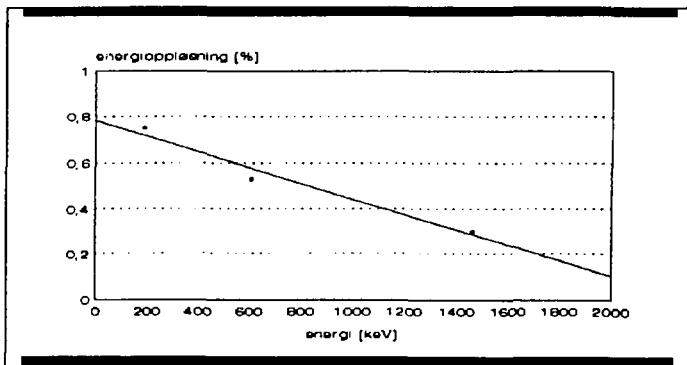
#### 2.4.1 Energioppløsning.

For våre HPGe detektorer er energioppløsningen ca. 0.5% ( $^{60}\text{Co}$ ) både for Canberra og for Ortec detektorene. Energioppløsningen er tilnærmet en linjær funksjon av den målte gammaenergien (Knoll, 1979), og kan da lett bestemmes ved å finne to verdier forskjellige steder i spekteret. Vi har anvendt denne metoden ved å se på energitoppene (tre verdier for å øke nøyaktigheten) til  $^{40}\text{K}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  og  $^{235}\text{U}$ . For å beregne energioppløsningen, brukes energi-halverdbredden (FWHM) dividert med middelenergien for toppen. Resultatene er vist i tabell nr. 4 og figur nr. 16.

Tabell nr. 4: Målte og tabellerte verdier for beregning av energioppløsning for HPGe detektor.

Nuklide	energi [keV]	FWHM [keV]	Energi oppl. [%]
$^{235}\text{U}$	185,9	1,4	0,75
$^{214}\text{Bi}$	609,4	2,1	0,53
$^{40}\text{K}$	1461	4,3	0,3

Vi ser tydelig av tabell nr. 4 at energioppløsningen svekkes med minkende energi for gammastrålingen. Dette skyldes blant annet at comptonspredning og tilbakespredning er mer fremtredende for lave energier.

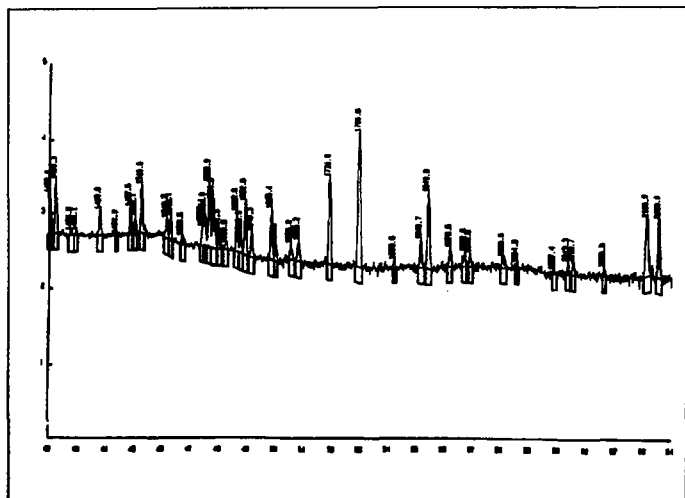


Figur 16 Energioppløsning for HPGe gammadetektor, som funksjon av energien.

#### 2.4.2 Analyseprogram.

Programmet analyserer spekteret tatt opp av germaniumdetektorene, og sammenlikner alle energitoppene i spekteret med et register over nuklider og tilhørende gammaenergier. På analyseutskriften står angitt alle identifiserte nuklider og beregnet spesifikk aktivitet oppgitt i Bq/kg med relativt standardavvik i %. Alle energitoppene som ikke ble identifisert av programmet er også angitt på utskriften.

Selve tellerommet der detektorene er plassert, er isolert fra analyserommet der den elektroniske delen av systemet betjenes. Alt personell som skal inn i tellerommet skal bruke overtrekk til skoene for å hindre at radioaktivitet skal følge med inn. Dette gjøres for at bakgrunnsnivået i dette rommet holdes mest mulig konstant. Dette relativt konstante bakgrunnspekteret registreres av detektorene og lagres i analyseprogrammet, slik at dette kan subtraheres fra totalspekteret for analyserte prøver. Den ferdige analysen angir da kun spekteret fra selve prøven, uten naturlig bakgrunn. Dersom bakgrunnstrålingen av en eller annen årsak skulle variere betydelig, vil dette naturligvis påvirke resultatene ved måling av naturlige nuklider. Ved målinger av scaleprøver vil dette vanligvis ikke forringe resultatene i særlig grad, da aktiviteten av de naturlige radionuklidene i LSA-scale oftest er langt høyere enn bakgrunnen.



Figur 17 Eksempel på analysespektrum fra analyseprogrammet ved gammalaboratoriet ved Statens strålevern.

Når analysen starter oppgir man en referansetid. Etter at prøven er analysert beregner programmet aktiviteten i prøven ved referansetidspunktet, og det er denne som er oppgitt som totalaktivitet på utskriften. Dette tidspunktet kan velges fritt, f.eks da prøven ble tatt eller ved analysens start. Det er imidlertid problemer knyttet til denne beregningen dersom radioaktive serier blir dannet i prøven; programmet tar ikke hensyn til at noen nuklider kan bli kontinuerlig dannet, samtidig som de brytes ned. Denne feilkilden kan kvantitativt og kvalitativt beskrives ved å anvende noen beregninger for radioaktive serier.

Vi antar først at likevekt har inntrådt mellom mor- og datterkjerne. For at dette skal være mulig må halveringstiden for modernukliden være lengre enn for datternukliden, og da gjelder følgende uttrykk (Kraus, 1987) for det konstante forholdet mellom aktivitetene av moderkjerner ( $A_m$ ) og datterkjerner ( $A_d$ ):

$$\frac{A_d}{A_m} = \frac{\lambda_d}{\lambda_d - \lambda_m}, \text{ for } \lambda_m < \lambda_d \quad (6)$$

Vi ser at i dette tilfellet vil aktiviteten av datterkjernene alltid være større enn aktiviteten av moderkjernene. Vi ser videre at forholdene mellom disse aktivitetene blir tilnærmet lik 1, dersom halveringstiden for moderkjernen er mye større enn for datterkjernen ( $\lambda_m \ll \lambda_d$ ). Vi kan sette opp et forenklet uttrykk som beskriver aktiviteten av kjerner ved referansetiden ( $A_0$ ), som funksjon av den målte aktiviteten ( $A_1$ ) og tiden mellom referansetidspunktet og analysens slutt ( $t$ ):

$$N_{1, \text{dannet}} = A_m t \rightarrow A_{1, \text{dannet}} = A_m \lambda_1 t \quad (7)$$

$$A_0 = [A_1 - A_{1, \text{dannet}}] e^{\frac{t}{\tau_1}} = [A_1 - A_m \frac{t}{\tau_1}] e^{\frac{t}{\tau_1}} \quad (8)$$

Vi ser at dersom  $t \gg \tau$ , kan man neglisjere både decay og produksjon av datterkjernen, altså gjør programmet en neglisjerbar feil i dette tilfellet. Vi har her ikke tatt hensyn til at de kjerner som blir dannet av moderkjernen desintegrerer samtidig som de dannes. Dette skulle da tilsi at vi antar en for høy verdi for  $A_{1, \text{dannet}}$ , men det kan kun forbedre tilnærmingen ovenfor.

Ved andre tilfeller enn de ovenfor nevnte må man gå inn i analysedataene for å nærmere vurdere om denne regnefeilen kan være signifikant.

# **Kapittel 3**

## **Resultater og beregninger**

### 3.1 Test av løselighet av scale i vann.

Lavradioaktiv scale har en kjemisk sammensetning (sulfatforbindelser) der man skulle forvente en meget lav oppløselighetsevne i vann. Dette ville vi se nærmere på ved et enkelt eksperiment. Vi tilsatte tørket scale (fra IFE) i ca. 300 ml destilert, romtemperert vann, og registrerte at tilsetningen ble liggende på bunnen av karet. Vi blandet deretter væsken godt ved omrøring, og lot den stå i ca. en time. Etter dette silte vi blandingen gjennom et papirfilter, slik at uløst scale ble fanget opp i filteret. Vekten av løsningen i karet (307,3 g) og karet selv (123,4 g) ble nå registrert. Karet ble plassert i en varmeovn med temperatur ca 150° C. Etter noen timer var all væsken fordampet, slik at eventuelt oppløst scale da skulle være igjen i karet. Karet ble da veiet på ny, og vi målte da samme vekten som før løsningen ble tilsatt. Dette viser at vi ikke har klart å registrere noen oppløselighet av dette stoffet, og det var heller ingen synlige avsetninger i bunn av karet.

Konklusjonen av dette forsøket er at løseligheten av LSA-scale i vann er meget lav, men ikke nødvendigvis lik null. Dette har naturligvis sammenheng med følsomheten for de elektroniske vektene vi har brukt i dette forsøket. Hvis vi regner en usikkerhet på 2/100 gram, kan vi konkludere med at løseligheten for LSA scale i romtemperert, destilert vann, er mindre enn  $0,02 \text{ g}/307,3 \text{ g} = 6,5 \times 10^{-3} \%$ .

### 3.2 Variasjon i radonekshalasjon fra prøver.

Vi vil her se på hvordan forskjellige faktorer påvirker ekshalasjonsraten fra prøver. Vi vil undersøke følgende parametere; fuktighetsinnhold og radiumkonsentrasjon.

#### 3.2.1 Variasjon med fuktighet.

Fra litteraturen (Tanner, 1980) er det kjent at radonekshalasjon fra prøver kan variere sterkt med fuktighetsinnholdet i prøven, men avhengigheten varierer for forskjellige typer materiale. Det er viktig å ha informasjon om dette hvis man skal sammenlikne ekshalasjonen fra flere forskjellige prøver, slik at sammenlikningsgrunnlaget er likt. Dersom avhengigheten er stor bør prøvene enten tørkes eller våtes før måling av ekshalasjonen, fordi variasjonene ofte er minst i ytterpunktene av kurveforløpet.

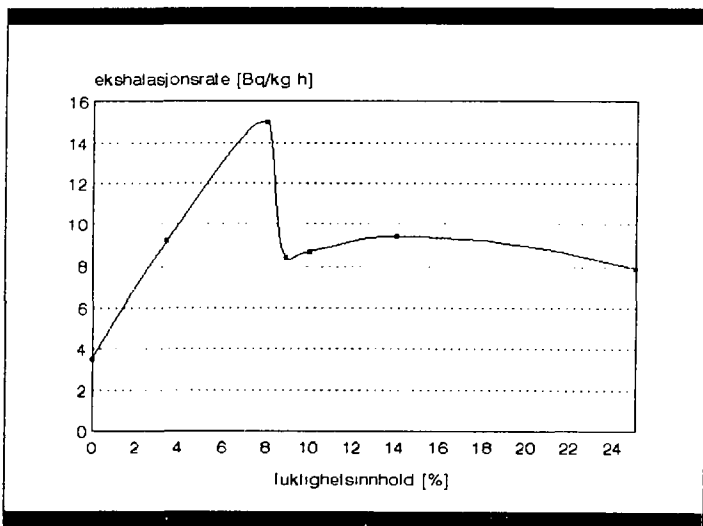
For våre eksperimenter anvendte vi en scaleprøve fra lagringsanlegget ved IFE med spesifikk aktivitet  $10 \text{ Bq/g } ^{226}\text{Ra}$ . Prøven ble først veiet etter å ha tørket ved 150° C i fire timer. Den avleste massen i dette tilfellet ble relatert til "tørr prøve". Ekshalasjonsraten fra prøven ble deretter målt etter vanlig prosedyre. Deretter ble prøven dynket i vann, og veiet på nytt slik at fuktighetsinnholdet kunne beregnes. Det ble nå gjort målinger av ekshalasjonsraten gjentatte ganger, og mellom hver gang ble prøven tørket i kort tid og veiet på ny slik at fuktighetsinnholdet i prøven kunne registreres. På denne måten kunne vi finne sammenhengen mellom fuktigheten og ekshalasjonsraten i scaleprøven. Resultatene er ført opp i tabell nr. 5.

Tabell nr. 5: Variasjon i ekshalasjonsrate i scaleprøver med fuktighetsinnhold.

H <sub>2</sub> O-innhold [%]	antall tellinger	ekshalasjonsrate [Bq/h kg]	usikkerhet [%]
0	341	3,5	5,4
3,4	909	9,2	3,3
8	1449	15	2,6
8,9	826	8,4	3,5
10	856	8,7	3,4
14	920	9,4	3,3
25	776	7,9	3,6

Resultatene ovenfor viser at avhengigheten er størst for fuktighetsinnhold under ca 9%. Vi ser også at ekshalasjonsraten varierer med over en faktor 4 for ekstremverdiene.

Dette medfører videre at dersom man skal sammenlikne resultater fra forskjellige prøver, er man nødt til å ha kontroll over fuktighetsinnholdet for å få et likt sammenlikningsgrunnlag. Resultatene fra tabell nr. 5 er vist grafisk i figur nr. 18.



Figur 18 Variasjon i ekshalasjonsrate med fuktighet i LSA-scaleprøve fra IFE.

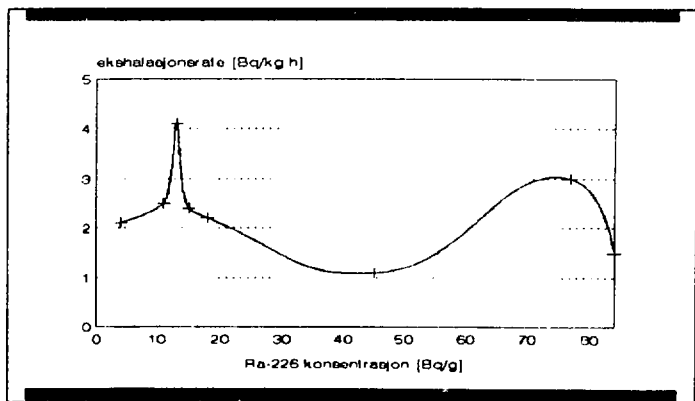
### 3.2.2 Variasjon med radiuminnhold.

Vi har igjen benyttet oss av scaleprøver fra IFE. Vi brukte 8 forskjellige prøver, og alle ble først tørket i varmeovn. Deretter ble de analysert ved HPGe-gammalaboratoriet. Vi gjennomførte så målinger av ekshalasjonsrate for alle prøvene etter vanlig metode. Resultatene er satt opp i tabell nr. 6.

Tabell nr. 6: Variasjon i ekshalasjonsrate med radiuminnhold i scaleprøver.

konsentrasjon av $^{226}\text{Ra}$ [Bq/g]	antall tellinger	ekshalasjonsrate [Bq/h kg]	usikkerhet [%]
11	156	2,5	8
3,9	136	2,1	9
45	87	1,1	11
77	253	3,0	6
84	130	1,5	9
18	134	2,2	9
15	135	2,4	9
13	371	4,1	5

Figur nr. 19 viser et plot av de samhoørende verdiene for radiumkonsentrasjon og ekshalasjonsrate vist i tabellen ovenfor.



Figur 19 Radiumkonsentrasjon og ekshalasjonsrate målt for forskjellige prøver.



Av figuren er det ikke mulig å observere noen sammenheng mellom radonekshalasjonsraten og radiuminnholdet i prøvene. Det må da være andre parametere enn radiuminnholdet som i tillegg påvirker ekshalasjonsraten. Disse kan for eksempel være tettheten av prøvene, eller andre forskjeller i indre struktur som størrelse på partikler og "klumpe" i prøven. Hvordan selve prøven er fordelt i skålen inne i ekshalasjonskammeret, kan også påvirke resultatene.

Vi konkluderer her med at radiuminnholdet alene ikke forteller mye om den forventede ekshalasjonen fra materialet. Selv om man på forhånd har kontroll over både fuktighetsinnhold og radiuminnhold i prøven, er det muligheter for store variasjoner i ekshalasjonsraten.

