

Radioaktive avleiringer i olje- og gassproduksjon

Innhold

Forord

Sammendrag

Summary in English

1 Naturlig radioaktivitet i olje- og gassproduksjon

1.1 Naturlig forekommende radioaktivitet

1.2 Dannelse av radioaktive avleiringer i olje- og gassproduksjon.

1.3 Metoder for å forebygge dannelse av avleiringer

1.4 Helse- og miljørisiko

Eksterndoser

Interndoser

2 Rensemetoder og avfallshåndtering

2.1 Rensemetoder og avfallshåndtering i Norge

2.1.1 Rensing av produksjonsutstyr

2.1.2 Mellomlagring og sluttdeponering

2.2 Rensemetoder og avfallshåndtering i noen andre oljeproduserende land

2.2.1 Storbritannia

2.3.2 Nederland

2.3.3 USA

3 Aktivitetsmålinger og doser til personell

3.1 Produksjonsvann og faststoffprøver

3.1.1 Produksjonsvann

3.1.2 Faststoffprøver

3.2 Personelldoser

3.2.1 Eksterndoser

3.2.2 Interndoser

3.2.3 Oppsummering

4 Monitorering

4.1 Innledning

4.2 Utstyr for monitorering

4.2.1 Klassifisering av produksjonsrør og annet utstyr, samt ved kontroll av avfall.

4.2.2 Yrkeshygieniske målinger

4.2.3 Miljøovervåkning

4.3 Gjennomføring av målinger

4.3.1 Klassifisering av produksjonsrør og annet utstyr

4.3.2 Kontroll av avfall

4.3.3 Yrkeshygieniske målinger

4.3.4 Miljøovervåkning

5 Mellomlagring og sluttdeponering

5.1 Innledning

5.2 Mellomlagring

5.3 Sluttdeponering

- 5.3.1 Injeksjon/reinjeksjon av avfall sammen med annet produksjonsavfall.
- 5.3.2 Avfall fylles i produksjonsstrenger som skal plugges og forlates
- 5.3.3 Eksport av utstyr for rensning i forbindelse med vedlikehold og gjenvinning
- 5.3.4 Etablering av deponi i nedlagte gruver eller andre typer fjellanlegg
- 5.3.5 Forbehandling og deponering ved godkjente deponier for uorganisk spesialavfall
- 5.3.6 Nedgraving av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer eller avfall fra rensing
- 5.3.7 Volumreduksjon og deretter sluttdeponering av det radioaktive avfallet i tilknytning til det nye nasjonale deponiet for lav- og middelsaktivt avfall
- 5.3.8 Andre løsninger

5.4 Totalvurdering

6 Oppsummering og konklusjon

Referanser

Forord

I forbindelse med produksjon av olje kan det oppkonsentreres naturlig radioaktive stoffer i avleiringer på innsiden av rør og annet utstyr som kommer i direkte kontakt med produksjonsvann. Det kan også oppkonsentreres naturlig radioaktive stoffer i tynne belegg i produksjons- og transportrør, samt i lagringstanker i forbindelse med gassproduksjon. Aktivitetskonsentrasjonene kan ofte være høyere enn de grenser for friklassifisering som er gitt i internasjonal sammenheng. Dette er bakgrunnen for at utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer og avfall fra rensing må tas spesielt hånd om. Det er i forbindelse med vedlikeholds- og rensoperasjoner at disse stoffene kan gi personeldoser og det nødvendiggjør verne- og beskyttelsestiltak for å holde stråledosene under akseptable nivåer.

I 1994 ble det etter initiativ fra Statens strålevern satt igang en utredning av problemomfang, metoder for klassifisering av utstyr, verne- og beskyttelsestiltak, samt forskjellige alternativer for sluttdeponering av avfall. Prosjektet «Naturlig radioaktivitet i oljeproduksjon» ble startet opp høsten 1994 og gikk over en periode av to år. Det er identifisert en rekke områder som krever ytterligere undersøkelser og i samarbeide med Institutt for energiteknikk er det tatt initiativer for få igang oppfølgende prosjekter.

Vi vil få takke for økonomisk bistand til prosjektet fra Statoil. Statoil og Statens strålevern har hver stått for 50% av prosjektkostnadene. Prosjektet har hatt en styringsgruppe som har bestått av Pål Tufto (Oljedirektoratet), Berhard D. Lyng (Statoil, frem til juni 1995) og Margareta Skoog (Statoil, fra juni 1995), samt Erik-Anders Westerlund (Statens strålevern). Prosjektleder Terje Strand (Statens strålevern) har også deltatt på møtene i styringsgruppen.

En rekke personer både nasjonalt og internasjonalt har gitt oss bistand i forskjellige deler av prosjektet, og det vil føre for langt å nevne alle i denne sammenheng. Vi vil imidlertid spesielt få rette en takk til Jan Tuxen Thingvoll (Statoil) som i hele prosjektperioden har bistått med råd og gitt viktige innspill. Han har dessuten ledet utredningsarbeidet under Oljeindustriens landsforening i forbindelse med pålegg fra myndigheten om å foreslå løsninger for mellomlagring og sluttdeponering av avfall fra rensing av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer. Prosjektgruppen har arbeidet i nær tilknytning til dette arbeidet bl.a. ved å delta som observatør på møtene.

Cand.scient. Dag Kristensen var tilknyttet prosjektet fra starten i 1994 og frem til 1. juni 1995 da han gikk over i annen stilling. Siv.ing. Irene Lysebo og dr.scient. Aleksandar Birovljev har deltatt i prosjektet fra mai 1995.

Østerås, 10. januar 1997

Terje Strand
Professor, dr.scient.
Prosjektleder

Sammendrag

I forbindelse med produksjon av olje kan det dannes avleiringer av salter i produksjonsrør og annet utstyr som kommer i direkte kontakt med produksjonsvann. Avhengig av en rekke fysiske og geokjemiske faktorer kan disse avleiringene inneholde forhøyede konsentrasjoner av naturlig radioaktive stoffer som ^{226}Ra , ^{228}Ra og datterprodukter. Det kan også dannes tynne belegg med forhøyet aktivitet av langlivede datterprodukter av radon, som bl.a. ^{210}Pb , på innsiden i produksjonssystemet, oppbevaringstanker og transportrør i gassproduksjon.

Høsten 1994 ble det startet opp et prosjekt for å undersøke nærmere hvilke aktivitetskonsentrasjoner man finner i avleiringer og andre faststoffprøver, samt produksjonsvann, i oljeproduksjon. Prosjektet hadde også som formål å se nærmere på metoder for monitorering, verne- og beskyttelsestiltak, samt aktuelle løsninger for slutt-deponering av avfall.

Analyser på prøver av avleiringer viser en gjennomsnittlig aktivitetskonsentrasjon av ^{226}Ra på mellom 20 og 25 Bq/g, og dette er høyere enn friklassifiseringsgrensen på 10 Bq/g som er gitt av Statens strålevern. Denne grensen er i overensstemmelse med anbefalinger fra bl.a. EU. Naturlig forekomst av ^{226}Ra i bergarter og jordsmonn er i gjennomsnitt på ca. 0,05 Bq/g, men kan i typer enkelte bergarter som bl.a. alunskifer være opp imot 5 Bq/g. Friklassifiseringsgrensene for ^{228}Ra og ^{210}Pb er også satt til 10 Bq/g.

Analyser på prøver av produksjonsvann fra ialt 11 produksjonsenheter på norsk kontinentalsokkel viser en gjennomsnittlig aktivitetskonsentrasjon av ^{226}Ra og ^{228}Ra på hhv. 4,1 Bq/l og 2,1 Bq/l, og det er tre størrelsesordener høyere enn naturlig konsentrasjon av disse stoffene i sjøvann. Med den enorme fortykning som man har vil det ikke være mulig - selv nær inntil produksjonsenhetene - å kunne påvise forhøyde konsentrasjoner i havvann eller konsekvenser for marine planter og organismer. Utslippene av produksjonsvann er langt lavere på norsk side enn på britisk side av Nordsjøen, men dette kan endre seg etterhvert som de store norske feltene kommer i en senere produksjonsfase.

Undersøkelser viser at personliddosene ved håndtering og rensing av produksjonsrør og annet utstyr som kan være belagt med radioaktive avleiringer, samt ved lagring og transport av avfall, er langt lavere enn de dosegrenser som er gitt av Statens strålevern. Forutsatt at nødvendige verne- og beskyttelsestiltak er introdusert vil dosene være langt lavere enn det som en rekke andre grupper av yrkeseksponerte får i sitt arbeide. Spesielt vil slike verne- og beskyttelsestiltak være viktige i arbeidsoperasjoner som kan medføre forstøvning eller avgassing i dårlig ventilerte lokaler.