### 3.3 Personelldosemålinger på plattform.

I forbindelse med et arbeide Statoil gjennomførte i desember 1993, gjorde vi et forsøk der vi ville måle persondosene til de som var involvert i arbeidsoperasjonen. Arbeidet besto i utskifting av en hel produksjonsstreng på Statfjord C plattformen. Dette arbeide omfattet også utboring av scale fra nederste del av brønnen, som var nødvendig før strengen kunne skiftes ut. Operasjonen varte i alt i syv døgn med kontinuerlig arbeid og dette var da fordelt på to skift. Vi brukte TL-dosimetre som ble sendt ut til plattformen ved hjelp av fly (til Bergen) og helikopter (til plattformen).

Vi sendte ut 10 dosimeterbrikker, hvor to av dem var reservert for referansemåling - ekstern bakgrunnstråling under normale forhold. De resterende 8 dosimeterne skulle plasseres på forskjellige personer som deltok i arbeidet med produksjonsstrengen. Det ble talt at brikkene skulle overleveres til avløser ved bytte av arbeidsskift, slik at brikkene var i kontinuerlig bruk. Dosimeterne var under dette forsøket aldri i nærheten av andre radioaktive kilder på plattformen (f.eks. loggekilder eller radiografikilder). De opplysningene vi mottok ved forsøket slutt var imidlertid noe mangelfulle, slik at det var vanskelig å finne ut hvilken arbeidskategori som hadde båret de forskjellige dosimeterne. De resultater som kunne fremskaffes av forsøket er vist i tabell nr. 7.

Alle TLD-krystallene ble individuelt kalibrert etter at målingene og analysene var utført. Usikkerheten blir da dominert av flukt i avlesningsutstyret, som ligger på ca. 1,5% under én analyse. Ved beregning av gjennomsnittsdosen til de to messingskjermede krystallene, blir den totale usikkerheten ca. 1%.

Tabell nr. 7: Eksterndoser til personell under bytte av produksjonsstreng, og utboring av scale ved Statford C plattformen, målt med TLD.

Dosimeter	eksponeringstid	dose [ $\mu\text{Gy}$ ]	usikkerhet [ $\mu\text{Gy}$ ]
referanse 1	168 timer	53,7	$\pm 0,5$
referanse 2	168 timer	54,3	$\pm 0,5$
høyeste dose	168 timer	61,9	$\pm 0,6$
laveste dose	168 timer	53,7	$\pm 0,5$

Av resultatene i tabell nr. 7 kan vi beregne de høyeste og laveste tillegggsdosene for personene involvert i undersøkelsen. Vi regner først ut gjennomsnittet av de to referansemålingene, som blir  $54,0 \mu\text{Gy} \pm 0,4 \mu\text{Gy}$ . Høyeste tillegggsdose blir da  $7,9 \mu\text{Gy} \pm 1 \mu\text{Gy}$ . Den laveste tillegggsdosen ser vi ligger innenfor usikkerheten i målingene, og regnes derfor lik 0 for disse målingene. Da brikkene ble delt mellom to arbeidsskift, blir dosen til enkeltpersoner halvdelen av de beregnede verdiene ovenfor. Følgelig får vi som høyeste gjennomsnittlige tillegggsdose for en enkelt person  $4,0 \mu\text{Gy} \pm 0,5 \mu\text{Gy}$ . Dette gir en gjennomsnittlig doserate på  $48 \text{ nGy/h}$  i tillegg til naturlig bakgrunnstråling.

### 3.4 Variasjoner i LSA-scale med dybde på produksjonsstreng.

Vi vil i det følgende se på variasjon i forskjellige egenskaper ved avleiringene for forskjellige dybder på produksjonsstrengen. Prøvene tok vi fra samme streng som ble skiftet ut da dosemålingene på Statford C ble gjennomført. Denne var nå demontert og lagret ved CCB i Bergen. Ved seks forskjellige dybder ble det tatt prøver, og disse var (ca.) 15m, 60 m, 400m, 1000m, 2000m og 2500m. Avleiringene var tynne, ca 1-2mm, og det ble ikke observert store variasjoner i tykkelsen for de forskjellige dybdene.

Da rørene var stablet sammen i store hauger, var det ikke mulig å måle eksterne doserater fra individuelle rør. Målingene ble påvirket av alle de nærliggende rørene. Vi gjorde likevel noen målinger tett inntil utsiden av rørene med et Automess doseratemeter med gammaprobe 18. Målingene viste at doseraten stort sett varierte i området  $2-3 \mu\text{Gy/h}$ , men enkelte steder kom den opp i over  $12 \mu\text{Gy/h}$ . Dette var tilfellet i den ene enden av røret fra 2500m dybde.

De ovenfor nevnte resultatene er basert på målinger og observasjoner foretatt i felten. Vi vil nå se på variasjonen i egenskaper som krever laboratorianalyser av de innhentede prøvene. De fysiske egenskapene vi har analysert og sett på variasjoner i er: spesifikk aktivitet, korntørrelse og tetthet.

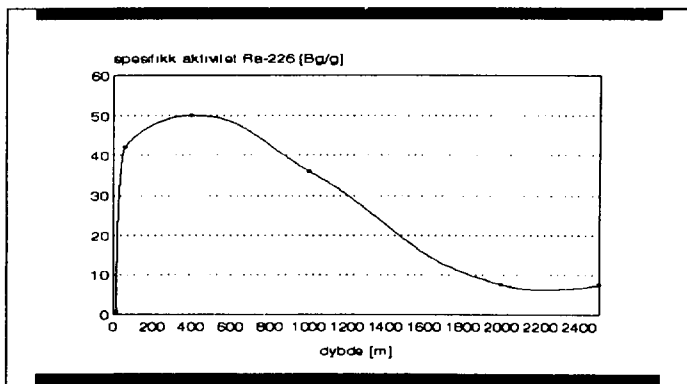
### 3.4.1 Spesifikk aktivitet.

Vi har her gjort analyser av scaleprøver fra produksjonsstrengen fra Statfjord C feltet. Analysene ble foretatt med HPGe detektorsystemet ved Statens strålevern. Resultatene er satt opp i tabell nr. 8.

Tabell nr. 8: Målt variasjon i spesifikk aktivitet av  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$  for forskjellige dybder på produksjonsstreng.

dybde [m]	spesifikk aktivitet $^{226}\text{Ra}$ [Bq/g]	spesifikk aktivitet $^{228}\text{Ra}$ [Bq/g]
15	0,32	0,27
60	42	24
400	50	30
1000	36	23
2000	8,7	4,9
2500	8,7	4,7

Den spesifikke aktiviteten til  $^{228}\text{Ra}$  er beregnet ut ifra aktiviteten av  $^{228}\text{Ac}$ , som antas å være i likevekt med modernuklidene. Aktiviteten for disse to vil da være like, fordi  $^{228}\text{Ra}$  har vesentlig lengre halveringstid (6,7år) enn datterkjernen  $^{228}\text{Ac}$  (6,1h). Tabellverdiene ovenfor er plottet i figur nr. 20.



Figur 20 Variasjon i spesifikk aktivitet med dybde på produksjonsstrengen.

Figuren viser tydelig at trenden i dette tilfellet er at aktiviteten synker med økende dybde på produksjonsstrengen. Dette er stikk motsatt av det man normalt vil forvente for en slik aktivitetfordeling. Resultatene er vanskelig å forklare ut i fra den generelle teorien om dannelse av radioaktiv scale, som er beskrevet i kapittel 1.1.2.

En mulig forklaring er at strømningsparameterne øverst i denne strengen var av en slik art at muligheten for avsetninger var størst her. Årsaken til dette kan være at den innvendige røroverflate i denne delen av strengen var mer ujevn enn vanlig, slik at strømningsprofilen blir mer turbulent. Som kjent (kapittel 1) øker da mulighetene for avsetninger. For en slik situasjon ville man også forvente å finne større mengder avleiringer i øvre del av produksjonsstrengen, men dette klarte vi ikke og observere da feltnålingene ble foretatt ved CCB. Dette kan derfor ikke anvendes som en fullgod forklaring på de resultatene som her er observert, men kan muligens forklare deler av fenomenet.

Som nevnt målte vi eksterne doserater utenfor rørene i området 2-3  $\mu\text{Sv/h}$ . I følge de teoretiske beregningene i kapittel 3.5, skulle en spesifikk aktivitet i scale på 60 Bq/g  $^{226}\text{Ra}$  og en scaletykkelse på 2mm, gi en dose rate på 0,7  $\mu\text{Sv/h}$  tett inntil overflaten av røret. Vi ser at verdiene for aktivitetsnivåene i våre prøver ligger en del lavere enn 60 Bq/g for  $^{226}\text{Ra}$ . Likevel måler vi en vesentlig høyere dose rate enn beregningene skulle tilsi. Vi antar dette skyldes at de nærliggende rørene gir vesentlige bidrar til doseraten.

### 3.4.2 Tetthet.

På utskriften fra analyseprogrammet for HPGe detektorne er det angitt tetthet for prøven. Denne verdien er beregnet ut i fra prøvens vekt og fyllhøyde i analysebeholderet. For disse prøvene var fyllhøyden relativt lav (1-4mm), noe som gjør det vanskelig både å måle høyden nøyaktig, og bestemme hvilken høyde som er den riktige når overflaten er ujevn. Usikkerheten i disse verdiene for tettheten vil derfor være relativt høy, kanskje opp i mot 40-50%. Beregnet tetthet for de seks analyserte prøvene er gitt i tabell nr. 9.

Tabell nr. 9: Variasjon i tetthet for avleiringer fra forskjellige dybder på produksjonsstreng.

dybde [m]	tetthet [g/cm <sup>3</sup> ]	dybde [m]	tetthet [g/cm <sup>3</sup> ]
15	1,9	1000	1,9
60	1,9	2000	1,8
400	1,4	2500	2,2

Verdiene i tabellen viser ingen store tetthetsvariasjoner, og de viser heller ingen trend for økende eller minkende dybde. Vi vil i dette tilfellet slutte at variasjonene ikke er store nok til å kunne verifisere at tettheten til avleiringene påvirkes av avsetningsdybden. Muligheten for trendvariasjoner i disse prøvene er likevel til stede, på grunn av den store usikkerheten.

### 3.4.3 Kornstørrelse

Vi anvendte utstyret beskrevet i kapittel 3.6.1 til å se på variasjoner i kornstørrelser for prøver fra forskjellige steder på denne produksjonsstrengen. For alle de seks forskjellige prøvene var det stor innbyrdes variasjon i partikkelstørrelse, men det var ikke mulig å konstatere noen variasjon i midlere kornstørrelse med avsetningsdybde. Det var heller ikke mulig å observere noen sammenheng mellom minste partikkelstørrelse og dybden prøven var hentet fra.

### 3.4.4 Likevektsbetraktninger

I kapittel 3.2 presenteres resultater fra målinger av radonekshalasjon fra prøver. Tabell nr. 5 gir verdier for ekshalasjonsraten fra en prøve ved forskjellig fuktighetsinnhold med et gjennomsnitt på ca. 9 Bq/kg h. Spesifikt aktivitetsinnhold av  $^{226}\text{Ra}$  i denne prøven var 10 Bq/g, og vi kan ut i fra dette beregne hvor mye radongass som teoretisk frigjøres i prøven pr. tid;

Decaykonstanten ( $\lambda$ ) for  $^{222}\text{Rn}$  er  $0,18 \text{ dager}^{-1} (2,1 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1})$ . Dette gir en midlere levetid ( $\tau$ ) for radonkjerner på  $1/\lambda = 475200$  sekunder. I ett gram av en prøve med 10 Bq/g  $^{226}\text{Ra}$  vil det dannes 10 radonkjerner pr sekund, eller  $3,6 \cdot 10^7$  kjerner pr. time i en kg av prøven. Vi har da  $3,6 \cdot 10^7$  kjerner med en gjennomsnittlig levetid på 475200 sekunder, noe som i gjennomsnitt gir  $3,6 \cdot 10^7 / 475200 = 76$  desintegrasjoner pr. sekund = 76 Bq. Dette betyr at dersom all radongass unnslipp fra prøven ville den spesifikke ekshalasjonsraten være 76 Bq/kg h. Vi kan av dette slutte at i overkant av 10% av radongassen som dannes i denne prøven unnslipper, mens resten vil forbli inne i prøven til den desintegrerer til  $^{218}\text{Po}$ . Det vil da være god mulighet for at likevekt skal kunne inntre mellom  $^{226}\text{Ra}$  og datterproduktene, uten at migrasjon av radongass vil influere i særlig stor grad.

Ekshalasjonsmålingene i kapittel 3.2 er gjort under geometriske forhold som gir gode muligheter for unnslipping av radongass fra prøven. Under gamma-analyser av LSA-scale, plasseres prøven i en lukket, sylinderformet boks. Ved lagring av LSA-scale er materialet også oppbevart og tettpakket i en lukket beholder. Under disse forholdene er sannsynligheten for unnslipping av radongass til omgivelsene langt mindre enn det som var tilfellet under forsøkene i kapittel 3.2. Dette betyr videre at 10% unnslipping av radon kan betraktes som et "worst case" resultat og at verdien ofte vil være langt lavere.

### 3.5 Dosimetrisk beregning

#### 3.5.1 Generell sammenheng dose/aktivitet:

Hvis aktiviteten til en kilde er kjent, og man kjenner hvilken nuklide som sender ut strålingen, er det mulig å beregne doseraten fra gamma-utsendelser, i et vilkårlig punkt. Da gjelder følgende matematiske sammenheng:

$$\text{kermarate} = \frac{\partial K}{\partial t} = \Gamma \frac{A}{d^2} \quad (9)$$

Her er A aktiviteten, og d er avstanden fra det punktet der doseraten skal beregnes, til strålekilden. Denne kilden må her betraktes som en punktkilde.  $\Gamma$  er en konstant, og er gitt i tabellverk for forskjellige nuklider. Vi har her brukt verdier gitt i NCRP publikasjon nr. 41. Det er imidlertid ofte kilden ikke kan betraktes som en punktkilde. Da må man finne en funksjon som beskriver avstanden til et vilkårlig punkt på kilden, og integrere doseraten over det aktuelle areal eller volum som kilden utspenner. Man kan på denne måten finne doseraten i et punkt fra en hvilken som helst kilde, så lenge man kan sette opp en integrerbar avstandsfunksjon. I det følgende gjøres noen slike beregninger på forskjellige geometrier, som alle simulerer et produksjonsrør med LSA-scale på innsiden.

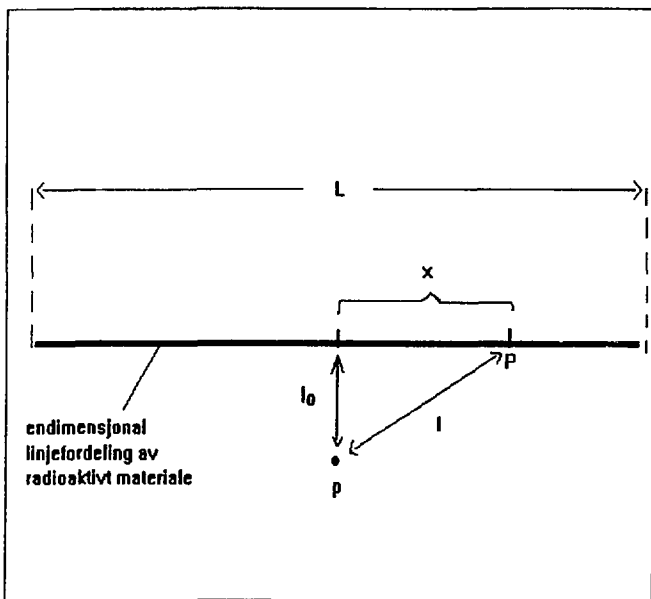
#### 3.5.2 Beregninger i én dimensjon:

Dette er en meget grov beregning som kun tar hensyn til rørets lengde. Vi betrakter da røret som et linjeelement med konstant aktivitet per lengdeenhet. Man kan ved en enkel geometrisk betraktning (se figur 21) komme frem til at avstanden til et vilkårlig punkt på denne linjen er gitt ved følgende uttrykk:

$$l^2(x) = l_0^2 + x^2 \quad (10)$$

Dette uttrykket for avstanden settes deretter inn i likning (9), uttrykket for kermaraten. Vi kan da sette opp et uttrykk for den totale doseraten ved å integrere over hele rørlengden:

$$\frac{\partial K}{\partial t} = \Gamma A_{\text{linje}} \int_{-l/2}^{l/2} \frac{dx}{l_0^2 + x^2} \quad (11)$$



Figur 21 Geometrisk betraktning for endimensjonale beregning

$A_{\text{lengde}}$  tilsvarer aktivitet i avleiringene per lengdeenhet av røret og er gitt ved:

$$A_{\text{lengde}} = A_{\text{spesifikk}} D_{\text{scale}} \frac{V_{\text{scale}}}{\text{lengde}} = A_{\text{spesifikk}} D_{\text{scale}} \pi (2rT - T^2) \quad (12)$$

,der A er aktivitet, D er tetthet, r er rørradius og T er tykkelsen på avleiringene. Vi ser at aktiviteten per lengde er linjært avhengig av tettheten på avleiringene, noe som igjen gir at dosraten er en linjærfunksjon av tettheten.