Metoder for monitorering innbefatter både metoder for klassifisering av produksjonsrør og annet utstyr, yrkeshygieniske målinger og målinger i forbindelse med kontroll av avfall og miljøovervåkning. Når det gjelder klassifisering av produksjonsrør anbefales metoder med måling av eksternt dose-rate på utsiden - nær inntil overflaten. Usikkerheten ved slike målinger kan imidlertid være store og det vil derfor være nødvendig å korrigere måleresultat med supplerende informasjon som tykkelse av avleiring, samt fuktighet og eventuelt tilslag av slam og oljerester. Klassifisering av annet utstyr kan i noen tilfeller være vanskelig pga. egenskjerming fra utstyret, utstyrets utforming eller at mengdene avleiringer i deler av utstyret er så små at deteksjon er vanskelig. En mulig metode kan være å måle overflateaktiviteten på

innsiden av utstyret, men slike målinger kan i noen tilfeller være vanskelig å gjennomføre pga. utstyrets utforming. Andre alternativer kan være måling av aktivitetskonsentrasjon i prøver vha. høyopløselig gammaspektrometri.

På grunn av at personelldosene fra ekstern stråling generelt er lave vil det ikke være noe krav om at personell skal bære persondosimetre. Andre målinger i forbindelse med kontroll av avfall og miljøovervåkning vil i hovedsak være målinger på prøver vha. høyopløselig gammaspektrometri.

En rekke løsninger er aktuelle for sluttdeponering av utstyr eller avfall som inneholder radioaktive avleiringer. Nasjonalt lov- og regelverk, nasjonal policy og internasjonale konvensjoner gir imidlertid en rekke føringer ved valg av løsning. Forskjellige løsninger er forsøkt klassifisert i fire kategorier mht. aktualitet og av disse er følgende vurdert som mest aktuelle: 1) Nedgraving av avfall med innkapsling og omgitt med betongbarriere, 2) Injeksjon/reinjeksjon av avfall i formasjonen sammen med annet produksjonsavfall, 3) Forbehandling og deponering ved godkjente deponier for uorganisk spesialavfall og 4) Etablering av deponi i nedlagte gruver eller andre typer fjellanlegg.

Det er en rekke uklarheter knyttet til lov- og regelverk, og når det gjelder forpliktelser i hht. internasjonale konvensjoner. Tolkning og mulige endringer i lover, forskrifter og internasjonale konvensjoner kan ha avgjørende betydning for valg løsning. Det er dessuten store usikkerheter når det gjelder å kunne anslå kostnadene for de forskjellige alternativene. Det vil derfor være nødvendig med grundigere utredninger før det kan foretas endelig valg av løsning.

Summary in English

English title:

Deposits of naturally occurring radioactivity in production of oil and natural gas

Radioactive deposits, often referred to as *LSA (Low Specific Activity) scale*, can under certain circumstances be formed inside production equipment in oil production. These deposits contain elevated levels of radioactivity, mainly ^{226}Ra , ^{228}Ra and their daughter products, and represents a waste problem for the oil industry. Thin layers with enhanced activity of long-lived daughters of radon, mainly ^{210}Pb and ^{210}Po , can be formed inside equipment in gas production.

A project was started in fall 1994 with the following main goals;

- obtain an overview of activity concentrations in deposits, i.e. scale, sand and sludge, and in production water
- measure doses to workers involved in handling and cleaning of contaminated equipment on and off shore
- obtain an overview of methods for monitoring, including methods for classification of equipment, occupational hygiene measurements, and measurements in connection with control of waste and environmental supervision
- discuss alternatives for final disposal of low radioactive waste from the oil and gas industry

Analysis of deposits from several North Sea installations show a mean activity concentration of ^{226}Ra between 20 and 25 Bq/g, and this is above the exemption level of 10 Bq/g given by the Norwegian Radiation Protection Authority, in accordance with E.U. regulations. Naturally occurring ^{226}Ra in various types of rock, for instance alum shale, can be up to 5 Bq/g. The exemption limits for ^{228}Ra and ^{210}Pb are also set to 10 Bq/g.

Samples of production water, taken from 11 Norwegian production units, show a mean activity concentration of 4,1 and 2,1 Bq/l for ^{226}Ra and ^{228}Ra , respectively, and this is three orders of magnitude higher than the natural concentration of these nuclides in sea water. Because of the extreme dilution of production water that is released into the sea it will not be possible - not even close to the production units - to show enhanced levels of radioactivity in sea water or consequences for marine organisms. The amounts of production water released on Norwegian side of the North Sea is smaller than on British side, but this can change as the Norwegian fields enter a later production face.

External exposure to workers has been measured during typical operations both off shore and on shore involving handling and cleaning of contaminated equipment. The doses are far smaller than the dose limits set by the NRPA. Release of dust from contaminated items is not found to be significant during normal operations. Provided that the correct protective measures are taken, doses to workers will be much lower than doses other groups of radiation workers. Such protective measures are especially important in situations where dust can be generated during handling or cleaning in poorly ventilated areas.

Methods for monitoring include method for classification of production tubes and other types of equipment, personal dosimetry and measurements in connection with control of waste and environmental supervision. When classifying production tubes, measurements of external dose rate

close to the surface of the equipment is recommended. The uncertainty in such measurements can be high, and it will be necessary to correct measured results with supplementing information such as the thickness of the deposits, the humidity and the content of sludge and oil. Classification of other types of equipment can be difficult because of self shielding from the equipment, the equipment's shape or that the amount of deposits in parts of the equipment is small. One possible method in these cases can be to measure the surface contamination on the inside of the equipment, but these kind of measurements can in some cases be difficult because the inside surfaces are not accessible. Other alternatives can be measurements of activity concentration in samples by high resolution gamma spectrometry. Because the occupational doses from external radiation are generally low, personal dosimeters are not required. Measurements in connection with control of waste and the environmental will mainly be measurements of activity concentration in samples by high resolution gamma spectrometry.

Several solutions for final disposal of contaminated equipment or waste containing radioactivity are of interest. However, national laws and regulations, national policy and international conventions gives certain restrictions. Different solutions have been classified into four categories, and the following solutions have been considered of most interest;

1. Burying encapsulated waste, surrounded with a concrete barrier
2. Injection/reinjection of waste in formations with other types of production waste
3. Pre-treatment and depositing of waste in approved storage facilities for inorganic waste
4. Establishing a depository in closed mines or similar facilities

There are a number of uncertainties related to laws and regulations and to commitments to international conventions. Interpretations and possible changes in laws, regulations and conventions will be of crucial importance when the final decision on disposal of waste is taken. There are also a number of uncertainties in the estimations of cost of the different solutions. It will be necessary with a more thorough investigation before the final decision of can be made.

1 Naturlig radioaktivitet i olje- og gassproduksjon

Dette kapittelet gir en kort innledning med beskrivelse av forekomst og dannelse av naturlig radioaktivitet i olje- og gassproduksjon.

1.1 Naturlig forekommende radioaktivitet

Alle mineraler og bergarter i jordskorpen inneholder små, men målbare mengder naturlig forekommende radioaktive materialer som stammer fra den gang jorden ble dannet. I en del litteratur betegnes dette som NORM - Naturally Occuring Radioactive Materials. Disse materialene eksisterer overalt i miljøet; i jord, vann, luft, mat og geologiske materialer (UNSCEAR, 1988 & 1993, White, 1990). NORM inkluderer langlivede isotoper av kalium (^{40}K), uran (hovedsakelig ^{238}U) og thorium (hovedsakelig ^{232}Th) som har halveringstider i størrelsesorden milliarder av år. Både ^{238}U og ^{232}Th er opprinnelsen til to radioaktive serier med en rekke kortlivede datternuklider som vist i Tabell 1.1 Det er oppkonsentrering av datterprodukter fra disse to kjedene som gir opphav til problemet med naturlig radioaktivitet i avleiringer i produksjonsutstyr i olje- og gassproduksjon.

Hver nuklide i uran- og thoriumserien desintegrerer ved å emittere enten alfa- eller betastråling. *Alfastråling* er heliumkjerner som består av to protoner og to nøytroner. Når kjernen avgir alfastråling reduseres atomnummeret (Z) med 2 og nukleontallet (dvs. summen av antall nøytroner og protoner i kjernen som ofte betegnes A). Alfastråling har svært kort rekkevidde i luft (noen få centimeter), og vil stoppes lett av bare et tynt papir, klærne på kroppen vår eller beskyttelseslaget ytterst i huden som består av døde hudceller («dødhuden»). *Betastråling* er elektroner som dannes i kjernen når et nøytron går over til et proton og derfor øker atomnummeret (Z) med 1. Betastråling har noe lenger rekkevidde i luft enn alfastråling (opptil 1 meter), og kan trenge gjennom beskyttelseslaget i huden og gi stråledoser til levende celler. Ved utsendelse av betastråling vil det også ofte sendes ut elektromagnetisk stråling (fotoner) som betegnes *gammastråling*. Gammastråling har stor gjennomtrengelighet og kan gi stråledoser til enhver celle hvis man oppholder seg nær en radioaktiv kilde som avgir denne typen stråling.

I forbindelse med radioaktive avleiringer i olje- og gassproduksjon er det særlig to isotoper av radium i uran- og thoriumserien som er viktig, dvs. ^{226}Ra og ^{228}Ra . Halveringstiden for ^{226}Ra og ^{228}Ra er henholdsvis 1620 år og 5.8 år. Disse stoffene har vi naturlig i så og si alt materiale vi omgir oss med.

Tabell 1.2 viser en oversikt over aktivitetskonsentrasjoner av ^{226}Ra og ^{228}Ra i forskjellige jordtyper og bergarter. Noen bergarter som bl.a. alunskifer kan inneholde aktivitetskonsentrasjoner av ^{226}Ra på opp mot 5 Bq/g, og innenfor strålevernet har særlig oppmerksomheten omkring radonproblematikken i områder med store forekomster av slike bergarter fått høy oppmerksomhet (Strand et al 1992). Av Tabell 1.2 ser vi også at aktivitetskonsentrasjonen av ^{228}Ra vanligvis er noe lavere enn for ^{226}Ra , med unntak av noen bergarter med små forekomster og begrenset til et gammelt gruveområde ved Ulefoss i Telemark (Stranden & Strand, 1986). Det er også funnet områder i andre deler av verden

Tabell 1.1 Uran- og Thorium-seriene

Uran-serien				Thorium-serien			
	Decay	Halveringstid	Energi (MeV) ²		Decay	Halveringstid	Energier (MeV) ²
²³⁸ U	α	4,47 10 ⁹ år	4,15; 4,20	²³² Th	α	1,41 10 ¹⁰ år	4,01; 3,95
²³⁴ Th	β	21,1 dager	0,10; 0,20	²²⁸ Ra	β	5,75 år	0,04; 0,02
²³⁴ Pa	β	1,17 min	2,3	²²⁸ Ac	β	6,13 timer	1,16; 2,07; 1,73
²³⁴ U	α	2,45 10 ⁵ år	4,72; 4,78	²²⁸ Th	α	1,91 år	5,42; 5,44
²³⁰ Th	α	7,54 10 ⁴ år	4,62; 4,69	²²⁴ Ra	α	3,66 dager	5,69; 5,45
²²⁶ Ra	α	1600 år	4,60; 4,78	²²⁰ Rn	α	55,6 sek	6,29
²²² Rn	α	3,82 dager	5,49	²¹⁶ Po	α	0,150 sek	6,78
²¹⁸ Po	α	3,11 min	6,00	²¹² Pb	β	10,6 timer	0,33; 0,57
²¹⁴ Pb	β	26,8 min	0,67; 0,72; 1,02	²¹² Bi ³	α β	1,01 timer	α: 6,05; β: 2,25; 0,55
²¹⁴ Bi	β	19,9 min	3,27; 1,54; 1,50	²¹² Po	α	2,98 10 ⁻⁷ sek	8,78
²¹⁴ Po	α	1,64 10 ⁻⁴ sek	7,69	²⁰⁸ Tl	β	3,05 min	1,79; 1,28; 1,52
²¹⁰ Pb	β	22,3 år	0,02; 0,06	²⁰⁸ Pb	stabil		
²¹⁰ Bi	β	5,01 dager	1,16				
²¹⁰ Po	α	138 dager	5,30				
²⁰⁶ Pb	stabil						

¹ Inkluderer ikke elementer med mindre enn 0,2% utbytte.

² Energi for alfaemisjon samt maksimumsenergi for betaemisjon

³ Decay både til ²¹²Po (64%) og ²⁰⁸Tl (36%)

med svært forhøyde aktivitetsnivåer av elementer i uran- og thoriumserien i berggrunn og jordsmonn - bl.a. i Australia, India, Brasil og Iran (UNSCEAR, 1988). I enkelte tunge mineraler fra gruveutvinning i Australia er det rapportert om konsentrasjoner av ²³⁸U og ²³²Th på opp imot hhv. 900 Bq/g og 40 Bq/g (Koperski 1993). Det er gjennomført målinger på prøver av jord- og bergarter fra en rekke steder i verden, og på bakgrunn av dette materialet har UNSCEAR (1988) beregnet gjennomsnittskonsentrasjon for verden som helhet til 25 Bq/kg (0,025 Bq/g) for både ²³⁸U og ²³²Th.

I en rekke industrielle prosesser skjer det en oppkonsentrering av naturlig radioaktive stoffer, ved forbrenning av kull, utvinning og produksjon kjernebrensel, gjødselproduksjon men også, som vi skal diskutere nærmere i denne rapporten, i forbindelse med oljeproduksjon.

I forbindelse med radioaktive avleiringer er det satt en foreløpig friklassifiseringsgrense på 10 Bq/g (Statens strålevern, 1996c) for hhv. ²²⁶Ra, ²²⁸Ra og ²¹⁰Pb og Tabell 1.2 viser at det er svært sjelden man kommer opp i aktivitetskonsentrasjoner som er høyere enn dette i jord og bergarter. Aktivitetsnivåer i avfall fra rensing av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer diskuteres nærmere i Kap.3.

Tabell 1.2 Aktivitetskonsentrasjon av ^{226}Ra og ^{228}Ra i ulike typer jord og bergarter (etter Strand 1987, Christensen et al 1990b og UNSCEAR 1993).

Jordtype/bergart	Aktivitetskonsentrasjon (Bq/kg)	
	^{226}Ra (^{238}U -serien)	^{228}Ra (^{232}Th -serien)
Gjennomsnittskonsentrasjon i jord og bergarter ¹	25	25
Jordarter:		
Sand og slam	5-25	4-30
Leire	20-120	25-80
Morene	20-80	20-80
Alunskiferrik jord	100-1200	20-80
Bergarter:		
Normal granitt	20-120	20-80
Thorium- og uranrik granitt	100-500	40-350
Gneis	20-120	20-80
Dioritt	1-20	4-40
Sandstein	5-60	4-40
Kalkstein	5-20	1-10
Skifer	10-120	8-60
Alunskifer:		
midtre kambrium	120-600	8-40
øvre kambrium/nedre ordovicium	600-5000	8-40
Rødstein ²	50-600	200-12000
Raudhaugite ²	20-300	150-7000

¹ Gjennomsnitt for hele jorden i hht. UNSCEAR, 1988.

² Bergarter fra Fen-feltet ved Ulefoss i Telemark (Stranden & Strand 1986)

1.2 Dannelse av radioaktive avleiringer i olje- og gassproduksjon.

En nødvendig forutsetning for at avleiringer skal kunne dannes er at avleiringsdannende mineraler utfelles som følge av en overmetning. Noen årsaker til at overmetning finner sted, relatert til offshore oljeproduksjon, kan være (Rollheim, 1991):

- Blanding av inkompatible væsker, f.eks ved injeksjon av sjøvann i en brønn der formasjonsvannet inneholder helt andre mineralkonsentrasjoner enn det injiserte vannet.
- Fall i trykk og temperatur kan føre til 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 karbondioksid 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 prosesser som må til for at avleiringer 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 rørvæggen) 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 (Pucnell, 1983):

- Transport pga. elektrostatiske krefter
- Avsetning forårsaket av gravitasjonskrefter
- Avsetning pga. skjærkrefter
- Transport ved Brownsk diffusjon
- Avsetning pga. 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 (Pucnell, 1983). Gravitasjonskrefter vil naturlig nok ha størst betydning for overflater parallelt med jordoverflaten. Skjærkrefter 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. Brownsk diffusjon er signifikant ved liten partikkelstørrelse, noe som er tilfelle i begynnelsen av utfellingsfasen. Treghetskrefter virker når strømmingen skifter retning, slik at partikkelen da blir trukket mot overflaten. Dette skjer derfor oftest i rørbend og liknende (Rollheim, 1991). Eddy diffusjon oppstår bare i den turbulente delen av strømmen, noe som gjør den avhengig av røroverflatens beskaffenhet. Diffusjonsraten er proporsjonal med friksjonen mellom væske og vegg (Pucnell, 1983).

Hvert element i de radioaktive kjedene har de kjemiske egenskaper som er karakteristisk for det spesielle elementet. På grunn av forskjellige kjemiske egenskaper kan kjemiske eller fysiske forandringer i formasjonen føre til en forstyrrelse av likevekten mellom elementene. Uran og thorium i geologiske formasjoner er lite løselige, mens radium kan være mer løselig avhengig av hvilke anioner som finnes i formasjonen (White, 1992). Under visse fysiske og kjemiske betingelser kan vann i geologiske formasjoner føre til at radium løses og lekker ut fra formasjonen.