Integralet i likning (11) er kjent, og er gitt på generell form ved:

$$\int \frac{1}{a^2+x^2} dx = \frac{1}{a} (\arctan \frac{x}{a}) \quad (13)$$

Likning (11) kan da integreres opp og skrives:

$$\frac{\partial K}{\partial t} = \Gamma A_{\text{kernde}} \left[ \frac{1}{l_0} \arctan \frac{x}{l_0 - \mu z} \right] \quad (14)$$

Ved å sette inn for grenseverdiene i likning (14) får vi følgende:

$$\frac{\partial K}{\partial t} = \frac{2\Gamma A_{\text{kernde}}}{l_0} (\arctan \frac{L}{2l_0}) \quad (15)$$

Vi vet at L vanligvis er ca 12m, mens  $l_0$  er ca 1cm. Det gir  $L/2l_0 \sim 500$ , og  $\arctan(500) \sim \pi/2$ . Ved å bruke disse tilnærmingene kan likning (15) skrives:

$$\frac{\partial K}{\partial t} = \Gamma A_{\text{kernde}} \frac{\pi}{l_0} = \frac{\Gamma A_{\text{spesifikk}} D_{\text{scale}} \pi^2 (2rT - T^2)}{l_0} \quad (16)$$

Likning (16) gir da kermeraten i et punkt med avstand  $l_0$  fra nærmeste punkt på avleiringen. Vi ser at ved denne geometrien varierer kermeraten *linjært* med avstanden fra kilden og *ikke* med kvadratet av avstanden, som for en punktkilde. Når beregninger skal gjøres ved å bruke likning (16), støter man på et problem; hva skal man sette som avstanden  $l_0$ ? Det kan virke naturlig å regne at all scale er samlet i midten av røret, slik at  $l_0$  da blir lik ytre radius av produksjonsrøret for beregning av doseraten i et punkt på røroverflaten. Dette er imidlertid en dårlig tilnærming. Doseraten fra en punktkilde er som kjent avhengig av kvadratet av avstanden, slik at bidraget fra den halvdelen av røret som er nærmest vil være mye større enn bidraget fra den andre halvdelen. Vi setter derfor avstanden  $l_0$  lik halvparten av ytre radius for røret, og bruke det som en foreløpig tilnærming. Før vi gjør nærmere beregninger av doserater vil vi se på absorpsjonen av gammastråling i veggen av produksjonsrør.



### 3.5.3 Absorpsjon i rørvegg

Absorpsjon av gammastråling i et medium er gitt ved en generell formel;

$$A_{\text{absorpsjon}} = 1 - e^{-\mu x} \quad (17)$$

der  $\mu$  er en konstant avhengig av  $\gamma$ -energien og av hvilket medium som absorberer strålingen. Variabelen  $x$  er gangveien fotonene har gjennom absorbatoren. Vi nøyer oss her med en tilnærming; vi regner at all gammastråling kommer fra  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$ , begge i likevekt med datterproduktene. Disse seriene er vanligvis årsak til det viktigste bidraget fra gammastråling i I.SA-scale, slik at denne forenklingen gir et godt bilde av absorpsjonen i produksjonsrør. De andre radionuklidene som vanligvis opptrer i scale, har gammakonstanter som er mindre enn 10% av verdiene for  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$  seriene. Når disse nuklidene i tillegg har en midlere aktivitet mindre enn 10% av aktiviteten for nuklidene i de to seriene, kan vi neglisjere dosebidragene fra disse.

$^{226}\text{Ra}$  har tre døtre som gir et betydelig bidrag til gammadoser. Disse er  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  og  $^{214}\text{Bi}$ . Både  $^{214}\text{Pb}$  og  $^{214}\text{Bi}$  sender ut gammastråling med en mengde forskjellige energier. Vi gjør en forenkling og ser kun på de hyppigste overgangene (intensitet > 1%), og regner i tillegg med at serien er i likevekt. De samme antagelsene har vi gjort for  $^{228}\text{Ra}$ , som har følgende døtre der gammastrålingen er av betydning;  $^{228}\text{Ac}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{212}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Bi}$ ,  $^{212}\text{Po}$  og  $^{208}\text{Tl}$ . Videre har vi regnet at produksjonsrørene består av jern, da vi har tilgjengelige tabellverdier for dette grunnstoffet. Disse rørene er i umidlertid laget av stål, men absorpsjonen burde ikke variere mye for disse to mediene. For å beregne total absorpsjon av gammastråling fra disse seriene, må vi se på forholdet mellom total intensitet før absorpsjon ( $\Sigma I_0$ ), og total intensitet etter absorpsjon ( $\Sigma I$ ). Uttrykket for total absorpsjon kan da uttrykkes:

$$A_{\text{total}} = 1 - \frac{\Sigma I}{\Sigma I_0} = 1 - \frac{I_1 + I_2 + I_3 + \dots}{I_{01} + I_{02} + I_{03} + \dots} \quad (18)$$

Der  $I_1$ ,  $I_2$  og  $I_0$ ,  $I_{0,2}$  osv. er intensitetene (f.eks. gitt i %) til de forskjellige gammalinjene, henholdsvis etter og før absorpsjon i mediet. Ved å bruke verdiene i tabell 10, kan totalabsorpsjonen for gammastrålingen fra  $^{226}\text{Ra}$  og datterproduktene beregnes. Disse verdiene gir følgende resultater:

$$\Sigma I_0 = 149\%, \Sigma I = 69.1\% \rightarrow A_{\text{Ra-226}} = 1 - \frac{69.1}{149} = 54\% \quad (19)$$

Tabell nr. 10: Nødvendige data for beregning av totalabsorpsjon av gammastråling fra  $^{226}\text{Ra}$  serien i produksjonsrør. Data i kolonne 1 er hentet fra ICRP 27. Data i kolonne 2 er hentet fra J.H. Hubbel 1982. Kolonne 3 og 4 gir beregnede verdier fra data gitt i kolonne 1 og 2.

Nuklide	$\gamma$ -energi [MeV] ( $I_0$ [%])	$\mu_{\text{mas}}$ [ $\text{m}^{-1}$ ]	transmisjon % ( $x=1.15\text{cm}$ )	I [%]
$^{226}\text{Ra}$	0.186 (4.0)	115	27	1.08
$^{210}\text{Pb}$	0.047 (4.0)	1550	~ 0	0
$^{214}\text{Pb}$	0.053 (1.0)	1500	~ 0	0
	0.242 (4.0)	95	33	1.30
	0.295 (19)	85	38	7.21
	0.352 (36)	80	40	14.4
$^{214}\text{Bi}$	0.609 (47)	60	50	23.5
	1.100 (17)	45	60	10.2
	1.800 (17)	35	67	11.4

Vi vil gjøre tilsvarende beregning for nuklidene i  $^{228}\text{Ra}$  serien. Vi har på samme måte som for  $^{226}\text{Ra}$  satt opp de nødvendige data i tabell nr. 11. Ved å bruke disse verdiene får vi følgende resultater:

$$\Sigma I_0 = 351,4\% \quad \Sigma I = 188,4\% \quad - A_{\text{Ra-228}} = 1 - \frac{188,4}{351,4} = 46\% \quad (20)$$

Vi anvender så likning (16) for å finne doseraten på utsiden av et produksjonsrør, og setter inn følgende verdier; ytre rørdiameter  $2r$  lik  $7''$  (18,2 cm) og rørtykkelse lik 1,15 cm. Hvis vi regner en scaletykkelse på 1 cm, aktivitet lik 60 Bq/g  $^{226}\text{Ra}$  og tetthet lik 1,5 g/cm<sup>3</sup>, blir doseraten fra  $^{226}\text{Ra}$  i et punkt på rørets ytre overflate lik 7,0  $\mu\text{Gy/h}$ . Ved å bruke den beregnede absorpsjonen ovenfor (54%), gir dette en doserate på 3,2  $\mu\text{Gy/h}$ . Vi har da satt  $\Gamma = 2,4 \cdot 10^{-3} \mu\text{Gy} \cdot \text{cm}^2/\text{Bq} \cdot \text{h}$  (NCRP 41), som gjelder dose i luft for  $^{226}\text{Ra}$  i likevekt med datterproduktene.

Hvis vi regner at aktiviteten av  $^{228}\text{Ra}$  er en tredjedel av aktiviteten av  $^{226}\text{Ra}$ , gir det 20 Bq/g av  $^{228}\text{Ra}$ . Vi anvender gammakonstanten for  $^{228}\text{Ra}$  i likevekt med datterprodukter,  $\Gamma = 4,1 \cdot 10^{-3} \mu\text{Gy} \cdot \text{cm}^2/\text{Bq} \cdot \text{h}$  (NCRP 41), og finner at doseraten fra denne serien er lik 4,5  $\mu\text{Gy/h}$ . Vi bruker den tidligere beregnede absorpsjonen (46%), og finner at doseraten fra  $^{228}\text{Ra}$  serien på røroverflaten blir 2,4  $\mu\text{Gy/h}$ . For å finne total doserate fra begge disse seriene kan vi summere de ovenfor beregnede verdiene. For scale med 60 Bq/g  $^{226}\text{Ra}$  og 20 Bq/g  $^{228}\text{Ra}$ , der begge seriene antas å være i likevekt, vil doseraten i dette tilfellet være 5,6  $\mu\text{Gy/h}$  på røroverflaten. Vi har her sett bort fra selvabsorpsjon i selve avleiringene, men antar den er neglisjerbar på grunn av at scale har lav tetthet (ca. 1-2g/cm<sup>3</sup>), og at tykkelsen på avleiringene ofte er liten (< 1cm).

Tabell nr. 11: Nødvendige data for beregning av totalabsorpsjon av gammastråling fra  $^{228}\text{Ra}$  serien i produksjonsrør. Data i kolonne 1 er hentet fra ICRP 27. Data i kolonne 2 er hentet fra I.H. Hubbel 1982. Kolonne 3 og 4 gir beregnede verdier fra data gitt i kolonne 1 og 2.

Nuklide	$\gamma$ -energi [MeV] ( $I_0$ [%])	$\mu_{\text{en}}$ [ $\text{m}^{-1}$ ]	transmisjon % ( $x = 1.15\text{cm}$ )	I [%]
$^{228}\text{Ac}$	0,340 (15)	87	37	5,55
	0,908 (25)	47	58	14,5
	0,960 (20)	47	58	11,6
$^{224}\text{Ra}$	0,241 (3,7)	115	27	0,10
$^{212}\text{Pb}$	0,239 (47)	115	27	12,7
	0,300 (3,2)	87	37	1,18
$^{212}\text{Bi}$	0,040 (2,0)	3000	~ 0	0
	0,727 (7,0)	53	54	3,78
	0,785 (1,1)	53	54	0,59
	1,620 (1,8)	39	64	1,15
$^{212}\text{Po}$	0,570 (2,0)	60	50	1,00
	2,610 (2,6)	26	74	1,92
$^{208}\text{Tl}$	0,511 (23)	66	47	10,8
	0,583 (86)	61	50	43,0
	0,860 (12)	53	54	6,48
	2,614 (100)	26	74	74,0

### 3.5.4 Beregninger i to dimensjoner:

Beregningen er her utvidet med én dimensjon, dvs at vi her tar hensyn til at avleiringene er fordelt på indre overflate av rørene. Vi innfører en vinkel  $\alpha$  som angir posisjon på overflaten (se figur nr. 22). Ved å bruke likning (9) kan vi da sette opp et uttrykk som beskriver total doserate, i et vilkårlig punkt, fra denne fordelingen av scale.

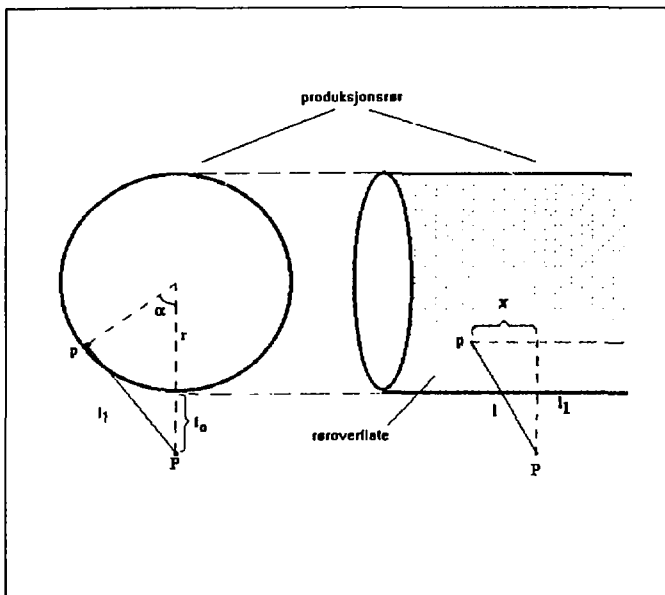
$$\frac{\partial K}{\partial t} = \Gamma \frac{A}{d^2} = A_{\text{total}} \Gamma \int_{-l/2}^{l/2} \int_0^{2\pi} \frac{\partial \alpha}{l^2(\alpha, x)} dx \quad (21)$$

Her er  $A_{\text{total}}$  = aktivitet per flate, og er gitt ved  $A_{\text{total}}/\text{total-vinkel} = A_{\text{total}}/2\pi$ ,  $d$  = avstanden fra kilden og  $\Gamma$  = en konstant. Vi har så satt inn  $l$  for  $d$ , der  $l$  er en funksjon av  $\alpha$  og  $x$  og beskriver avstanden fra et punkt på rørets overflate til et vilkårlig punkt på innsiden. Ved hjelp av noen geometriske betraktninger (se figur 22) finner vi at  $l$  kan uttrykkes som følger:

$$l^2(\alpha, x) = l_0^2 + (1 - \cos \alpha)(2rl_0 + 2r^2) + x^2 \quad (22)$$

For nærmere begrunnelse av likning (22) og for spesifikasjoner av de forskjellige variablene viser vi til figur. Dette uttrykket kan nå settes inn for  $l(\alpha, x)$  i likning (9), og det gir følgende uttrykk:

$$\frac{\partial k}{\partial t} = A_{\text{areal}} \Gamma \int_0^{2\pi} \int_0^{\pi/2} \frac{\partial \alpha \partial x}{l^2 + (1 - \cos \alpha)(2rl_0 + 2r^2) + x^2} \quad (23)$$



Figur 22 Geometrisk betraktning for todimensjonal beregning

Ved å bruke den generelle formelen gitt i likning (13), kan dette integralet løses med hensyn på variabelen  $x$ . Likning (23) kan da skrives:

$$\frac{\partial K}{\partial t} = \Gamma A_{\text{areal}} \int_0^{2\pi} \frac{1}{\sqrt{l_0^2 + (1 - \cos \alpha)(2rl_0 + 2r^2)}} \left[ \arctan \frac{x}{(\sqrt{l_0^2 + (1 - \cos \alpha)(2rl_0 + 2r^2)})^{1/2}} \right] \partial \alpha \quad (24)$$

Ved å sette inn grenseverdiene for  $x$  blir dette:

$$\frac{\partial K}{\partial t} = 2\Gamma A_{\text{areal}} \int_0^{2\pi} \frac{1}{\sqrt{l_0^2 + (1 - \cos \alpha)(2rl_0 + 2r^2)}} \left( \arctan \frac{L}{2\sqrt{l_0^2 + (1 - \cos \alpha)(2rl_0 + 2r^2)}} \right) \partial \alpha \quad (25)$$

For å løse integralet i likning (25), må vi gjøre en forenkling. Dersom argumentet til  $\arctan$  er stort nok kan denne faktoren erstattes med  $\pi/2$  ( $\arctan [\infty] = \pi/2$ ). For at denne tilnærmingen skal gi mindre enn 10% feil, må argumentet til  $\arctan$  være større enn ca. 6. Det tilsvarer en rørlengde på litt over  $2m$ . Ved en rørlengde på  $12m$  gir denne tilnærmingen et avvik på ca 1%. Vi vil derfor bruke denne tilnærmingen så lenge rørlengden er over ca.  $2m$ . Produksjonsrør i bruk på norsk sokkel har vanligvis en lengde på ca.  $12m$ . Tilnærmingen blir derfor meget god. Likning (25) kan dermed skrives:

$$\frac{\partial K}{\partial t} = \pi A_{\text{areal}} \Gamma \int_0^{2\pi} \frac{\partial \alpha}{\sqrt{l_0^2 + (1 - \cos \alpha)(2rl_0 + 2r^2)}} \quad (26)$$

Dette integralet er løst numerisk ved hjelp av matematikk-programmet "Mathematica" (Wolfram, 1990). Resultater for noen utvalgte verdier av  $r$  og  $l_0$  er vist i tabell nr. 11. Disse verdiene for doseraten er beregnet for et punkt på rørets overflate. Vi har tatt hensyn til absorpsjon i rørveggene, og brukt resultatet av beregningene for absorpsjon som ble utført tidligere.