Naturlig radioaktive stoffer i utstyr i olje- og gassproduksjon kan forekomme i flere former (White, 1992):

- I. **Avleiringer som inneholder ^{226}Ra og ^{228}Ra , samt datterprodukter av disse:** Denne typen avleiring kalles ofte *LSA (Low Specific Activity) scale* og karakteriseres ved at det dannes et hardt belegg på innsiden av produksjonsutstyr som har vært i kontakt med vannholdig olje. Avleiringene kan deles inn i to hovedtyper; karbonat- og sulfat-avleiringer. Sulfatavleiringer dannes ved at sulfationer felles ut av væsken inne i produksjonsrør. Denne utfellingen skjer når formasjonsvann, som finnes naturlig i reservoaret, kommer i kontakt med sjøvann som injiseres for å opprettholde trykket etterhvert som reservoaret tømmes for olje. Sjøvann inneholder normalt lavere konsentrasjoner av bl.a. barium, strontium og kalsium enn det som er normalt for formasjonsvannet. Når disse væskene blandes vil man derfor få en overmetning mhp. de nevnte mineralene, og man får en utfelling (Smith, 1987). Det radioaktive grunnstoffet radium har kjemiske egenskaper som er svært lik egenskapene til barium, strontium og kalsium, og ved utfelling av disse stoffene vil også radium *medfelles*. Avleiringene får dermed forhøyet aktivitet i forhold til det som er normalt i sedimentære bergarter. Karbonatavleiringer dannes som et resultat av at både trykk- og temperaturforhold i

produksjonsstrengen avtar med avstanden fra reservoaret. Dette fører til at løseligheten for karbon avtar, og vi får en overmetning og utfelling av kalsiumkarbonat. Denne typen avleiringer inneholder ikke nevneverdige konsentrasjoner av radioaktive stoffer (Smith, 1987).

II. Sand og slam som inneholder ^{226}Ra og ^{228}Ra , samt datterprodukter av disse: Kontaminert sand og slam finnes i alt utstyr i oljeproduksjon som har vært i kontakt med produsert vann og som gir faste stoffer muligheten til å feste seg. Disse stoffene vil da fjernes fra væskestrømmen, og kan avsettes og akkumuleres i rør, ventiler, separatorer, tanker og annet produksjonsutstyr (EPA, 1991).

III. Radongass: Radioaktiv nedbrytning av ^{226}Ra resulterer i dannelsen av radon (^{222}Rn). Radon er en edelgass, og kan derfor frigis fra materialer som inneholder ^{226}Ra . Inhalasjon av datterproduktene av radon kan gi stråledoser til lungene. Ved nedbrytning av ^{228}Ra dannes det også en isotop av radon - ^{220}Rn , som ofte kalles thoron, men denne isotopen har mye kortere halveringstid enn ^{222}Rn (55 s sammenlignet med 3,82 d) og gir liten avgassing fra materialer. Den representerer derfor et langt mindre strålevernsmessig problem enn ^{222}Rn . De fysiske egenskapene til materialet som inneholder radium vil i stor grad bestemme fraksjonen av radon som frigis. Et porøst materiale vil avgi radon i større grad enn et tettere materiale.

IV. ^{210}Pb i gassrør: På indre overflater i rør og annet utstyr som brukes i produksjon og transport av naturgass kan det avsettes naturlig radioaktivitet i de svært tynne belegg som ofte dannes. Disse tynne beleggene kan inneholde forhøyde konsentrasjoner av ^{210}Pb . Dette er et langlivet datterprodukt av ^{222}Ra . Halveringstiden for ^{210}Pb er 22,3 år, mens halveringstidene til de mellomliggende nuklidene er langt kortere - fra noen brøkdeler av sekunder til noen titalls minutter. Dette fører til at ^{210}Pb akkumuleres over tid. ^{210}Pb har to datterprodukter hhv. ^{210}Bi og ^{210}Po , hvorav ^{210}Po er en alfaemitter med en halveringstid på 138 dager. Den spesifikke aktiviteten i avleiringer som inneholder ^{210}Pb kan være betydelig forhøyet. Da slike belegg vil være meget tynne, oppgis aktiviteten som oftest i aktivitet pr. overflateenhet (Bq/cm^2), og ikke som aktivitet pr. masseenheter (Bq/g).

1.3 Metoder for å forebygge dannelsen av avleiringer

Når saltavleiringer oppstår, kan dette problemet løses på følgende måter (Rogalands-forskning, 1986):

- Fjerning av dannede avleiringer for igjen å komme tilbake til opprinnelig produksjonsnivå
- Hemming av videre saltavleiringer for å opprettholde produksjonsnivået.

Når opphopning av saltavleiringer blir så stor at rensing bør vurderes kan man velge mellom følgende prosesser (Rogalandsforskning, 1986):

- Rene mekaniske prosesser: hydraulisk oppsprekking for å rense nærområdet, boring eller skraping for å rense brønnen eller jetting, hvor salt blåses eller suges vekk
- Rene kjemiske metoder: syrebehandling eller kompleksering for å løse avleiringene i behandlingsvæsken
- Kombinering av mekanisk og kjemisk behandling.

Hvilken metode som kan benyttes må basere seg på undersøkelser av hvor i produksjonssystemet avleiringene befinner seg, eller på grunnlag av erfaring antas å befinne seg, og hvor store mengder det kan være snakk om. Mekaniske metoder kan ofte være effektive for å redusere innsnevring i brønnen og på overflaten av brønnveggen, men for vanskelig tilgjengelige steder i brønnen eller formasjonen må man i de fleste tilfeller benytte kjemikalier som kan løse opp saltene. Hydraulisk oppbrekking er en metode som har vært en del benyttet. Den umiddelbart følgende produksjonsøkningen man vil få ved en slik metode vil som oftest relativt fort snu til en drastisk reduksjon i produksjonen, spesielt hvis det er store saltavsetninger i området like inntil brønnveggen. Ved en oppsprekking av formasjonen vil trykkfallet i dette området føre til den samme sterke avleiringsmekanismen inne i sprekkdannelsen, og her er avleiringene adskillig vanskeligere å fjerne. Som oftest er det både billigere og teknisk sett enklere å benytte kjemikalier til å fjerne avleiringer. Diverse former for syrebehandling har vært benyttet til å løse karbonatutfellinger, men er ikke særlig effektive når det gjelder å løse sulfatavleiringer, og er dermed mindre aktuelle for radioaktive avleiringer.

Ideelt sett ønsker man å benytte metoder som hindrer eller hemmer betydelig utfelling av tungt løselige salter i produksjonssystemet. Slike metoder kan aldri bli 100% effektive, men en betraktelig hemming av utfellingen på forskjellige nivåer i systemet bør kunne oppnås. Hemming av utfellingen fungerer som oftest som en påvirkning på tidsfaktoren. De termodynamiske betingelser vil vanskelig kunne påvirkes. Dette kan i en viss grad gjøres for overflateutstyr, men nede i brønnen må man forsøke å påvirke avleiringen med tilsetning av kjemikalier som forsinker utfellingshastigheten. Endring av overflatematerialet i produksjonssystemet har også vært forsøkt, men uten påviselige effekter (Vetter, 1985).

Et stoff som nedsetter avleiringsmengden vil måtte virke hemmende på ett eller flere trinn i dannelsesprosessen. Inhibitorer kan generelt tenkes å hemme (Rogalandsforskning, 1986):

- Dannelse av krystallkjerner
- Vekst av krystallkjerner
- Avsetning av krystallkorn

Metoder med bruk av kjemiske forbindelser må i tillegg til å nedsette utfelling av salter også være (Rogalandsforskning, 1986):

- Økonomisk gunstig
- Kjemisk og fysisk kompatibelt med de aktuelle brønn- og formasjonsbetingelser
- Teknisk anvendbart.

Det første kravet gjør at et kompleksdannende stoff som virker i størkiometrisk mengdeforhold må utelukkes. Bare kjemikalier som er virksomme ved en lav terskelkonsentrasjon kan komme i betraktning. En slik inhibitor må virke effektivt ved konsentrasjoner som er langt lavere enn de konsentrasjoner som er nødvendig for å kompleksbinde det saltutfellende kationer.

Mange typer kjemikalier har vært forsøkt benyttet som inhibitor for saltavleiringer i oljefelt (Cowan og Weintritt, 1976), men bare to hovedtyper ser i dag ut til å være aktuelle (Rogalandsforskning, 1986):

- Fosfonater
- Polyakrylater eller andre polykarboksylsyrer

Kjemikalier innen disse gruppene er tilgjengelige på et økonomisk akseptabelt nivå og er stabile under de vanlige forhold i brønnen og produksjonssystemet. Når fosfonatmolekylet virker som inhibitor, vil det adsorberes til overflaten av saltkrystallen. En slik adsorpsjon skjer fysisk eller kjemisk. Det antas at delvise bindinger dannes mellom atomer i saltkrystallenes overflate og inhibitoren på lignende vis som ved kompleksdannelse. Fosfonater er generelt gode kompleksere midler, men det ser ikke ut til å være noen direkte sammenheng mellom inhibitorens effektivitet og kompleksstabilitet. Når det gjelder polyakrylats hemmende virkning skyldes det molekylenes evne til å adsorberes på overflaten av salter som igjen kan føre til blokkering av aktive vekstpunkter.

Bruken av inhibitorer har vist en klar økning de siste årene. Fra 1989 til 1994 økte forbruket av inhibitorer på tre av Statoils plattformer med mellom 45 og 770 % (Statoil, 1995).

1.4 Helse- og miljørisiko

Når det gjelder helseeffekter og helseisiko i forbindelse med eksponering for ioniserende stråling henvises det til bl.a. ICRP (1990 og 1991) eller UNSCEAR (1994). Diskusjonen i denne rapporten er bare summarisk.

Eksterndoser

Ved opphold nær utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer, kan man bli utsatt for ekstern gammastråling og til en viss grad betastråling. Målinger i Norge og andre oljeproduiserende land viser imidlertid at eksterndosene ved håndtering av utstyr, eller ved opphold nær utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer, er svært lave sammenliknet med andre grupper som utsettes for stråling i sitt yrke, som bl.a. medisinsk røntgenpersonell, og er langt lavere enn dosene fra ekstern bakgrunnstråling - se Tabell 1.3 og 1.4.

Tabell 1.3 viser doser fra rensing av radioaktive avleiringer sammenliknet med de dosene som befolkningen mottar fra naturlig stråling og Tabell 1.4 viser kollektivdoser og gjennomsnittsdoser for yrkeseksponerte i verdenssammenheng.

Interndoser

Ved rensing av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer, kan det frigjøres radioaktivt støv til luften. Både ^{226}Ra og flere av datterproduktene avgir alfa-stråling, og ved inhalasjon av støv kan dette gi doser til lungene. Når man arbeider med utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer, er det derfor viktig at man benytter nødvendige verne- og beskyttelsestiltak. Slike tiltak bør rette seg spesielt mot å begrense innånding av støv - se kapittel 3. Ved gode rutiner og sikkerhetstiltak vil dosene være langt lavere enn det gjennomsnittsnormannen mottar fra radoneksponering i inneluft - se Tabell 1.3.

Dosene til personell som håndterer utstyr som er belagt med lavradioaktive avleiringer er langt lavere enn dosene til de fleste andre yrkesgrupper som utsettes for stråling i sitt arbeid - se Tabell 1.4. Forutsatt at nødvendige verne- og beskyttelsestiltak følges i forbindelse med håndtering og rensing av slikt utstyr vil risiko for helseskade være svært liten.

Den risiko som et gitt radioaktivt stoff representerer for helse og miljø avhenger av mange faktorer (White, 1992), bl.a.

- Type stråling (alfa-, beta-, eller gamma-stråling)
- Energien til strålingen
- Aktivitetsnivå
- De kjemiske egenskapene til stoffet
- Fysisk form på det kontaminerte materialet
- De kjemiske og fysiske karakteristika til omgivelsene

Strålingsdoser fra naturlig forekommende stoffer i olje- og gassproduksjon kan forekomme gjennom følgende veier:

- Inhalasjon av radiumholdig støv samt radon og radondatterprodukter i luft
- Ekstern gamma stråling
- Ekstern beta stråling fra åpne flater
- Peroralt inntak av kontaminert mat eller vann
- Kontaminering av huden

Personelldosene representerer svært liten risiko for helseskade så lenge de radioaktive materialene befinner seg i utstyret og det ikke genereres støv ved håndtering. Ved opphold nær steder hvor radioaktive avleiringer er akkumulert kan man bli utsatt for gammastråling og betastråling hvis man er i nærheten av åpne flater. Målinger i Norge og andre oljeproduiserende land (Kristensen, 1994) viser imidlertid at eksterndosene ved opphold nær avleiringer er svært små og kan som oftest neglisjeres. Det er svært lite sannsynlig at selv opphold over lang tid, f.eks. ved fulltids arbeid nær slikt utstyr, vil gi doser som kan komme opp imot fastsatte dosegrenser for yrkeseksponerte (Statens strålevern, 1995).

Det er i forbindelse med vedlikehold og rensing av kontaminert utstyr at personell kan bli utsatt for signifikante stråledoser. Ved rensing av utstyr og håndtering av avfall kan radioaktivt materiale frigjøres til luft i form av støv, og gjøres tilgjengelig for inhalasjon. Spesielt viktig vil dette være i forbindelse med eventuell tørrensing. Oppbevaring av utstyr eller avfall i områder med dårlig ventilasjon kan også føre til forhøyde radonkonsentrasjoner i luft.

Peroralt inntak er av langt mindre betydning bl.a. pga. lavt opptak av radiumforbindelser i via mage- og tarmsystemet, og fordi mulighetene for inntak via kontaminering av vann eller mat er liten. Det er en forutsetning av spising og drikking ikke skal forekomme i områder hvor utstyr renses. Personelldoser ved rensing diskuteres nærmere i Kapittel 2.

Lagring av utstyr og avfall fra rensing kan føre til at jord og vann kontamineres. Det kan føre til forhøyet bakgrunnstråling fra omgivelsene i området eller forhøyde radonkonsentrasjoner i nærliggende bygninger. Ved valg av sluttdeponeringsløsning er det derfor svært viktig å unngå overflatedeposering i nærheten av eksisterende boliger eller andre typer bebyggelse. Dette gjelder også landområder som i kan bli benyttet for fremtidig bebyggelse. Forutsatt at disse betingelsene oppfylles vil fremtidige doser ved sluttdeponering være svært lave og kan neglisjeres. Forurensning av miljøet ved utslipp under forskjellige operasjoner både offshore og onshore og miljøkrav ved valg av sluttdeponeringsløsninger diskuteres nærmere i kapittel 5.

Tabell 1.3 Personelldoser i forbindelse med rensing av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer sammenliknet med stråling fra naturlig stråling i Norge (Statens strålevern, 1996c).

	Gjennomsnittlig effektiv årsdose (mSv/år)	Individuell variasjon i årsdose (mSv/år) ²⁾
Personelldoser i forbindelse med rensing av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer ¹⁾	0,1	0,01 til 0,7
Ekstern gammastråling fra omgivelsene	0,55	0,3 til 3
Naturlig radioaktivitet i matvarer	0,37	0,3 til 1,2
Stråling fra verdensrommet	0,33	0,3 til 0,6
Radoneksposering i inneluft	2,0	0,5 til 500

¹⁾ Det forutsettes at nødvendige verne- og beskyttelsestiltak (se Bilag 3) er truffet.

²⁾ 99% konfidensintervall

Tabell 1.4 Årlig kollektiv og effektiv dose for yrkeseksponerte i verdenssammenheng basert på rapportering i til UNSCEAR for perioden 1985-89 (UNSCEAR, 1993).

Yrkeskategori	Årlig kollektiv effektiv dose (manSv/år)	Årlig midlere effektiv dose pr arbeidstaker (mSv/år)
Kjernekraft¹⁾		
Gruvedrift (uranutvinning)	1200	4,4
Prosessering	120	6,3
Anrikning	0,4	0,08
Produksjon av brensel	22	0,8
Drift av reaktor	1100	2,5
Reprosessering	36	3,0
Forskning	100	0,8
Totalt	2500	2,9
Andre yrkesgrupper		
Industriell virksomhet	510	0,9
Militær aktivitet	250	0,7
Medisinsk virksomhet	1000	0,5
Totalt	1800	0,6
Alle yrkesgrupper		
Totalt	4300	1,1

¹⁾ Omfatter hele produksjonsringen fra gruvedrift med utvinning av uran til drift og reprosessering, men ikke i forbindelse med sluttbehandling av reaktorer og avfallsbehandling/håndtering

2 Rensemeter og avfallshåndtering

Dette kapittelet gir en kortfattet gjennomgang av lov- og regelverk, samt om dagens praksis når det gjelder resemeter og avfallshåndtering i Norge og i noen andre olje-produserende land - spesielt i Storbritannia og Nederland.