Tabell nr. 11: Beregnede verdier for doseraten, med absorpsjon, inntil overflaten av et scalebelagt rør ved forskjellige dimensjoner. Spesifikk aktivitet for avleiringene er satt lik 60 Bq/g for aktiviteten av  $^{226}\text{Ra}$  og 20 Bq/g for aktiviteten av  $^{228}\text{Ra}$ , begge med datterprodukter. Tykkelsen på avleiringene er satt til 1 cm og tettheten til 1.5 g/cm<sup>3</sup>. De uthevede verdiene er de vanlige dimensjonene på borestrengene i Norge.

	ytre rørdiameter = 5 1/2 "	ytre rørdiameter = 7 "	ytre rørdiameter = 7 1/2 "
rørtykkelse: 0.5cm (A = 28% og 22%)	6,7 $\mu\text{Gy/h}$	7,3 $\mu\text{Gy/h}$	7,5 $\mu\text{Gy/h}$
rørtykkelse: 1.0cm (A = 50 % og 43%)	3,9 $\mu\text{Gy/h}$	4,4 $\mu\text{Gy/h}$	4,5 $\mu\text{Gy/h}$
rørtykk.: 1.15cm (A = 54% og 46%)	3,5 $\mu\text{Gy/h}$	<b>3,9 <math>\mu\text{Gy/h}</math></b>	4,0 $\mu\text{Gy/h}$

Vi ser at doserateverdien for tilsvarende rørdimensjoner i den én-dimensjonale beregningen (5,6  $\mu\text{Gy/h}$ ), ligger en del over verdien i tabellen ovenfor (3,9  $\mu\text{Gy/h}$ ). Dette tyder på at den én-dimensjonale aproksimasjonen ikke er god nok for den geometriske situasjonen vi her betrakter. Vi vil nå forsøke å gjøre en romgeometrisk (tre-dimensjonal) betraktning av det hele og drøfte denne i forhold til de foregående beregningene.

### 3.5.5 Beregning i tre dimensjoner:

Vi vil så forsøke å gjøre tilsvarende beregning som ovenfor, men nå også med tykkelsen på avleiringene som en integrasjonsvariabel. Ved å bruke geometrien angitt i figur nr. 23 finner vi følgende uttrykk for avstanden til et vilkårlig punkt inne i avleiringen som funksjon av tverrsnittvinkelen ( $\alpha$ ), rørlengden ( $x$ ) og scale-tykkelsen ( $T$ ):

$$l^2(x, \alpha, T) = l_0(l_0 + 2r) + 2(r - T)(r - (r + l_0)\cos\alpha) + T^2 + x^2 \quad (27)$$

Uttrykket for den totale doseraten i et punkt kan da skrives:

$$\frac{\partial K}{\partial t} = \Gamma A_{\text{volum}} \int_0^{T/2} \int_0^{T/2} \int_0^{l_2} \frac{\partial x \partial \alpha \partial T}{l^2(x, \alpha, T)} \quad (28)$$



$$\frac{\partial K}{\partial t} = \pi \Gamma A_{\text{volum}} \int_0^{2\pi} \int_0^T \frac{\partial T \partial \alpha}{\sqrt{l_0(l_0 + 2r) + 2(r-T)(r - (r+l_0)\cos\alpha) + T^2}} \quad (30)$$

Dette integralet har heller ingen kjent symbolsk løsning, slik at vi også her må bruke "Mathematica" for å finne frem til numeriske løsninger. Resultatene fra disse beregningene for forskjellige avleiringstykkelser er ført opp i tabell nr. 12.

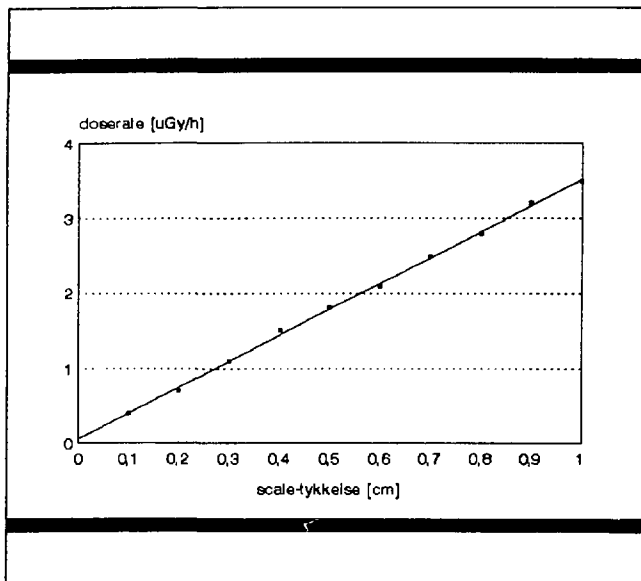
Tabell nr. 12: Beregnede doserater tett inntil utsiden av et rør belagt med LSA-scale, ved forskjellige tykkelser på avleiringene. Vi har anvendt standardverdiene for rørtykkelse og radius ( $t=1,15$  cm og  $r=7^*$ ). Vi har anvendt samme aktivitetsnivåer, tetthet og absorpsjon som i tabell nr. 11.

tykkelse [cm]	doserate [ $\mu\text{Gy/h}$ ]	tykkelse [cm]	doserate [ $\mu\text{Gy/h}$ ]
0,01	0,04	0,6	2,1
0,1	0,4	0,7	2,5
0,2	0,7	0,8	2,8
0,3	1,1	0,9	3,2
0,4	1,5	1,0	3,5
0,5	1,8	5,0	15,4

Vi ser at verdien for  $t=1,0$  cm ( $3,5 \mu\text{Gy/h}$ ) stemmer godt overens med den tilsvarende verdien i tabell nr. 11 som er  $3,9 \mu\text{Gy/h}$ . Som forventet er verdien fra den todimensjonale beregningen noe høyere enn for den tredimensjonale, fordi der regnes at all scale er avsatt på røroverflaten. Gjennomsnittsavstanden fra avleiringen til et utvendig punkt blir da kortere enn om man innfører tykkelsen som en integrasjonsvariabel, og følgelig vil den beregnede doseraten bli noe høyere.

Da vi ikke har klart å finne noen symbolsk løsning for integralet i likning (30), har vi heller ikke funnet frem til funksjonssammenhengen mellom doseraten og tykkelsen på avleiringene. Vi kan likevel se av resultatene i tabell nr. 12, at det er en tilnærmet linjær sammenheng. Dette er vist grafisk i figur nr. 24.





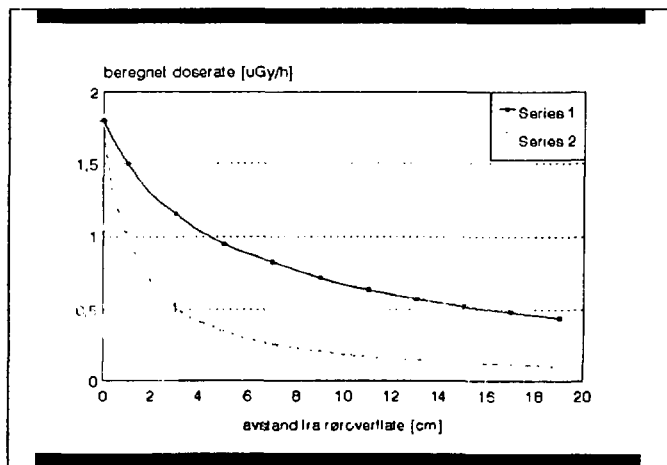
**Figur 24** Variasjon med avleiringsstykkelse av beregnet doserate fra produksjonsrør.

Tidligere i dette kapitlet viste vi at for den én-dimensjonale modellen, varierte doseraten linjært med avstanden fra røroverflaten. Vi vil nå teste hvordan denne sammenhengen er for den tredimensjonale modellen. Vi gjør da en rekke forskjellige numeriske beregninger av likning (30), for forskjellige verdier av  $l_0$ . Vi har satt scaletykkelsen lik 0,5 cm, og de andre parameterene lik verdiene anvendt for beregning av doseratene i tabell nr. 11. Resultatene er ført opp i tabell nr. 13.

Tabell nr. 13: Variasjon i doserate med avstand fra røroverflate, tredimensjonal modell.

avstand fra røroverflate [cm]	doserate [ $\mu\text{Gy/h}$ ]	avstand fra røroverflate [cm]	doserate [ $\mu\text{Gy/h}$ ]
0	1,80	19	0,44
1	1,50	50	0,21
3	1,16	100	0,11
5	0,95	200	0,058
7	0,82	300	0,038
9	0,71	400	0,030
11	0,63	500	0,024
13	0,57	600	0,020
15	0,52	800	0,015
17	0,48	1000	0,012

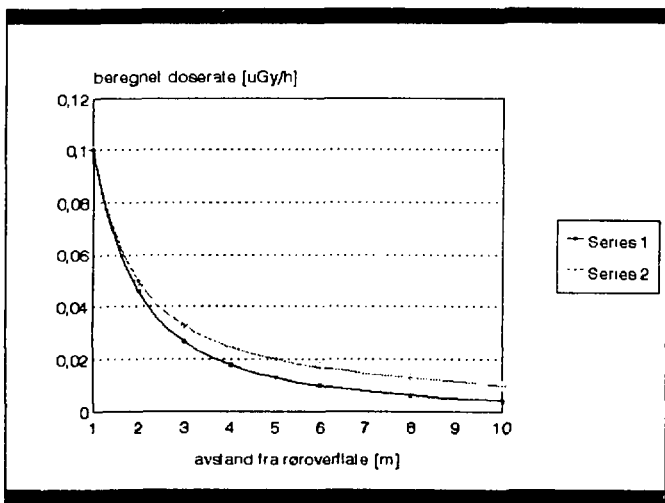
Vi plottet verdiene for 0-20 cm, og sammenliknet denne kurven med grafen for  $1/x$ . Dette er vist i figur nr. 25.



Figur 25 Variasjon i doserate med avstand fra produksjonsrørets overflate (3D-modell). Serie 1 er beregnede verdier, og serie 2 er grafen for  $1/x$ .

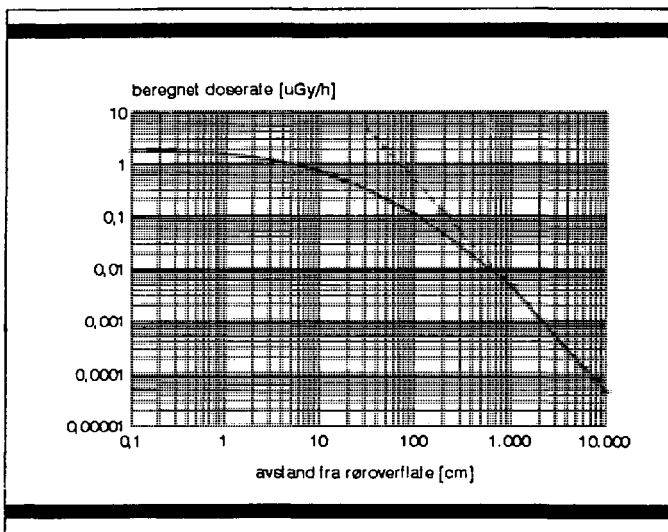
Vi ser av figur nr. 25 at for dette avstandsområdet, er variasjonen i doseraten ikke avtagende med avstanden i første potens, slik det ble utledet av den endimensjonale beregningsmodellen. Figuren viser også at avhengigheten er vesentlig svakere enn om den hadde fulgt en linjær avtagelse med avstanden. Vi kan da slutte at den endimensjonale modellen ikke kan anvendes for å finne funksjonssammenhenger for verdier som ligger i dette avstandsområdet fra røroverflaten.

Vi vil nå gjøre tilsvarende sammenlikninger som ovenfor, men nå for lengre avstander fra røroverflaten. Vi får da imidlertid problemer med aproksimasjonen som ble gjort tidligere, der vi antok at avstanden fra overflaten på avleiringen til det punktet der doseraten skulle beregnes var vesentlig større enn rørlengden. Vi har derfor i det følgende integrert numerisk over alle tre integrasjonsvariable ( $L=12\text{m}$ ), ved å anvende likning (30). Resultatene er plottet i figur nr 26.



Figur 26 Avstandsavhengighet av doserate, integrert numerisk over  $t$ ,  $\alpha$  og  $L$ . Serie 2 er grafen for  $1/x$ .

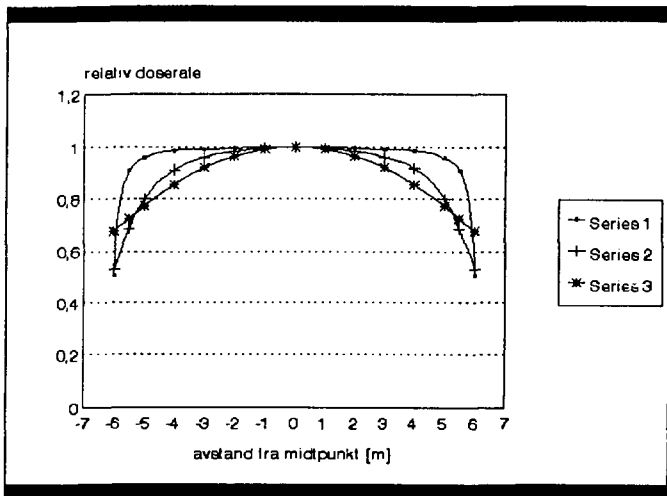
Vi ser at for korte avstander er kurven tilnærmet lik  $1/x$ . Deretter viser det seg at doseraten avtar raskere enn  $1/x$ . Sett i sammenheng med forrige figur, kan vi da slutte at doserats variasjon med avstanden fra rørvæggen, blir sterkere når avstanden øker. Vi vil se nærmere på dette ved å betrakte variasjonene fra 0,1cm til 100m, i et logaritmisk skjema.



Figur 27 Dobbellogaritmisk plot av doseratevariasjoner med avstand (numerisk tredimensjonal integrasjon). Serie 2 er grafen for  $1/x^2$ .

Figur nr. 27 viser tydelig hvordan avstandsfunksjonen varierer for forskjellige verdier for avstanden. Doserateen varierer forholdsvis lite fra 0-1m, og konvergerer mot en  $1/x^2$  avhengighet når avstanden overstiger ca 20-30m. Dette er et naturlig resultat, fordi produksjonsrøret etterhvert kan betraktes geometrisk som en punktkilde når avstanden blir stor i forhold til rørlengden. Som kjent er avstandsavhengigheten for en punktkilde en funksjon av  $1/x^2$ , der x er avstanden til kilden.

I den foregående diskusjonen av avstandsavhengighet, har vi hele tiden forutsatt at doserateen betraktes ved midten av rørlengden. Doserateen vil naturligvis variere med posisjonen i forhold til rørets lengderetning. Vi har sett nærmere på dette ved å foreta noen numeriske beregninger basert på likning (20), for forskjellige posisjoner på røroverflaten. Dette er vist i figur nr. 28.