2.1 Rensemeter og avfallshåndtering i Norge

På lik linje med alt annet arbeid med ioniserende stråling reguleres arbeid med radioaktive avleiringer i olje- og gassproduksjon av «Lov om bruk av røntgenstråler og radium m.v.» av 18. juni 1938. I tillegg finnes det en egen forskrift om ioniserende stråling i Arbeidsmiljøloven (Arbeidstilsynet, 1988) og en forskrift om systematisk oppfølging av arbeidsmiljøet, som også dekker arbeid med radioaktive materialer, i petroleumsloven (Oljedirektoratet, 1996). Det er oljedirektoratet som forvalter begge disse forskriftene offshore. Ut over dette finnes det ingen forskrifter eller andre krav som retter seg spesielt mot denne type arbeid eller når det gjelder håndtering av avfall og rensing av utstyr som er belagt slike avleiringer. Lovverket regulerer i hovedsak yrkeshygieniske forhold, og har en del svakheter når det gjelder å kunne regulere forhold knyttet til håndtering av det avfallet som genereres. Det er imidlertid tatt initiativer for å få regulering av radioaktivt miljøavfall inn under samme lovgivning som regulerer annen type forurensning og behandling av spesialavfall. Et myndighetsutvalg har utredet denne problemstillingen og innstillingen fra dette utvalget ventes å foreligge ved årsskiftet 1996/97.

Når det gjelder avleiringer fra oljeproduksjon så har det oppstått en praksis for behandling av det avfallet som er påvist å ha høyere aktivitet enn fra naturlig bakgrunnstråling. Slik praksis har oppstått dels på grunn av oljeselskapenes egne internkontrollprosedyrer når det gjelder spesialavfall, dels på grunn av praksis som er etablert av oljeselskaper som operer i flere land, nasjonale anbefalinger i andre land og anbefalinger fra internasjonale fora.

2.1.1 Rensing av produksjonsutstyr

Produksjonsutstyr kontaminert med radioaktive avleiringer har til nå i hovedsak blitt rensert og behandlet ved Coast Center Base (CCB) og AGR Services som begge har virksomheter på Ågotnes utenfor Bergen. Det finnes også andre renseselskaper, men de driver i langt mindre skala. Utstyret blir skipet inn fra oljeplattformene og levert direkte ved basenes kaianlegg. Alt produksjonsutstyr som ankommer for rensing kontrolleres med hensyn på radioaktivitet, og alt utstyr som gir tellerate høyere enn bakgrunnen blir betraktet som radioaktivt og underlagt de rensesprosedyrer som dette krever. Slikt produksjonsutstyr blir rensert for seg, og avfallet blir samlet opp for videre spesialhåndtering og mellomlagring.

Når det gjelder avfallsmengden av radioaktive avleiringer er det rensing av produksjonsrør som representerer det desidert største volumet. Ved CCB renses disse rørene i eget prosessanlegg for høytrykksrens med vann. Alt avløpsvann blir silt under rensesprosessen slik at avfallet lett kan samles opp. Det gjøres dessuten rutinemessige målinger på prøver av avløpsvannet.

Etter at rensesprosessen er avsluttet kontrolleres rørene med et doseratemeter utvendig og innvendig. Det utstedes deretter en erklæring på at produksjonsrørene er «fri for» radioaktivt materiale og at ingen spesielle forholdsregler er nødvendig ved videre håndtering. For alle inspeksjoner eller klassifiseringer av utstyr ved CCB brukes bærbart ratemeter med utskiftbare eksterne prober. Den ene proben er beregnet for å måle gammastråling (doserate) og den andre for å detektere alfa- og

betastråling ved overflatemålinger. Det benyttes også bærbare doseratemetre med interne prober ved førstehåndssortering av utstyr og i forbindelse med rutinemessige kontrollmålinger.

Etter at rensing av rør eller annet produksjonsutstyr er avsluttet, tørkes alt avfallet før det pakkes i spesialkonstruerte stålkasser for transport og mellomlagring i godkjente anlegg. Avfallet tørkes imidlertid ikke mer enn at mulighetene for forstøvning fremdeles er meget små. Dette er for å unngå at personell involvert i arbeidet skal innånde støv fra avfallet.

Prosedyrer for arbeid med radioaktive avleiringer ved CCB.

CCB har etablert egne interne prosedyrer som har som hensikt å minimalisere dosebelastningen til alle personer som er involvert i arbeid med radioaktive avleiringer. Hovedtrekkene i prosedyrene kan oppsummeres som følger:

- Alle områder der lagring eller arbeid med radioaktive avleiringer foregår skal tydelig merkes som kontrollområde, og kun personer med spesiell tillatelse kan oppholde seg i disse områdene.
- Dersom målinger viser en dose rate høyere enn $7,5 \mu\text{Gy/t}$ i området der arbeidet skal pågå skal arbeiderne bære persondosimeter. Ved målte doserater over $20 \mu\text{Gy/t}$ skal arbeidet stanses og avdelingsleder varsles øyeblikkelig.
- Støvmaske skal alltid benyttes dersom det er fare for forstøvning, og spill av avleiringer skal holdes fuktig inntil det fjernes.
- All spising, drikking eller andre aktiviteter på området som kan føre til inntak av radioaktive avleiringer er ikke tillatt.
- Alt verktøy, klær og annet utstyr som har vært brukt i en renseoperasjon skal kontrolleres for aktivitet, og eventuelt spyles og vaskes ved detekterbare utslag på måleinstrumentene.

Punktene ovenfor er en sammenfatning av deler av sikkerhetsprosedyren for radioaktive avleiringer ved CCB, «Prosedyre for rensing av lavradioaktive rør» (CCB, 1992).

Ved rensing av radioaktive avleiringer 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}Ra seien dominerer og at aktiviteten normalt variert mellom ca. 5 og 10 Bq/l for ^{226}Ra alene (IFE, 1993). Avløpsvannet fra renseanlegget filtreres og slippes ut i havet utenfor basen i ved Ågotnes. Dette representerer svært små utslipp og er i overensstemmelse med nasjonale krav.

Prosedyrer for arbeid med radioaktive avleiringer ved AGR

AGR opererer også med interne prosedyrer for arbeid med radioaktive avleiringer (AGR, 1996):

- Hele renseanlegget og dets fasiliteter er plassert på en sammenhengende grunnplate av betong. Alt arbeide og håndtering som utføres skjer således innenfor denne avgrensede plate. Hele grunnplaten har et dreneringssystem bestående av renner og oppsamlingskar slik at alt flytende materiale blir ledet direkte til flere oppsamlingskar hvor materialet sedimenteres og renner gjennom en enhet for å skille for utskilling av eventuelle oljeholdige væsker
- Alle kar er til enhver tid fylt med vann slik at utvasket masse ikke tørker ut
- Under arbeid med rengjøring av rør og under opprydning er alt involvert personell iført følgende personlige verneutstyr: hjelm, kjeledress, vernestøvler, vernebriller, hansker og regntøy etter behov. I tillegg skal involvert personell utstyres med persondosimeter
- Alt utstyr sjekkes for radioaktivitet etter rensing.

Det finnes en rekke mindre selskaper som også utfører vedlikeholdsoperasjoner og rensing av forskjellig utstyr fra oljeproduksjon, men disse driver i langt mindre skala enn CCB og AGR. Det arbeides med å skaffe en full oversikt over disse selskaperens prosedyrer. Det kan også være at noe utstyr som pumper, ventiler, etc. blir eksportert til andre land - fortrinnsvis Storbritannia - for rensing.

Oljeselskaperens prosedyrer.

Noen av operatørene på norsk kontinentalsokkel har utarbeidet interne prosedyrer for behandling og deponering av radioaktive avleiringer. Disse prosedyrene er svært varierende for de forskjellige selskapene, og dette kan ha flere årsaker. Noen selskaper er operatører for oljefelt der avleiringene frem til nå ikke har inneholdt radioaktive stoffer over bakgrunnsnivå, og det har derfor ikke vært behov for spesielt å regulere arbeidet med avleiringer. Andre selskaper har ikke hatt tilstrekkelig oversikt og innsikt i problemet til å utarbeide sine egne prosedyrer.

Ved noen oljefelt har radioaktive avleiringer vært et kjent fenomen gjennom mange år. Operatøren har dermed opparbeidet seg inngående kunnskap om problemet og har på bakgrunn av det utarbeidet prosedyrer som innbefatter verne- og beskyttelsestiltak for personell som er involvert i håndtering og rensing av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer.

I samarbeide mellom Oljedirektoratet og Statens strålevern ble det høsten 1994 gjort en forespørsel til alle operatørselskaper på norsk sokkel med det formål å få en bedre oversikt over situasjonen når det gjelder naturlig radioaktivitet ved olje- og gassproduksjon på norsk kontinentalsokkel. Denne forespørselen omfattet også spørsmål om identifisering, kartlegging og håndtering, samt målemetoder/kriterier for klassifisering av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer (Oljedirektoratet, 1994). Resultatene oppsummeres nedenfor, men uten å navngi de forskjellige selskapene.

Selskap 1:

- Utstyr offshore med strålenivå høyere enn 2,5 µGy/t på utsiden klassifiseres som LSA.
- Utstyr onshore med strålenivå høyere enn bakgrunnen klassifiseres som LSA.
- Materiale med total spesifikk aktivitet høyere enn 70 Bq/g klassifiseres som radioaktivt materiale.
- Kontaminert utstyr lagres spesielt, inntil det tas hånd om av spesialfirma for videre rensing og behandling.
- Kontaminering måles rutinemessig ved vedlikehold og demontering av produksjonsutstyr.
- Alle produksjonsrør som skiftes ut sendes på land for monitoreringring.
- Mindre, løse komponenter med avleiringer spyles offshore. Avfallet knuses og males før det slippes ut i sjøen.
- Slam fra produksjon følger oljestrømmen til lagercellene.
- Sand og andre faste partikler følger produsert vann til vannbehandlingsanlegget før det slippes ut til sjøen.

Selskap 2:

- Alt materiale med spesifikk aktivitet over 1 Bq/g ²²⁶Ra klassifiseres som LSA, og behandles deretter (egen deponering).
- Alt utstyr måles innvendig ved demontering.

- Hvis mulig skal en representativ prøve av avleiringene fra produksjonssystemet analyseres i laboratoriet.
- Utstyr hvor det konstateres radioaktive avleiringer forsegles og lagres spesielt inntil den videre behandling er bestemt.
- Løse avleiringer fra demontering av utstyr samles opp i spesielle beholdere.

Selskap 3:

- Rutinemessig måling av stråling fra produksjonsutstyr utføres regelmessig og alltid ved vedlikeholdsarbeid.
- Materiale med total spesifikk aktivitet høyere enn 70 Bq/g behandles som LSA og videresendes til Institutt for energiteknikk for lagring - evt. rejisering sammen med borekaks (gjøres ikke i dag).
- Materiale med total spesifikk aktivitet lavere enn 70 Bq/g behandles som ordinært avfall, evt. spesialavfall dersom oljeinnholdet er over 0,5%
- Avleiringer i produksjonsrør fjernes enten ved vasking med syre eller mekanisk. Dette kan gjøres offshore.
- Klassifisering av avfall offshore skjer ved at målt doserate i en avstand av 1 m regnes om til spesifikk aktivitet v.h.a. følgende formel:

$$\text{Bq/g} = (\mu\text{Gy/t} \times 3108) / (\text{masse i kg}).$$

Kriterier for videre håndtering vist i Tabell 2.1.

Tabell 2.1 Kriterier for håndtering av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer - selskap 3.

Beregnet verdi	Håndtering
Lavere enn 50 Bq/g	Vanlig avfall (ikke LSA)
Høyere enn 50 Bq/g - mindre enn 100 kg	LSA i henhold til prosedyre
Høyere enn 50 Bq/g - mer enn 100 kg	Lab analyse for endelig bestemmelse av aktivitet (70 Bq/g er grenseverdi)

Selskap 4:

- Avleiringer med total spesifikk aktivitet høyere enn 100 Bq/g sendes til Institutt for energiteknikk for lagring og avfall med aktivitetsnivå under 100 Bq/g blir behandlet som vanlig spesialavfall.
- Produksjonsutstyr testes alltid for radioaktivitet under vedlikehold.
- Utrangerede produksjonsrør sendes alltid til land for videre behandling.
- Løst avfall fra produksjonsrør pakkes inn sammen med rørene, og følger disse til land.
- Mindre deler og fast utstyr (tanker, separatorer) spyles på plattformen. Avfallet knuses til partikkelstørrelse < 1 mm før det dreneres i eget rør til under havoverflaten.

Selskap 5:

- Målinger av stråling gjøres rutinemessig der man observerer avleiringer eller slam.
- Hvis målingene gir verdier lavere enn 7,5 $\mu\text{Gy/t}$ kan materialet behandles som vanlig avfall. Er materialet oljeholdig (> 5%) behandles det som spesialavfall.
- Nivåer over 7,5 $\mu\text{Gy/t}$ medfører behandling etter egen prosedyre. Prøver av materialet analyseres og dersom total spesifikk aktivitet overstiger 500 Bq/g behandles avfallet som

radioaktivt avfall og viderebehandles av ved CCB med videresending av avfallet til Institutt for energiteknikk. Ved aktivitetsnivåer under 500 Bq/g er det innholdet av olje som avgjør videre behandling av avfallet (over eller under 5%).

Selskap 6:

Har på nåværende tidspunkt ingen etablert praksis. Selskapet hevder foreløpig ikke å ha problemer med radioaktive avleiringer i produksjons anleggene. Vil etablere et overvåkningsprogram og evt. nødvendige prosedyrer ved utgangen av 1. kvartal 1995.

Selskap 7:

Har ingen praksis eller prosedyrer vedrørende radioaktive avleiringer. Arbeider med å få bedre oversikt og vurderer systematisk gjennomføring av målinger.

Selskap 8:

Har noen uformelle rutiner, men ingen etablerte prosedyrer. Selskapet hevder å ikke ha problemer med radioaktiv avleiring. Avventer resultater av prosjektsamarbeid NRPA/OD og E&P forum/OLF.

2.1.2 Mellomlagring og sluttdeponering

Situasjonen frem til 1996

Frem til 1996 fantes det bare ett godkjent lagringsanlegg for radioaktivt avfall. Dette anlegget drives av Institutt for energiteknikk (IFE) og er lokalisert på Kjeller. Pr. 1. januar 1996 var det lagret totalt 3280 tønner hver på ca. 210 liter ved dette anlegget. Radioaktive avleiringer utgjorde totalt 9,4% og utgjorde også den største enkeltkategorien av avfall (IFE, 1992).

Ved IFE blir ikke radioaktive avleiringer lagret i standard ståltønner, som annen type radioaktivt avfall, men i spesialkonstruerte beholdere av rustfritt stål. Beholderne er konstruert av 2 mm og 3 mm rustfrie stålplater, og har dimensjonene 1,2 m x 0,8 m x 0,8 m (L x B x H). Det legges en gummipakning i lokket som reduserer ekshalasjonen av radon og lokket kan skrues fast med gjennomgående stålbolter.

De første mengdene med radioaktive avleiringer, som er lagret ved anlegget, ble mottatt i juni 1990, og pr. januar 1996 var det i dette anlegget lagret 45 slike beholdere med totalt ca. 77 tonn avfall. Aktivitetskonsentrasjonen i dette avfallet varierer mye fra beholder til beholder, men totalaktiviteten ligger i gjennomsnitt mellom 200 og 300 Bq/g. Med totalaktivitet menes her summen av aktiviteten for ^{226}Ra og ^{228}Ra og alle datterprodukter. Aktivitetskonsentrasjonen for ^{226}Ra og ^{228}Ra varierer mellom i underkant av 10 Bq/g til over 100 Bq/g med et gjennomsnitt på mellom 20 og 25 Bq/g (Christensen, 1996). Dette tilsvarer en totalaktivitet for ^{226}Ra på litt i underkant av 2 GBq.

Prognoser for fremtiden

Det er tidligere nevnt (avsnitt 1.2) at radioaktive avleiringer i stor grad er knyttet til injeksjon av sjøvann i produksjonsbrønnen. Det injiserte sjøvannet kommer først i kontakt med formasjonsvannet etter at man har fått et såkalt vanngjennombrudd i produksjonsbrønnen. Dette fenomenet tar vanligvis flere år, men kan også forekomme raskt mindre reservoaret. Dette er blant annet avhengig av størrelsen på brønnen og av reservoartrykket. I de fleste tilfeller vil sannsynligheten for å få avleiringer i produksjonsstrengen øke med brønnens alder. Av dette skulle man kunne forvente at den årlige mengden av avfall vil øke i årene fremover, men en slik måte å se det på er imidlertid en noe for enkelt. En rekke andre og mer uoversiktlige faktorer enn brønnens alder påvirker mengden av og aktiviteten i de radioaktive avleiringene. Av disse faktorene kan nevnes sammensetning av berggrunnen i reservoaret og konsentrasjonen av radioaktive nuklider i formasjonsvannet, samt bruk av inhibitorer for å hindre eller begrense avleiring (Smith, 1987). Den fremtidige situasjon vil dessuten være avhengig av lokalisering av nye produksjonsfelter pga.

forskjellige geologiske forhold. I tillegg har flere av operatørene nå blitt oppmerksom på problemet, noe som fører til at mer utstyr enn før blir renset, men dette kan bli påvirket av fremtidige krav fra myndighetene.

Den årlige tilveksten av avfall i perioden 1990 til utgangen av 1995, fra rensing av produksjonsutstyr i oljeindustrien, er vist i Tabell 2.2. I tillegg er det lagret ca. 50 tonn avleiringer ved anleggene til CCB og AGR Services på Ågotnes utenfor Bergen og ytterligere ca. 3 tonn ved anleggene til Statoil i Florø (Thingvoll, 1996).