Figur 28 Beregnet variasjon i doserate med posisjon i forhold til rørlengde (her satt til 12m), ved forskjellige avstander fra røroverflate. Serie 1 er for avstand 10cm, serie 2 for 1m og serie 3 for 5m.

Vi ser tydelig av figuren at variasjonen i doseraten avtar når avstanden fra røret øker. Vi ser også at den avtar mest i endepunktene når avstanden er kortest (50,7% av maksimalverdi for avst. = 10cm og 67,7% for avst. = 5m). De geometrier vi i disse beregningene bygger på, er bare gyldige for posisjoner innefor rørets egen lengde. Dersom rørlengden, som i dette tilfellet, er satt til 12m kan vi derfor bare betrakte variasjoner innefor  $\pm 6m$ .

### 3.6 Interdoser fra LSA-scale.

Vi vil i det følgende se nærmere på inntak og inhalasjon av LSA-scale, og gjøre noen beregninger de for interdosene som dette kan gi. Som tidligere nevnt fremgår det av våre analyser at isotoper fra  $^{226}\text{Ra}$ -serien og fra  $^{228}\text{Ra}$ -serien har de høyeste spesifikke konsentrasjonene i LSA-scale. De resterende isotopene som ofte finnes i avleiringene kan neglisjeres da disse har meget lav radiotoksitet i forhold til  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$ , som er klassifisert som "very high radiotoxicity" (klasse 1).

#### 3.6.1 Inhalasjon.

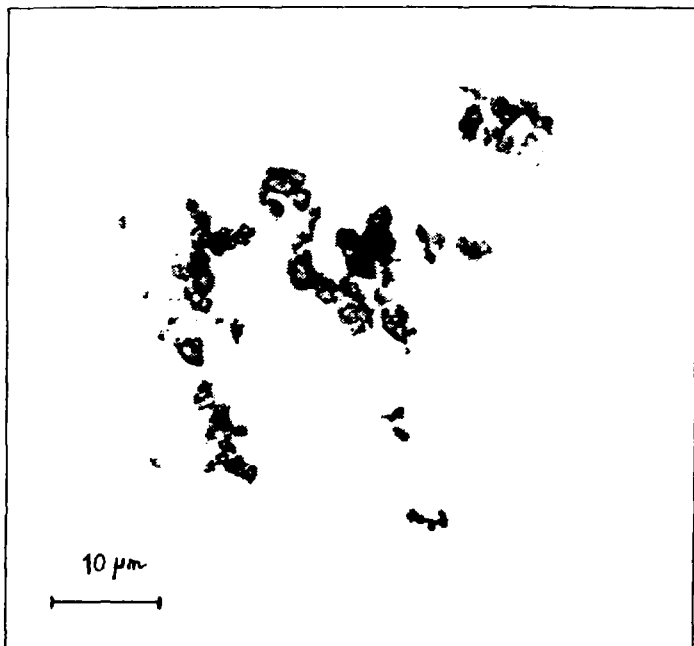
Vi vil først diskutere dosene som inhalasjon av LSA-scale kan gi, på bakgrunn av tabellerte verdier fra internasjonale publikasjoner. I ICRP 30 oppgir man en biologisk halveringstid i lungene på 180 dager for radiumsulfat ( $\text{RaSO}_4$ ), og det er som kjent i denne kjemiske formen radium er tilstede i LSA-scale. På bakgrunn av dette gir ICRP følgende verdier for Annual Limits of Intake, ALI og Derived Air Concentration, DAC :

Tabell nr. 14: Metabolske data for  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$ , forutsatt partikkelstørrelse  $1\mu\text{m}$  (ICRP 61).

nuklide	ALI [Bq]	DAC [Bq/m <sup>3</sup> ]	mSv/Bq
$^{226}\text{Ra}$	$9 \times 10^3$	5	$2,2 \times 10^{-3}$
$^{228}\text{Ra}$	$2 \times 10^4$	10	$1,1 \times 10^{-3}$

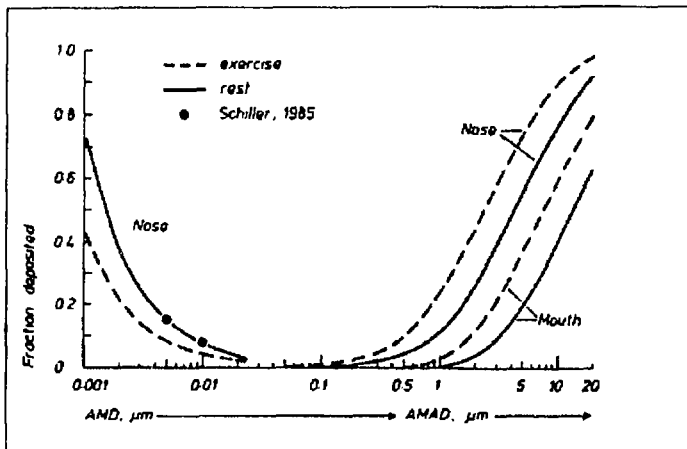
Tabellverdiene ovenfor kan anvendes til å beregne maksimal konsentrasjon av forstøvet scale i luft. Hvis vi antar at avleiringene inneholder 25 Bq/g  $^{226}\text{Ra}$  og 8 Bq/g  $^{228}\text{Ra}$ , får vi maksimal forstøvning av LSA-scale tilnærmet lik 0,12 gram/m<sup>3</sup>. Vi kan også beregne verdier for dose pr. mengde innåndet støv. Det gir 0,064 mSv/g dersom vi forutsetter tilsvarende sammensetning av LSA-scale som ovenfor. I beregningene av DAC-verdiene i tabellen ovenfor forutsettes at luften pustes inn hele arbeidstiden, og at en arbeidsuke er 40 timer. Situasjonen for en oljearbeider vil imidlertid være helt annerledes, men dette vil vi diskutere nærmere i kapittel 4.

Dosene som radioaktivt materiale kan gi internt til indre organer er sterkt avhengig av hvilke partikkelstørrelser materialet er sammensatt av. Dette skyldes bl.a. at mengden av støv som avsettes og absorberes i lungene, og den biologiske halveringstiden, er avhengig av kornstørrelsen på det innåndede støvet. For å kunne foreta en grundig diskusjon av interdosier knyttet til innånding av LSA-scale, er det derfor viktig å ha kjennskap til hvilke kornstørrelser som inngår. Dette har vi undersøkt nærmere ved se på prøver i et optisk mikroskop, tilknyttet et bildebehandlingsprogram. Ved hjelp av dette programmet kan man få skrevet ut mikroskopbildet på papir, slik at man da direkte (hvis man kjenner målestokken) kan måle kornstørrelsene på bildet. Et eksempel på et slikt bildeutskrift er gitt i figur nr. 29.



Figur 29 Mikroskopbilde av LSA-scale fra produksjonsstreng. Forstørrelsen er ca 800X.

Vi ser av mikroskopbildet ovenfor at kornstørrelsen i dette tilfellet varierer over et relativt stort område (fra ca. 1-5µm). I dette tilfellet var prøven knust på forhånd og løst opp i vann for å lettere kunne skille ut de enkelte kornene. Prøver som ikke knuses på forhånd har som regel en annen struktur, og viser ofte en sammensetning som består av mange store "klumper". Den gjennomsnittlige partikkelstørrelsen blir da større i disse tilfellene enn det som er vist på bildet ovenfor. På bakgrunn av dette blir en viktig del av diskusjonen spørsmålet om hvilke kornstørrelser som i virkeligheten opptrer, ved f.eks. en typisk arbeidsoperasjon på plattform, eller ved rens av utstyr i landbaserte anlegg. Vi antar at det først og fremst er under mekanisk bearbeiding, f.eks. under tørr-rensing eller demontering av utstyr, at forstøvningsrisikoen er størst. I disse tilfellene er det god mulighet for at en del av avleiringene knuses til mindre partikler under arbeidet, samtidig som de minste kornene vil ha størst evne til å forstøve.



Figur 30 Variasjon i avsetningsfraksjon med partikkelstørrelse for innåndet støv i munn og nese (James & Roy, 1987).

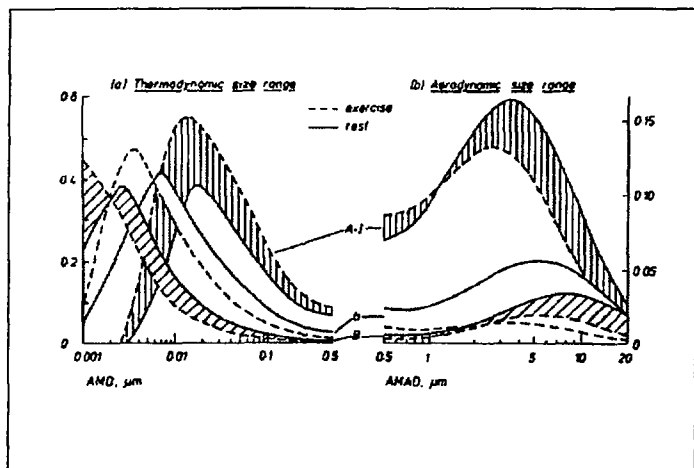
Med utgangspunkt i dette resonnetet kan vi bruke størrelsen på de minste kornene fra en knust prøve, som en representativ AMAD verdi ved diskusjon av interndoser. AMAD er forkortelse for "Activity Median Aerodynamic Diameter". For mindre partikler ( $< 0,1 \mu\text{m}$ ) anvendes betegnelsen AMD (Activity Median Diameter), fordi partiklene her er for små til at man snakker om aerodynamiske egenskaper. Verdien vi vil bruke som kornstørrelse i beregningene har vi da satt til  $1 \mu\text{m}$ . Vi har da målt en gjennomsnittlig diameter ved hjelp av mikroskopbilder, og satt denne lik AMAD verdien. Dette kan vi gjøre da de minste kornene, i geometrisk form, ikke er svært forskjellige fra en kule. Det er noe usikkert om konklusjonen ovenfor stemmer godt overens med virkeligheten, men i alle tilfeller kan dette ses på som en "worst case" betraktning.

Når det gjelder innånding av støv blir langt i fra alle partikler avsatt i lungene. En stor del av leim blir avsatt i nese, munn og svelg. Hvor stor del av det innåndede støvet som avsettes i de forskjellige organene er avhengig av flere forhold. For det første er det avgjørende om man innånder med nese eller med munn, og dertil kommer kornstørrelsen inn som en avgjørende faktor. Hvordan partikkelstørrelsen påvirker avsetningsmengden i de forskjellige organene er illustrert i figur nr. 30.

Vi ser av figuren at for større partikler ( $\text{AMAD} > 0,1 \mu\text{m}$ ), øker avsetningen, både i nese og munn med kornstørrelsen. Dette betyr videre at disse organene virker som et filter for innåndingsluften til lungene. Vi ser også at avsetninger i munnhulen er



neglisjerbare for AMD verdier mindre enn ca  $0,1 \mu\text{m}$ . I dette størrelsesområdet er det bare i nesen at partikler blir avsatt, samtidig som avsetningsfraksjonen øker med minkende partikkelstørrelse. Ved forstøvning av scale er det imidlertid hovedsakelig partikler over ca.  $1 \mu\text{m}$  som dannes, slik at for våre vurderinger er det bare høyre del av figur nr. 30 som er av betydning.



Figur 31 Variasjon i avsetningsfraksjon med partikkelstørrelse i forskjellige deler av lungene. Kurve A-I gjelder alveolar region, b bronkioler og B bronkiene (James & Roy, 1987).

Da veiefaktoren for nese og munn er svært lav i forhold til veiefaktoren for lungene, kan dosene til disse organene her neglisjeres, og dermed vil partikkelstørrelsen for en stor del være avgjørende for den totale dosen ved innånding av støv. Avsetning av støv i lungene er også varierende med partikkelstørrelse, slik at man i doseberegninger både må ta hensyn til støvmengde i luften, hvor stor del som avsettes i nese og munn og hvor mye av det resterende som avsettes i selve lungene. I tillegg er naturligvis aktiviteten i innåndingsluften en viktig parameter. Figur nr. 31, gir en oversikt over avsetning av partikler i lungene ved forskjellige AMAD og AMD verdier for forskjellige deler av lungene. Denne figuren viser at totalavsetningen i lungene har en maksimalverdi i området rundt  $0,01 \mu\text{m}$  (AMD), og en annen maksimalverdi i området rundt  $5 \mu\text{m}$  (AMAD). Den sistnevnte verdien er ca. 25% av den andre maksimalverdien, og det er dette størrelsesområdet som er av primær interesse for våre vurderinger.

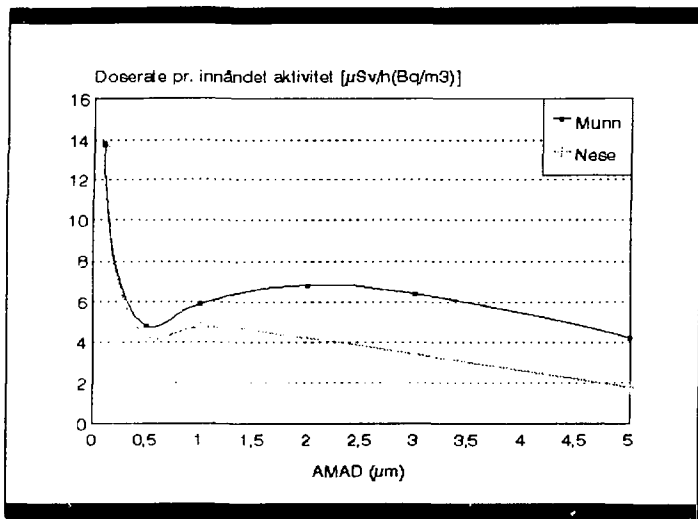
Vi vil i det følgende beregne potensielle interdosser for personell involvert i arbeid med LSA-scale. Vi tar da utgangspunkt i en tilsvarende arbeidsoperasjon som der eksterndosemålingene ble gjennomført. I dette tilfellet jobbet to skift kontinuerlig i 7 døgn, der hvert skift arbeider kontinuerlig i 12 timer. Det betyr at hver arbeider gjennomsnittlig jobbet 84 timer effektivt med dette arbeidet. Vi antar at arbeidsnivået kan klassifiseres i nederste delen av gruppen "moderate work", som kan sammenliknes med å trille et trillebår med 15 kg last. I følge EPA (1985) er luftskiftet i lungene for "reference man" i denne situasjonen 0,03 m<sup>3</sup>/min. Ut i fra disse forutsetningene vil en arbeider i gjennomsnitt da puste ca 150 m<sup>3</sup> med luft i løpet av denne arbeidsoperasjonen. Fra tabell nr. 11, ser vi at <sup>226</sup>Ra gir 2,2x10<sup>-3</sup> mSv og at <sup>228</sup>Ra gir 1,1x10<sup>-3</sup> mSv pr. Bq innåndet i lungene. Her forutsettes at personen innåndet via nese, og at 30 % av støv-partiklene avsettes der (ICRP 30). Dette gir videre 4,5 μSv/(h Bq m<sup>-3</sup>) for doseraten ved deltagelse i dette arbeidet. Aktiviteten er her relatert til <sup>226</sup>Ra, men vi har antatt at luften i tillegg inneholder <sup>228</sup>Ra med aktivitetskonsentrasjon 1/3 av <sup>226</sup>Ra. Dette forutsetter også at partiklene som kommer ned i lungene har en AMAD-verdi på 1 μm.

Av figur nr. 31 fremgår det at ved "exercise" aktivitetsnivå og med denne partikkelstørrelsen vil ca. 25% avsettes i neseregionen, mens en neglisjerbar mengde vil avsettes i munnhulen. Dette betyr også; at den totale interndosen til kroppen reduseres med ca. 25% ved å puste utelukkende med nesen isteden for munnen. For andre AMAD verdier må det også tas hensyn til at avsetningsfraksjonen i lungene endres i forhold til forutsetningen for AI1-verdiene. Vi har gjort beregninger for noen forskjellige AMAD verdier ved å bruke kurvene i figur nr. 30 og 31. Vi har ellers gjort de samme forutsetningene som ovenfor. Resultatene er satt opp i tabell nr. 15.

Tabell nr. 15: Variasjon med korntørrelse av interdosser fra innåndet støv av LSA-scale.

AMAD [μm]	dosefaktor[μSv/hBq m <sup>-3</sup> ] inhalasjon med munn	dosefaktor[μSv/hBq m <sup>-3</sup> ] inhalasjon med nese
0,1	13,8	13,8
0,5	4,9	4,3
1	5,9	4,7
2	6,8	4,2
3	6,4	3,4
5	4,1	1,9

Vi ser av figur nr. 32 at det er først for partikler med AMAD > ca 0,5 μm at innåndingsveien har betydning for lungedosene. Toppen for kurve 1 i området 3 μm, skyldes at avsetningsfraksjonen i lungene øker sterkt i dette størrelsesområdet, mens for kurve 2 øker avsetningene i nesen tilsvarende mye i dette området, slik at man her ikke får noen maksimalverdi for den resulterende interdose.



Figur 32 Plot av de beregnede verdiene i tabell nr. 15.

Som nevnt, antar vi her en partikkelstørrelse på 1 µm (ref. figur nr. 29), og ser da at variasjonen med innåndingsveien er relativt liten, henholdsvis 4,7 og 5,9 µSv/h Bq m<sup>-3</sup> for nese og munn. Da vi regner arbeid med scalekontaminert utstyr som et middels til lett arbeidsnivå, er det rimelig å forutsette at en person vil puste bane med nese og munn, og vi har derfor valgt en dosefaktor 5,2 µSv/h Bq m<sup>-3</sup>. Denne verdien ligger omtrent midt mellom de to ekstremverdiene ovenfor. Det er klart at ved tynge arbeid vil innånding i større og større grad skje gjennom munnen, samtidig som innåndingstakten øker. For enkelte partikkelstørrelser vil da lungedosene være mer avhengige av arbeidsnivået, enn for andre størrelser.

Vi har ikke fått muligheten til å måle forstøvning-mengden av LSA-scale under forskjellige arbeider, men i følge G. Reed et al. (1991) er rimelige verdier i forbindelse med høytrykksrensing 0,15 mg/m<sup>3</sup>. Fra annet hold (Dixon&Lupkins, 1983) er det for spesielt støvete operasjoner blitt rapportert om støvkonsentrasjoner opp i mot 100 mg/m<sup>3</sup> med en gjennomsnittsverdi på 5 mg/m<sup>3</sup>. Ved å bruke dosefaktoren etablert ovenfor og forutsette en spesifikk aktivitet i støvet på 25 Bq/g <sup>226</sup>Ra og 8 Bq/g <sup>228</sup>Ra, kan vi beregne interdosene pr. arbeidstime. Vi får da 0,02 µSv/h og 0,65 µSv/h, henholdsvis for vanlige og støvete rens operasjoner. Den maksimale forstøvning-verdien nevnt ovenfor på 100mg/m<sup>3</sup>, gir 13 µSv/h Bq m<sup>-3</sup> total interdose.

### 3.6.2 Inntak

I ICRP 61 er det gitt følgende metabolske data for inntak av radium;

Tabell nr. 16: Metabolske data for inntak av  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$  (ICRP 61).

nuklide	ALI [Bq]	mSv/Bq
$^{226}\text{Ra}$	$5,6 \times 10^4$	$3,58 \times 10^{-4}$
$^{228}\text{Ra}$	$5,2 \times 10^4$	$3,88 \times 10^{-4}$

Vi ser at ALI verdiene her er vesentlig større enn ved inhalasjon av radium. Vi regner i tillegg med at muligheten for inntak av LSA-scale er relativt liten i forhold til muligheten for inhalasjon, ved vanlig håndtering av slikt materiale. Hvis vi antar en sammensetning av LSA-scale med 25 Bq/g  $^{226}\text{Ra}$  og 8 Bq/g  $^{228}\text{Ra}$ , gir det et maksimalt årlig inntak på ca. 2 kg LSA-scale på bakgrunn av ALI-verdiene i tabell nr. 16. Det anses som meget usannsynlig at en så stor mengde skal tas inn av en arbeider i løpet av et år.

Som nevnt ser vi av tabell nr. 16 at både  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$  gir betydelig lavere doser ved inntak enn ved inhalasjon. Totalt sett vil vi derfor regne at doser fra inntak av LSA-scale er neglisjerbare i forhold til doser ved inhalasjon.

## **kapittel 4**

# **Diskusjon**

## 4.1 Vurdering av stråledoser fra arbeid med LSA-scale

Vi vil her diskutere potensielle doser fra forskjellig type arbeid med radioaktive avleiringer. Vi vil se både på arbeid på plattformer og arbeid på land. Vurderingene gjøres på bakgrunn av resultater i tidligere kapitler, og på bakgrunn av rapporter og uttalelser fra representanter i offshore-industrien.

### 4.1.1 Arbeid offshore

Når det gjelder eksterne stråledoser, er disse relativt lett å overvåke med elektroniske doseratealere, eller med personbårne dosimeterbrikker. Våre undersøkelser og andre rapporterte tilfeller viser alle at eksterndoser offshore i forbindelse med brønnoperasjoner og annet vedlikeholdsarbeid, er minimale i forhold til de naturlige stråledosene. Vi målte høyeste tilleggsdose til arbeiderne ved bytte av en produksjonsstreng til 4  $\mu\text{Ci}$ . Dette var en typisk brønnoperasjon, og strengen inneholdt normale aktivitetsnivåer i avleiringene (0-50 Bq/g  $^{226}\text{Ra}$ ). Vi har fått opplyst fra oljeselskapene at en arbeider maksimalt deltar i 5-10 tilsvarende arbeider pr. år. Dette skulle gi en maksimal eksternt tilleggsdose på 0,04 mSv per år, altså helt neglisjerbart i forhold både til naturlige stråledoser og ICRP's anbefalte dosegrenser for yrkeseksponerte (20 mSv/år).

Muligheten for større *potensielle* eksterndoser er heller ikke særlig stor ved arbeid på plattform. Dette skyldes at de kritiske faktorene her er avstanden til rørene og oppholdstiden i korte avstander. Det kan vanskelig tenkes at disse faktorene plutselig skal kunne endres betydelig, slik at en arbeider for eksempel opphold seg tett inntil et kontaminert rør i flere dager. Den midlere eksterne dosebelastningen til denne kategori offshorepersonell vurderes derfor til å være helt ubetydelig sammenliknet med naturlige stråledoser.

Dosene fra interne eksponeringskilder er imidlertid mye mindre oversiktlig, i tillegg til at de er mye vanskeligere både å kontrollere og å måle. Vi har ikke fått anledning til å male forstøvning fra LSA-scale ved forskjellige arbeidsoperasjoner, men det er likevel en del viktige veier til inntak og inhalasjon som vi vil nevne. Selv om avleiringene som regel er fuktige, er det uansett en viss mulighet for forstøvning. På plattformer har man ikke automatisk renseutstyr for materiell, og rensing foregår derfor manuelt med bruk av høytrykks-spyler eller mekanisk verktøy. Det er i slike situasjoner det antagelig er størst fare for at støvpartikler fra avleiringene vil forurense den nærliggende luften. Vi regner med at det også under demontering og utskifting av produksjonsstrenger er en viss fare for forstøvning, men at den er vesentlig mindre enn ved manuell rens. I alle tilfeller regner vi det som usannsynlig at den gjennomsnittlige forstøvningen fra LSA-scale ved offshore arbeid vil være større enn ved landbaserte renseprosesser. Vi vil derfor anvende den beregnede verdien i kapittel 3.6.2, for internedoser ved inhalasjon i forbindelse med "vanlig høytrykksrensing" på land, som er 0,02  $\mu\text{Sv}$  pr. arbeidstime. For arbeidsoperasjonen beskrevet ovenfor (84 timer) skulle det da gi 1,7  $\mu\text{Sv}$  total internedose til kroppen og en maksimal internedose pr. år på 17  $\mu\text{Sv}$ . Når det gjelder direkte inntak av LSA-scale kan det vanskelig oppstå realistiske situasjoner der signifikante inntak kan forekomme. Hovedgrunnen til dette er at spising og drikking ikke forekommer i de aktuelle områdene på plattformen der LSA-scale er tilgjengelig.

Når det gjelder potensielle stråledoser, er det stor forskjell på intern og ekstern eksponering. Muligheten for at personell ved uhell eller uforsiktighet skal innånde eller svelge betydelige mengder med LSA-scale er helt klart til stede ved håndtering både av utstyr og av avleiringer direkte. Dette anses likevel for relativt usannsynlig, fordi man da normalt må bryte en rekke av de vanlige rutinene og prosedyrene for slikt arbeid.

#### 4.1.2 Arbeid i rensanlegg

Vurderingene for denne type arbeid vil nødvendigvis bygge på mange av de samme resonnementene som er gjort ovenfor. Når det gjelder eksterndoser fra kontaminert utstyr er det en viktig forskjell mellom on- og offshore arbeid; personellet ved en rensestasjon vil bruke en større del av arbeidsåret på arbeid med radioaktivt forurensede rør, fordi disse stasjonene mottar utstyr fra flere forskjellige oljeplattformer og produksjonsfelt. Hyppigheten av arbeid med forurensede rør vil derfor være vesentlig høyere for denne arbeidskategorien. Vi har ikke selv gjennomført målinger av persondoser i forbindelse med landbasert rensing, men ifølge Holland et al. (1991) er gjennomsnittlige eksterne årsdoser målt til 0,27 og 0,32 mSv, for henholdsvis Storbritannia og USA. Hvis vi antar at stråledosene til det norske rense- og håndteringspersonellet ikke avviker mye fra disse verdiene, ser vi at denne yrkeskategorien mottar eksterndoser som er minimum en faktor 10 større enn for tilsvarende offshorepersonell. Dette resultatet stemmer bra med resonnetet ovenfor. Vi regner også her med at de potensielle stråledosene ikke er vesentlig større en de gjennomsnittlige, og bruker samme argumentasjon som for offshorearbeid.

Når det gjelder interndoser for denne type personell, vil vi også her benytte oss av de dosefaktorene som er beregnet i kapittel nr. 3.6.2. Totaldosene blir imidlertid en god del høyere enn for offshore arbeid. Dette skyldes, som nevnt ovenfor, at dette personellet bruker en større del av arbeidsåret på arbeid med LSA-scale enn tilsvarende offshore personell. Hvis vi antar 1800 arbeidstimer pr. år vil den interne årsdosen i dette tilfellet bli 0,036 mSv og 1,2 mSv for henholdsvis "vanlig" og "støvete" rensoperasjoner. Hvis vi antar at 10 % av rensoperasjonene er "støvete" vil årsdosen bli 0,16 mSv. Vi regner imidlertid med at dette er en relativt konservativ vurdering, bl.a. fordi det er lite sannsynlig at 100% av arbeidstiden for denne typen personell består i rensing av utstyr kontaminert med LSA-scale. Likevel ser vi at de beregnede dosene er svært små i forhold til anbefalte grenseverdier fra ICRP.

Ved diskusjon av potensielle stråledoser, både eksternt og internt, vil vi bruke samme resonnement som for arbeid offshore, og derfor slutte at det da er de interne eksponeringsmulighetene som er dominerende.

#### 4.1.3 Transport

Ved transport av kasser med LSA-scale blir det alltid gjort målinger av doseraten 1 m fra kassene, såkalt transportindeks. Målingene har hittil variert fra 2-8  $\mu\text{Sv/h}$ , med et gjennomsnitt på ca. 4  $\mu\text{Sv/h}$  (Lundby, 1994). Transportveien er fra Bergen til Kjeller, noe som gir en effektiv kjøretid på ca. 12 timer. Avstanden fra føreren til nærmeste kasse på lastepanet vil variere med antall kasser som fraktes, men avstanden kan i visse tilfeller være

i underkant av en meter (Lundby, 1994). I tillegg vil førerhuset redusere strålingen litt i forhold til transportindeksen. Som en noe konservativ verdi kan vi da sette 4  $\mu\text{Sv/h}$  som gjennomsnittlig doserate til fører under transport. Den totale eksterne dosebelastningen til føreren under et slikt oppdrag vil i såfall bli 48  $\mu\text{Sv}$ . Det er kun én sjåfør under transporten, og det kan være forskjellige personer fra gang til gang. Når transporten skal utføres er kassene allerede forseglet, slik at vi her kan se bort fra interndoser.

#### 4.1.4 Totalvurdering

For å oppsummere de ovenfor beregnede verdiene for både interne og eksterne stråledoser for offshore og landbasert rensespersonell, har vi satt verdiene inn i tabell nr. 17. Vi vil presisere at det er relativt stor usikkerhet knyttet til disse verdiene, bl.a. på grunn av usikkerhet i de forutsetningene vi har gjort for beregningene. Generelt vil vi si at verdiene er resultater av konservative antakelser.

Tabell nr. 17: Beregnede verdier av interne og eksterne årsdoser ved forskjellig arbeid med LSA-scale.

	interndose [mSv/år]	eksterndose [mSv/år]	totaldose [mSv/år]
arbeid offshore	0,017	0,04	0,057
rensing på land	0,16	0,3	0,46
transport	-	0,048 <sup>1)</sup>	0,048 <sup>1)</sup>

<sup>1)</sup>Gjennomsnittlig totaldose pr. transport

Ut fra de resonnementene vi har gjort er konklusjonen klar; den totale årsdosen for personer involvert i landbasert dekontaminering av LSA-scale er vesentlig større enn for tilsvarende personell offshore. Dessuten kan man generelt si at dosebelastningen totalt sett for personell som håndterer utstyr forurenset av LSA-scale er minimal, og langt under de grenseverdiene som er anbefalt av ICRP. Sammenliknet med variasjonen i både interne og eksterne naturlige stråledosene for forskjellige landsdeler (Stranden & Strand, 1987), er dosene fra LSA-scale også her ubetydelige.

Selv om dosene i denne sammenhengen er tilnærmet ubetydelige, er det likevel ut fra generell strålevernstankegang et mål å holde dosene på et lavest mulig nivå. Man kan da anvende As Low As Reasonably Achievable (ALARA)-prinsippet introdusert i ICRP 26, 1977. Håndteringen av LSA-scale er en helt nødvendig del av arbeidet innen oljeproduksjon, og vi har i dag ingen realistisk mulighet for å gjøre dette arbeidet overflødig. De prosedyrer og retningslinjer som anvendes ved arbeid på land og på plattformer er med på å redusere dosene til det personellet som håndterer dette materialet, og vurderes som tilstrekkelige i forhold til ALARA-prinsippet. Problemet er imidlertid at noen av oljeselskapene ikke har utformet egne retningslinjer for arbeid med LSA-scale, og da strengt tatt ikke har en tilstrekkelig kompetanse til å håndtere dette materialet. Det vil derfor være et åpenbart behov for at myndighetene utformer retningslinjer med spesielle krav til de bedrifter og selskaper som behandler slike stoffer.



## 4.2 Vurdering av monitoreringsmetoder for LSA-scale.

Vi vil i det følgende se på sikkerheten og påliteligheten ved de metodene som i dag brukes for å detektere radioaktive avleiringer, både på land og på plattformer. Vi tar utgangspunkt i oljeselskapene og rensesrasjonenes prosedyrer for registrering av oljeavsetninger og stråledoser. Det bør også nevnes at det er usikkert i hvilken grad disse prosedyrene i praksis blir fulgt opp og overholdt.

På plattformer brukes doseratemeter for deteksjon av gammastråling, og det er disse målingene som danner grunnlaget for å klassifisere områder eller utstyr i henhold til de gitte prosedyrer. Doseratemålerne gir verdier i  $\mu\text{Sv/h}$ , og målerne anvendes på utsiden av produksjonsrør, ventiler, separatorene, rørbønder og på annet produksjonsutstyr der måletilgjengeligheten for oppbygging av LSA-scale er tilstede. Disse måleinstrumentene blir også brukt direkte på avleiringer for å teste for radioaktivitet, f.eks. på innsiden av demonterte produksjonsrør, åpne i separatorene, eller andre steder der scale er direkte tilgjengelig.

### 4.2.1 Klassifisering av produksjonsrør ved utvendige målinger.

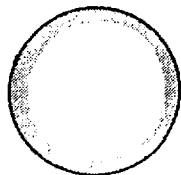
I dette tilfellet gir en avlest verdi for doseraten svært lite informasjon om hva som egentlig befinner seg på innsiden av røret. Dette har for det første sammenheng med at doseraten på utsiden av et LSA-scalekontaminert produksjonsrør er avhengig av beleggets tykkelse. Som vist tidligere i oppgaven varierer doseraten tilnærmet lineært med scaletykkelsen innenfor det aktuelle tykkelsesområdet. Det betyr videre at dersom et rør er kontaminert med et 0,5 mm belegg der den spesifikke aktiviteten er 200 Bq/g, og et annet rør har avleiringer med 1 cm tykkelse og spesifikk aktivitet 10 Bq/g, vil en inspektør måle samme doserate på utsiden av begge rørene.

En annen viktig faktor som påvirker doseraten er avleiringenes tetthet. Denne kan variere fra ca.  $1 \text{ g/cm}^3$  opp til ca.  $3 \text{ g/cm}^3$ . Det fremgår av beregningene i kapittel 3.5 at doseraten varierer lineært med tettheten. Hvis vi i eksempelet ovenfor innfører at tettheten for det tynneste belegget er  $1 \text{ g/cm}^3$  og for det tykkeste er  $3 \text{ g/cm}^3$ , kunne den spesifikke aktivitet for avleiringene i de to tilfellene ovenfor variert fra 10 Bq/g til 600 Bq/g, uten at dette vil gi forskjellig utslag på måleinstrumentet.

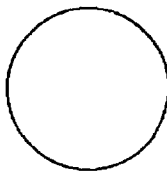
Et annet problem er at tykkelsen på avleiringene ofte varierer mye (opp til en faktor 10) innen for en produksjonsstreng, og at variasjoner i målte doserate da også kan forekomme innenfor et enkelt rør. En innretning som fra utsiden kunne måle tykkelsen på avleiringene i alle typer rør i produksjonssystemet ville være et meget nyttig måleinstrument ved denne type målinger. Men slik apparatur ville antageligvis bli for kostbart i denne sammenheng.

Det er klart at deler av eksemplene ovenfor er ekstrene tilfeller, som i praksis ikke vil oppføre seg med særlig stor sannsynlighet. De gir likevel en illustrasjon av hvilke fallgruver som finnes og hvilken betydning de har ved klassifisering av rør ved denne metoden.

TVERRSNITT AV PRODUKSJONSØR



spesifikk aktivitet: 10 Bq/g  
tetthet: 3 g/ccm  
tykkelse: 10 mm



spesifikk aktivitet: 600 Bq/g  
tetthet: 1g/ccm  
tykkelse: 0,5 mm

Figur 33 Eksempel på avleiringer som kan gi samme doserate, ved varierende spesifikk aktivitet.

#### 4.2.2 Andre klassifiseringsmetoder

For tiden er det Coast Center Base (CCB) i Bergen som separerer ut de rør som betraktes som radioaktive, og som derfor skal renses spesielt. Kriteriet for at utstyr blir klassifisert som radioaktivt, er at man registrerer høyere tellerate enn for bakgrunnen. Med utgangspunkt i argumentene ovenfor (bl.a. om avhengighet av tykkelse, tetthet, osv), ser man lett at denne metoden gir et klassifiseringsgrunnlag som er av en noe tilfeldig art. Vi tror at selv om målingene gjøres innvendig i produksjonsrør og man har kontroll over avleiringsstykkelsen, vil man i praksis ikke ha mulighet for å endre de scaletykkelsene som skiller seg ut, slik at sammenlikningsgrunnlaget ble likt. I såfall måtte man også ha etablert grenseverdier for hvilke tykkelsesområde for belegg av LSA-scale denne klassifiseringsmetoden var gyldig for. Slik dette gjøres i dag blir resultatet at de rørene der avleiringsmengden er størst og/eller tettheten er høyest, lettere vil bli betraktet som radioaktivt kontaminerte enn andre rør, selv om de spesifikke aktivitetsnivåene for disse ikke er høyere.

En annen viktig faktor som påvirker disse målingene er at rørene som regel lagres tett sammen når de ankommer landbasen for inspeksjon. Når rørene så skal vurderes som "radioaktive" eller "ikke-radioaktive", er det klart at de nærliggende rørene i stor grad vil kunne påvirke målingene for individuelle rør. Dette vil særlig være gjeldende dersom et eller flere av de nærmeste produksjonsrørene inneholder LSA-scale med vesentlig høyere spesifikk aktivitet enn det røret som testes. På bakgrunn av dette kan følgende situasjon oppstå; et parti med produksjonsrør inneholder noen få rør med relativt høy spesifikk

aktivitet, og for en stor del rør som er fri for LSA-scale. En stor del av de "ikke radioaktive" rørene kan da likevel bli klassifisert som radioaktivt kontaminerte på grunn av påvirkning fra den "radioaktive delen" av partiet. Dette vil igjen resultere i at en del av den "ikke radioaktive" scalen etter nåværende praksis blandes med LSA-scale med høyere aktiviteter og, helt unødvendig, sendes til spesiallagring som radioaktivt avfall.

På grunnlag av våre studier finner vi at denne klassifiseringsmetoden for radioaktivt avfall er alt for usikker og upresis, og dessuten bygger den på kriterier uten rot i faglige eller vitenskapelige vurderinger. Utvidet bruk av disse separasjonskriteriene ville ført til at en stor mengde naturlig materiale (f.eks alunskifer) måtte spesiallagres som radioaktivt materiale. Dette betraktes som et av de svakeste leddene i hele kontrollprosessen av LSA-scale som løpende foregår fra plattform til transport og til slutt lagring. Som diskutert ovenfor kan dette kontroll-leddet forårsake at avfall uten forhøyede aktiviteter likevel sendes som radioaktivt avfall til lagring på Kjeller.

På bakgrunn av dette vurderes det her som eneste akseptable alternativ å foreta en relativt sikker aktivitetsanalyse av scaleprøver fra det forskjellige utstyret som skal renses. Dette kan for eksempel gjøres med et analysesystem basert på HPGe-detektorer eller NaI-detektorer. Dette vil helt klart være en økt kostnad både når det gjelder utstyr, drift og opplæring av personell, men vil sannsynligvis også spare inn på utgifter både til transport og lagring av avfallet. Denne løsningen forutsetter imidlertid at man har gitt visse grenseverdier for hva som må spesialbehandles og lagres som radioaktivt. En slik måte å kontrollere kontaminert utstyr på vil for en stor del fjerne muligheten for at avfall feilaktig klassifiseres som radioaktivt, og dermed helt unødvendig opptar lagringsvolum.

### **4.3 Vurdering av deponerings-/lagringsalternativer**

På bakgrunn av resultatene i foregående kapittel vil vi her drøfte forskjellige muligheter for lagring og deponering av LSA-scale. Vi vil gjøre vurderingene ut i fra et rent faglig synspunkt, og ikke ta hensyn til hva som for tiden vil være akseptert ut i fra gjeldende miljøpolitikk. Det er to hovedalternativene for sluttdeponering; deponering på land og deponering i sjø/hav, og vi vil i det følgende se nærmere på hvilke muligheter de to alternativene gir.

#### **4.3.1 Alternativer på land**

Det som hittil har vært utredet av alternative deponi i Norge, har for det meste vært anlegg inne i fjell, eller i nedlagte gruver. Ved slik deponering sikrer man at avfallet oppbevares svært lite tilgjengelig, og isolert fra befolkningen og miljøet forøvrig. Dette er et krav som helt klart er av dominerende betydning når det gjelder høyaktivt avfall, som f.eks reaktoravfall og utrangerte industrielle kilder. Slike kilder kan potensielt gi store doser til enkeltpersoner.

For LSA-scale vil imidlertid situasjonen være helt annerledes. Aktiviteten i dette avfallet er så lav at man vil deponere et uforholdsmessig stort volum i forhold til aktiviteten. LSA-scale fra Nordsjøen ville ved fjelldeponering bli en meget stor belastning for fremtidige deponi i forhold til potensielle doser til befolkningen. Som tidligere berregnet er den totale mengden  $^{226}\text{Ra}$  i scaleavfallet lagret ved IFE ca. 45 mg.

Et annet problem med innendørs lagring av LSA-scale er den relativt høye ekshalasjonsraten av  $^{222}\text{Rn}$ . Vi har tidligere vist at denne er ca 2,4 Bq/h kg i gjennomsnitt for de analyserte scaleprøvene fra IFE. Denne verdien vil sannsynligvis være noe lavere dersom avfallet lagres i kasser, fordi forholdet mellom overflate og volum da blir mindre enn for våre forsøk. Hvis vi forutsetter en gjennomsnittlig ekshalasjonsrate for hele den oppsamlede avfallsmengden (67 tonn) på 2 Bq/h kg, vil det medføre at det dannes over  $10^8$  Bq/år med radongass. Selv om kassene er tettet med gummipakning, er det god sannsynlighet for at mye av gassen likevel lekker ut. Dette fordi radon som kjent er en edelgass, og da vanskelig danner større molekyler. Problemet i dette tilfellet blir at man får en voldsom opphopning av radongass i et relativt lite lagringsvolum. Siden radon er en meget flyktig gass, er det vanskelig å kontrollere hvor denne til slutt slipper ut.

På bakgrunn av det ovennevnte vil det da være mest hensiktsmessig å deponere dette avfallet i friluft. Den beste løsning ville vært å anvendt avfallet til noe samfunnsnyttig, for eksempel som fyllmasse i veikonstruksjoner eller andre bygningskonstruksjoner. Dette forutsetter at avfallet blandes med en ikke-radioaktiv masse, slik at man får redusert den spesifikke aktiviteten til et nivå der de potensielle persondosene er akseptable. De potensielle dosene ved en slik deponering kan komme fra opphopning av radon i bygninger som i fremtiden kan bli plassert over det aktuelle området, men muligheten for et signifikant bidrag til eksterndoser er også tilstede. Tilsvarende vil også være tilfelle dersom avfallet ble gravet ned i jorden i et område uten noen form for restriksjoner.

Vi vil se nærmere på eksterndoser fra LSA-scale som er jevnt fordelt på bakken. Vi gjør da bruk av resultater fra Jacob et al. (1985), der det er gjort teoretiske beregninger av eksterndoser fra radioaktivt materiale fordelt utover en jevn flate. Dosene er beregnet for en person stående direkte på bakken i vertikal stilling, 3mm over det radioaktive materialet. Man har her tatt hensyn til forskjellige organers vefaktorer, og integrert dette til en helkroppsdose. Det er også tatt hensyn til radioaktive datterprodukter der dette forekommer, og de beregnede dosefaktorene gir effektiv dose. Hvis vi antar som tidligere at det gjennomsnittlige innholdet av  $^{226}\text{Ra}$  i avfallet ved IFE er 25 Bq/g (p.g.a den korte halveringstiden ser vi i dette tilfellet bort i fra bidraget fra  $^{218}\text{Ra}$ ), kan vi bruke dosefaktorene fra Jacob et al. (1985) til å beregne de tilsvarende dosene fra dette materialet. Vi antar først en jevn fordeling av 1mm LSA-scale der tettheten er  $2 \text{ mg/mm}^3$ , noe som da gir overflateaktivitet av  $^{226}\text{Ra}$  på  $500 \text{ Bq/m}^2$ . Verdier for dosefaktorer fra Jacob et al. (1985) og våre egne beregnede doseverdier er ført opp i tabell nr. 18.

Tabell nr. 18: Dosefaktorer for  $^{226}\text{Ra}$  og effektive eksterndoser fra 1mm tykk jevn fordeling av LSA-scale på plan overflate (Jacob et al., 1985).

Tid etter deponering	dosefaktor [mSv/Bq m <sup>-2</sup> ]	beregnet dose [mSv]
2 timer	5,1 10 <sup>9</sup>	2,6 10 <sup>6</sup>
1 dag	7,7 10 <sup>7</sup>	3,9 10 <sup>4</sup>
7 dager	2,8 10 <sup>5</sup>	1,4 10 <sup>2</sup>
30 dager	2,3 10 <sup>4</sup>	1,2 10 <sup>1</sup>
1 år	3,4 10 <sup>3</sup>	1,7
10 år	0,034	17
50 år	0,17	85
70 år	0,24	120
∞	7,9	3950

Det er knyttet en god del usikkerhet til de beregnede dosene i tabellen ovenfor. Blant annet forutsetter dosefaktorene at personen hele tiden står vertikalt, direkte på bakken. Over lang tid vil dette naturligvis variere, og personen vil deler av eksponeringstiden være skjermet av f.eks. hus eller bil. Derfor vil eksterndosene i virkeligheten være en del lavere enn de som her er beregnet. I tillegg til dette er det også andre forhold som kommer inn i betraktningen. For det første ved at noe av avfallet kan forstøve fra bakken og gi bidrag til interne stråledoser, og dessuten at avfallet kan tynnes ut og trenge lenger ned i bakken med nedbør. Det siste vil imidlertid kunne redusere de eksterne stråledosene i forhold til de beregnede verdiene i tabellen over.

Vi ser at den totale effektive dosene i dette tilfellet potensielt kan gi et signifikant bidrag til den totale dosen fra naturlige kilder (ca. 5 mSv). Da dette dreier seg om doser til den generelle delen av befolkningen, vurderes denne løsningen å være lite akseptabel som mulig måte for deponering. Dersom alt nåværende avfall skulle fordeles i et jevnt lag med 1mm tykkelse, ville det dekket et område på ca. 34 km<sup>2</sup>. Som nevnt tidligere, vil et mulig deponeringsalternativ være å anvende avfallet i forflyttet form som fyllmasse, for eksempel i veikonstruksjoner. I dette tilfellet bør man forutsette at det aldri settes opp bygninger direkte over der avfallet er brukt, slik at man unngår problemer med at radongass trenger inn i bygningene og at personer daglig oppholder seg over lengre tid i området. På grunn av den lange halveringstiden til  $^{226}\text{Ra}$ , må man planlegge flere tusen år fremover i tid ved deponering av dette stoffet. Man kan derfor vanskelig gjøre forutsetninger om hva som vil skje ved deponeringsområdet, for eksempel med hensyn til bebyggelse.

På bakgrunn av de foregående betraktningene, synes det å være mest fornuftig at dersom LSA-scale skal lagres på land, må dette skje i friluftsanlegg som kun er tilgjengelige for spesialpersonell, og ikke den øvrige del av befolkningen. Dette kan gjennomføres for eksempel ved at avfallet plasseres i et forsvarlig avsperrert område, eller lagres i godt ventilerte/åpne bygninger som er avlåst. Ved åpen lagring kan noe av massen sive ned i

bakken på grunn av nedbør og da muligens blandes med grunnvannet. Med de lave aktivitetsnivåer det her er snakk om og den lave oppløseligheten, anses imidlertid ikke dette som noen potensiell dosebelastning av betydning.

#### 4.3.2 Alternativer i sjø/hav

Ved slike løsninger er det interndoser til befolkningen og andre levende organismer, samt hvilke transportveier inn i de biologiske miljøer som er mulige for avfallet, som er de viktigste problemstillingene. Eksterndoser kan i de fleste tilfeller neglisjeres fordi avstanden til det deponerte avfallet vil være stor og/eller fordi stoffet vil være sterkt fortennet.  $\text{BaSO}_4$  har et løselighetsprodukt på  $1,05 \times 10^{-11}$  i rent vann, noe som gir maksimal oppløselighet lik  $2,39 \times 10^{-4}$  % (Skog and West, 1976).

Vi vil først se på muligheten for utslipp av avklingene direkte til havet. Vi forutsetter da at materialet ikke inneholder kjemikalier som normalt ikke ville vært sluppet ut i havet, og vurderer dette kun ut i fra stråleverns hensyn. Utslipet kan gjøres enten fra landbaserte rensesetjoner, eller fra selve oljeplattformene. Ved utslipp fra land, for eksempel fra CCB i Bergen, vil dette materialet bli oppsamlet i befolkningens nærmiljø. Som vist tidligere er oppløsningen av dette avfallet i vann svært lav, slik at utslipp på denne måten vil forårsake at avfallet bunnfelles og samles opp i nærheten av utslippstedet. Selv om aktivitetsnivåene er lave, anses ikke denne løsningen som akseptabel. Deponeringen skjer i et alt for rikt biologisk miljø, med muligheter for å komme inn i næringskjeden.

Ved utslipp direkte fra plattformer blir situasjonen en annen. De fleste stasjonsnære produksjonsplattformer i nordsjøen i dag opererer på et havdyp fra ca 100m til 500m, men kan anvendes på dyp helt opp til 1500m (NIFO, 1993). På grunn av mangel på både lys og næringsstoffer, er det biologiske miljøet på bunnen av disse havdypene mye fattigere enn det som er tilfellet i eksempelet ovenfor, og dessuten er det her helt usannsynlig at mennesker skal komme i direkte kontakt med avfallet på havbunnen. Ved en slik løsning må avfallet pumpes direkte ned til havbunnen, eller til dypere områder for å hindre at det passerer og kommer i kontakt med de rikere biologiske lagene i øverste del av havet. En viss usikkerhet er knyttet til hva som kan skje med avfallet på havbunnen, blant annet med hensyn til havstrømmer som kan frakte deler av materialet over store avstander. Dette har man imidlertid en viss mulig til å forutsi og beregne, slik at man kan velge ut spesielt egnede steder.

Dersom havstrømmer skulle forårsake en spredning av avfallet vil samtidig en fortykning finne sted, slik at virkningene på miljøet etter hvert blir minimale. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av radium i sjøvann er i følge IAEA 61 (1983) ca.  $2,6 \text{ Bq/m}^3$ . Dersom all LSA-scale som er lagret ved IFE skulle fortennes til denne aktivitetsskonsentrasjonen ville det kreve ca.  $7 \times 10^8 \text{ m}^3$  med vann, eller et havområde på ca  $7 \text{ km}^2$  med 100m dyp. Her er utgjør avfallet ca.  $10^5$  % av vannmassene, slik at dette havområdet da er stort nok til at alt avfallet vil løse opp dersom vi antar at det består hovedsakelig av  $\text{BaSO}_4$ . Det er da klart at dersom alt dette avfallet over tid tynnes ut og blir spredt over store havområder, vil aktivitetsbidraget til havet være fulstendig neglisjerbar. Som aktivitetsnivået i den umiddelbare nærhet av avfallet skulle være vesentlig høyere ellers, vil sannsynligheten for miljøeffekter være minimale i et slikt

biologisk system. Dersom dette radioaktive materialet av for eksempel havstrømmer skulle bli transportert oppover til høyere vannlag, vil det i løpet av den relativt lange transportveien skje en betydelig uttynning og miljøeffektene ville igjen være små.

Tabell nr. 19: Gjennomsnittlig spesifikk aktivitet av noen naturlig radionuklider i sjøvann (IAEA 61, 1983)

nuklide	spes. aktivitet [Bq/m <sup>3</sup> ]	halveringstid [år]	stråletype
<sup>40</sup> K	12200	1,3x10 <sup>9</sup>	β
<sup>87</sup> Rb	110	4,8x10 <sup>10</sup>	β
<sup>234</sup> U	45	2,5x10 <sup>5</sup>	α
<sup>238</sup> U	41	4,5x10 <sup>9</sup>	α
<sup>235</sup> U	1,8	7,0x10 <sup>8</sup>	α

Av tabell nr. 19 ser vi at havvann inneholder en rekke langlevende naturlige radionuklider. Foruten de som er nevnt ovenfor forekommer også bl.a. <sup>3</sup>H, <sup>7</sup>Be, <sup>14</sup>C og <sup>22</sup>Na i små konsentrasjoner (< 1 Bq/m<sup>3</sup>). Selv om aktivitetskonsentrasjonene av både <sup>40</sup>K og <sup>87</sup>Rb er langt større enn for radium, er ikke dette direkte sammenlignbart. Dette skyldes at radium er klassifisert som "very high radiotoxicity" (gruppe 1), mens <sup>40</sup>K og <sup>87</sup>Rb er klassifisert som "moderate radiotoxicity" (gruppe 3). Tabell nr. 19 gir likevel en oversikt over naturlig radioaktivitet i sjøvann som kan anvendes som sammenligningsgrunnlag ved vurdering av radioaktive utslipp. Det er også gjort analyser av naturlig radioaktivitet i fisk, og noen verdier for <sup>226</sup>Ra i forskjellige organer for noen arter er satt opp i tabell nr. 20.

Tabell nr. 20: Spesifikk aktivitet av <sup>226</sup>Ra i forskjellige organer i noen fiskearter (Pentreath, 1977).

Fiskeart	Analysert organ	<sup>226</sup> Ra (Bq/kg våt vekt)
Rødspekte	filet	0,06
Sardiner	-	0,2
Laks	muskel	1,1 - 1,7
Laks	lever	2,1
Kveite	bløtt vev	0,01 - 0,08
Kveite	ben	1,9 - 2,1
Sild	bløtt vev	0,01
Sild	ben	1,6 - 3,6
Flyndre	bløtt vev	0,2
Flyndre	ben	1,7

Ved opptak av radium, vil mesteparten avsettes i ben og bare en liten fraksjon avsettes i kjøtt, muskler og andre bløte organer (Pentreath, 1977). Dette er tilfellet også for fisk, noe som fremgår tydelig av dataene i tabell nr. 20. Dette betyr videre at radium i liten grad har mulighet for å komme inn i næringskjeden, fordi ben ikke nyttiggjøres som føde hverken for dyr eller mennesker. Små tilskudd av radium i sjøvann vil derfor ha meget liten effekt på radiuminnholdet i de deler av fisken som deltar videre i næringskjeden.

En annen deponeringsmulighet er å senke kontaminert utstyr direkte i havet, uten at det blir rensert for radioaktivt materiale. Denne muligheten har vært utredet av Institutt for energiteknikk for Statoil i IFE-rapport nr. 40, 1990. Man har der beregnet at scale med tykkelse 1 cm trenger over 800 år for å løses opp inne i et produksjonsrør. Det forutsettes her at avleiringene består hovedsakelig av  $BaSO_4$ , og at det er en linjær strømmingshastighet gjennom røret på 1,6 mm/s. I løpet av denne tiden vil tilskuddet av radium til sjøvannet være svært liten, fordi fortykning og diffusjon vil være signifikante prosesser i dette tidsperspektivet. I rapporten fra IFE blir det argumentert for at havdyp større enn ca 700m kan være egnet for slik deponering, og konkludert med at miljøpåvirkningen ville være minimal ved en slik løsning. Alternativet har imidlertid den ulempen at muligheten for gjenbruk av utstyr forsvinner, og at man totalt sett deponerer et større volum enn det som egentlig er nødvendig.

### 4.3.3 Totalvurdering

Av de forskjellige deponerings- og lagringsalternativene som er diskutert ovenfor, er det særlig to som ut i fra et strålevernssynspunkt er akseptable; lagring på land i kontrollerte sikkerhetsområder og deponering av kontaminert utstyr direkte på større havdyp. Sistnevnte løsning har en klar fordel med hensyn til doser til personell. Dette blir vesentlig redusert, da rensprosesser, transport og annen bearbeiding av avfallet ikke lenger vil være nødvendig. De samme problemene vil også i stor grad oppstå i forbindelse med direkte utslipp av LSA-scale, fordi materialet da først må fjernes fra utstyret. Ulempen er at man har liten mulighet til å kontrollere og inspisere deponeringsområdet.

Dette har man god mulighet til å gjøre dersom lagringen finner sted i et landbasert anlegg. Da vil man imidlertid øke dosebelastningen til personell, i tillegg som avfall:et er oppbevart i biologisk rike områder. I et slikt anlegg er også avfallet dårligere beskyttet mot naturkatastrofer (orkan, jordskjelv o.l), enn det vil være på havbunnen. Vi vil derfor slutte at totalt sett er deponering på havbunnen det alternativet som gir de laveste dosene, både til personell og potensielt til den øvrige befolkningen.

For begge disse metodene ville det være en klar fordel å etablere grenseverdier som sier hvilken del av avleiringene som kan behandles på den aktuelle måten, og hvilken del som krever en annen og mer omfattende spesialbehandling. I tillegg ville det vært en fordel med grenseverdier for hva som kan behandles som annet ikke-radioaktivt skrap. Avhengig av grenseverdiene, kan dette redusere lagringsvolumet betydelig, og samtidig sikre at LSA-scale lagres/deponeres på mest hensiktsmessig måte i forhold til aktivitetnivået.



#### 4.4 Konklusjoner

ISA-scale er som strålevernsproblem av relativt liten betydning både for involvert personell og for befolkningen forøvrig. Likevel er dette avfallet av en slik art at det kreves en spesialbehandling. Den praksis som i dag følges har oppstått på et noe tilfeldig grunnlag bl.a. på grunn av manglende retningslinjer gitt av myndighetene. Resultatet har blitt at kontaminert utstyr gjennomgår en lang behandlingsprosess med mange ledd, bl.a. transport til land, rensing, videre transport av avfallet og til slutt lagring.

Under denne prosessen er det rensingen som gir det største dosebidraget, både internt og eksternt. Totaldosene er her beregnet til å være nesten en faktor 10 høyere enn for offshore arbeid. I våre beregninger har vi funnet at eksterndosene er størst både ved offshorearbeid ved de vanlige rensesoperasjonene på land. Det er imidlertid knyttet en viss usikkerhet til disse beregningene, bl.a. fordi vi ikke har fått anledning til å kartlegge forstøvning av ISA-scale ved forskjellige arbeidsoperasjoner på land og på plattformer.

Vi har utført dosimetrisk beregninger som viser at den eksterne doseraten øker tilnærmet linjært med avleiringstykkelsen. Det samme er også tilfelle når det gjelder tettheten på avleiringene. Dette gjør ~ utvendige målinger er en lite tilfredsstillende metode for klassifisering og sortering av kontaminerte rør. Det samme vil også for en stor del være tilfelle ved direkte målinger på avleiringene inne i produksjonsrør. Av dette har vi konkludert med at laboratoricanalyser med henblikk på spesifikk aktivitet er den mest hensiktsmessige klassifiseringsmetoden.

Av de lagrings- og deponeringsalternativene vi har vurdert, er det to som ut fra strålevernshensyn regnes som spesielt hensiktsmessige; direkte plassering av kontaminert utstyr på havbunnen, og lagring i friluftsanlegg på land kun tilgjengelig for autorisert personell. Av disse er det bare den sistnevnte som antas å være akseptert etter dagens miljøpolitikk, selv om denne løsningen på grunn av en relativt lang behandlingprosess kan gi større personelldoser enn nødvendig. Hovedproblemet er at deponering av dette materialet på havbunnen vil bli oppfattet som "radioaktiv dumping", noe som politisk sett kan vurderes som en uakseptabel løsning. Dersom man får etablert grenseverdier for klassifisering av avfallet, vil man imidlertid kunne redusere behovet for spesiallagring betraktlig, og dermed også redusere den "radioaktive delen" av avfallet.

# Kapittel 5

## Referanser

## Referanser:

Automess Automation und Messtechnik GmbH, "Doserate meter 6150 AD and teletector 6150 ADT description and operating instructions", 1987.

Bertolini, G. and Coche A., "Semiconductor Detectors", Elsevier-North Holland, Amsterdam, 1968.

BP Exploration sikkerhetsforskrifter, "Helse, miljø og sikkerhet knyttet til lavradioaktivt belegg (LSA-scale)". BP-Norge, juni 1993.

Coast Center Base (CCB), "Prosedyre for rensing av lavradioaktive rør", CCB, november 1992.

Dixon, D. W., Hipkin, J., "Hazard assessment of work with ores containing enhanced levels of natural radioactivity", Radiological Protection Bulletin, mars 1983.

Durrance E. M., "Radioactivity in geology, principles and applications", Ellis series in Geology, 1986.

EDA Instruments Inc., "RD-200 Portable Radon Detector", bruksanvisning 1988.

Environmental Protection Agency (EPA), "Methodology for Characterization of Uncertainty in Exposure Assessments", Office of Health and Environmental Assessments, USEPA Washington DC 1985.

Harshaw Inc., "TLD Materials, Applications, Forms, Properties and Performance Capabilities", datablad 1989.

Hubell J. H., "Photon Mass Attenuation and Energy-absorption Coefficients from 1keV to 20 MeV", Center for Radiation Research. National Bureau of Standards, Washington DC, juli 1981.

IAEA safety series No. 61, "Controll of Radioactive Waste Disposal into the Marine Environment", Wien, 1983.

Institutt for Energiteknikk (IFE), "Sluttbehandling av produksjonsrør belagt med radioaktive avleiringer", rapport IFE/KR/F-90/040, IFE 1990.

International Commission on Radiological Protection (ICRP), publication no. 61, "Annual Limits on Intake of Radionuclides by Workers Based on the 1990 Recommendations", Pergamon Press, November 1990.

International Commission on Radiological Protection (ICRP), publication no. 30, "Limits for Intake of Radionuclides by Workers", Pergamon Press, July 1978.

Jacob, P., Paretzke H. G., Rosenbaum H. and Zankl M., "Effective dose equivalents for photon exposures from plane sources on the ground", Institut für Strahlenschutz, Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, D-8042 Neuherberg, FRG, November 1985.

James, A.C. and Monique Roy, "Dosimetric lung models", The Martinus Nijhoff Publishers for The Commission of European Communities, 1987.

Knoll, Glenn F., "Radiation detection and measurement", John Wiley & Sons 1979.

Krane, Kenneth S., "Introductory nuclear physics", Oregon State University, John Wiley & Sons, 1989.

Lundby, J. E., Institutt for energiteknikk, personlig korrespondanse 1994.

National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP), "Specification of Gamma-ray Brachytherapy Sources", publication no. 41, 1974.

Norsk Industriforening For Oljeselskap (NIFO), "Norsk olje og gass", NIFO 1993.

Pentreath, R. J., "Radionuclides in marine fish", Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 15, Harold Barnes Ed., Aberdeen University Press 1977.

Pucknell J., "Oilfield scale: An Investigation of the Mechanisms of Formation and Prevention and the Development of Methods by Which its Occurrence Can Be Predicted", Department of Petroleum Engineering, Heriot-Watt University, Edinburgh, Scotland, 1983.

RCA, "Photomultiplier Manual", Technical Series PT-61, RCA Solid State Division, Electro-Optics and Devices, Lancaster, PA 1970.

Reed P. A., "Stafford field scale deposits - a presentation to Mobil", 1989.

Reed G., Holland B. and MacArthur, ICI Tracerco, "Evaluating the real risks of radioactive scale in oil and gas production", Society of Petroleum Engineers (SPE), 1991.

Rollheim, Mette, "Scale formation during oil recovery - a kinetic model", doktor avhandling 1991:67 Institutt for uorganisk kjemi, Trondheim, 1991.

Staten byge- og Eiendomsdirektorat (SBED), "Depositt for lavt og middels radioaktivt avfall", konsekvensutredning etter Plan- og bygningsloven, hovedrapport, november 1991.

Skoog, Douglas A. and West, Donald M., "Fundamentals of Analytic Chemistry", Holt, Reinhart and Winston 1976.

Smith A. L., "Radioactive scale formation". Offshore Technology Conference, 1987, Journal of Petroleum Technology, juni 1987.

Statoil, "Krav om retningslinjer for håndtering av lav spesifikk aktivitet avleiringer", Statoil 12. oktober 1989.

Stranden E. og Strand T., "Natural gamma radiation in a Norwegian area rich in thorium", Radiation protection dosimetry Vol. 16 No. 4 pp. 325-328, 1987.

Stranden E. og Strand T., "Radon levels in alumshale rich Norwegian areas", The Fourth International Symposium on The Natural Radiation Environment, Lisboa, Portugal, December 7-11 1987.

Stranden E., "Assessment of the radiological impact of using fly ash in cement", Health Physics, Vol. 48, No.2, p. 145-153, received 1981.

Tanner A. B., "Radon migration in the ground: a supplementary review", The Natural Radiation Environment II, red. Gisell and Lowder p. 5-56

Vold, E., "Energy Dependence of Thermoluminescence Dosimetry in Environmental Monitoring". Proc. Symp. on the Natural Radiation Environment III, Houston 1978.

Waldram I. M., "Natural radioactive scale: the development of safe systems of work", Society of Petroleum Engineers, 1988, Journal of Petroleum Technology, august 1988.

Wilson A. J. and Scott L. Max, "*Characterization of radioactive petroleum piping scale with an evaluation of subsequent land contamination*", Health Physics 63 (6): p. 681-685;1992, recieved 1991.

Wolfram, Stephen, "*Mathematica®. A System for Doing Mathematics by Computer*", Addison-Wesley Publishing Company Inc., 1991.

Wohni T., "*Dosimeter for low level external radiation*", Radiation Protection Dosimetry, Nuclear Technology Publishing, april 1993.