Tabell 2.1 Fordeling av innlevert avleiringsavfall ved Institutt for energiteknikk på Kjeller (IFE, 1993, Christensen, 1996)

År	Antall beholdere	Masse (tonn)	Prosent av total masse
1990	13	24	31
1991	6	12	16
1992	10	17	22
1993	9	14	18
1994	6	8,7	11
1995	1	1,2	2
Totalt	45	76,9	100

Hovedårsaken til de relativt store mengdene som ble innlevert til IFE i 1990 skyldes at det før dette tidspunktet ikke var etablert noen fast praksis for lagring av radioaktive avleiringer ved IFE og at avfallet derfor ble samlet opp på basene.

Hvis den årlige mengden av avleiringer forholder seg omtrent på 1993 nivå, vil den totale mengden ved årsskiftet 1999/2000 være et sted mellom 170 og 200 tonn. På grunn av manglende prognoser om tilveksten ved de forskjellige produksjonsenhetene i årene som kommer er det vanskelig å trekke noen konklusjoner om tilvekst ut over år 2000.

På britisk side av Nordsjøen har årlig mengde avfall vært langt større enn på norsk side. Basert på opplysninger fra renseselskapene er total årlig mengde avfall litt overkant av 200 tonn (AEA Technology, 1994, Scotoil, 1996, Strand & Kristensen, 1994). Det antas at dette har sammenheng med at Norge tidsmessig ligger noen år bak Storbritannia når det gjelder oljeproduksjon i Nordsjøen. De britiske produksjonsenhetene er i gjennomsnitt noe eldre enn de norske. Av årsaker, som er nevnt tidligere, er mengden av avleiringer i eldre produksjonsenheter ofte noe større enn i produksjonsenheter som nylig er satt i drift. En annen medvirkende årsak kan være forskjeller i fordeling når det gjelder geologisk sammensetning i de oljeprodukerende lag mellom britisk og norsk side av Nordsjøen. Dessuten har det vært vanlig å rense diverse topside utstyr på Britisk sokkel, noe som ikke har blitt gjort i Norge før i de senere år.

Lageret for radioaktivt avfall i anleggene til IFE på Kjeller er kun et midlertidig lager, og planen har vært at alt lav- og middelsaktivt avfall skal overføres til det nasjonale deponiet for lavt- og middelsaktivt avfall som er under planlegging (Statens bygge- og eiendomsdirektorat, 1992). Da naturlig radioaktivitet fra oljeproduksjon ikke er avfall fra nukleær virksomhet og følgelig ikke kan karakteriseres som atomavfall, samt at mengdene av dette avfallet har økt betydelig i forhold til det man tok høyde for i de utredninger som ble gjort i forkant av beslutningen om å etablere et slikt anlegg, ble det høsten 1995 tatt en beslutning om at slikt avfall ikke skal inn det fremtidige

deponiet (Statens strålevern, oktober 1995). Oljeselskapene ble gitt pålegg om selv å utrede løsninger for midlertidig lagring og sluttdeponering.

2.2 Rensemeter og avfallshåndtering i noen andre oljeproduiserende land

I det videre arbeidet med utarbeidelse av regelverk for håndtering og rensing av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer, samt håndtering og deponering av avfall er det et viktig mål å harmonisere dette med tilsvarende regelverk i andre olje- og gassproduiserende land. Det er i denne forbindelse naturlig å sammenlikne seg med våre naboland, og denne gjennomgangen konsentreres derfor om lovverket i Storbritannia og Nederland. For en mer utfyllende diskusjon henvises det til van Weers *et al.* (1996).

2.2.1 Storbritannia

Håndtering av kontaminert utstyr og avfall reguleres av «Radioactive Substances Act» (RSA, 1993) og «Ionising Radiations Regulations» (IRR, 1985). Generelt fastslås det at dersom radioaktivt materiale, som definert i RSA 93, bevisst behandles, lagres eller produseres, må den som behandler det være godkjent for slike operasjoner av «Her Majesties Inspectorate of Pollution» (HMIP) eller «Her Majesties Industrial Pollution Inspectorate for Scotland» (HMIPI). Fasiliteter, personell og prosedyrer må være i overensstemmelse med RSA 93 og IRR 85 for at en slik lisens skal kunne gis. I tillegg kreves det en autorisasjon for lagring og sluttdeponering og slik tillatelse gis av HMIP eller HMIPI. Utslippsgrenser og utslippstillatelser gis også av HMIP eller HMIPI, men i samarbeid med andre relevante sentrale og lokale myndigheter.

RSA 93 gir friklassifiseringsgrenser for ulike radionuklider. For faste stoffer er denne på 0,37 Bq/g av radium og 2,59 Bq/g av thorium. I praksis er det imidlertid «The Phosphate Substances Exemption Order» (RSEO, 1962) som benyttet for regulering av virksomheten. Her er friklassifiseringsgrensene satt noe høyere for naturlig radioaktive stoffer både når det gjelder håndtering, lagring og deponering. Friklassifiseringsgrense er satt til 14,8 Bq/g for hver av radionuklidene.

En god del utstyr renses rutinemessig offshore. Dette inkluderer tanker, separatorer, pigging av rør og noen typer ventiler og pumper. Den vanligste metoden for dekontaminering er spyling med vann under høyt trykk, men sandblåsing og mekaniske metoder benyttes også. Avfallet som genereres analyseres, males opp, blandes med vann og slippes ut under havoverflaten. Hver installasjon må ha en egen autorisasjon for utslipp fra HMIP eller HMIPI. Autorisasjonene som gis varierer mellom 1 og 40 GBq/år. Det kreves ikke autorisasjon for utslipp av produksjonsvann.

Rørstrenger, ventiler og pumper renses hovedsakelig på land. Den vanligste rensemetoden er spyling med høytrykkvann. Det finnes to renseselskaper i Storbritannia med lisens for rensing av kontaminert utstyr fra olje- og gassproduksjon, hhv. i Aberdeen (Scotoil) og Dounreay (AEA Technology). Det ene selskapet har, under gitte betingelser, tillatelse til å slippe ut oppmalt avfall i sjøen. Det andre selskapet samler opp avfallet i spesialtønner som forsegles og deponeres under bakken i et eget lagringsanlegg for lavradioaktivt avfall.

2.3.2 Nederland

Håndtering av kontaminert utstyr og avfall reguleres av «Decision on Radiation Protection of the Nuclear Energy Law» (Besluit van 10 September etc., 1986) og «Mining regulations» (Besluit van 15 Augustus etc., 1994).

Radioaktive materialer kan prepareres, lagres og benyttes uten lisens dersom total aktivitetkonsentrasjon er lavere enn 100 Bq/g. I tillegg gis det separate friklassifiserings-nivåer

for total aktivitet av nuklider som sammen kan sees på som en strålekilde. For ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{228}Ra og ^{228}Th fra olje- og gassproduksjon er dette nivået på 5 kBq. Nederlandske myndigheter ser ikke på radioaktive avleiringer fra olje- og gassproduksjon som naturlig radioaktive materialer, men som kunstig radioaktivitet. Det kreves en egen lisens dersom avfall eller kontaminert utstyr med aktivitetskonsentrasjon større enn 100 Bq/g skal tas på land. Avfallet og utstyret må da tas hånd om av autoriserte selskaper. I tillegg kreves det egne utslippstillatelser for produksjonsvann som inneholder radioaktive materialer dersom:

- aktivitetskonsentrasjonen av stoffer som avgir alfastråling overstiger 0,5 Bq/l eller dersom totalt utslipp i løpet av fire uker overskrider 10 kBq
- aktivitetskonsentrasjonen av stoffer som avgir beta- eller gammastråling er større enn 10 Bq/l eller totalt utslipp i løpet av fire uker overskrider 500 kBq.

Rensing av kontaminert utstyr offshore må utføres av kontraktører med spesialkompetanse. «The Netherlands Oil and Gas Exploration and Production Association» (NOGEP) anbefaler at kun utstyr med små mengder radioaktivt materiale, og som lett kan rengjøres, dekontamineres offshore. Alt annet utstyr, med unntak av fastmontert utstyr som tanker og separasjoner, bør renses på land. Avfallet som genereres kan ikke slippes ut i sjøen. Fast avfall samles opp i tanker. Når tankene er fulle, analyseres innholdet for ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{228}Ra og ^{228}Th . Dersom total aktivitet er høyere enn 100 Bq/g, må det behandles som radioaktivt avfall, og sendes derfor til COVRA, det eneste selskapet i Nederland med lisens for mellomagring av lavaktivt avfall fra oljeindustrien. I prinsippet er det tillatt å reinjisere avfallet i produksjonsstrenger som skal plugges og forlates (se 5.3.2), men denne muligheten benyttes ikke pr. i dag.

Det finnes to renseselskaper i Nederland - dvs. ECN i Petten og KEMA i Arnheim. ECN har lang erfaring med denne type rensarbeid og har også vært sentrale i utvikling av nye teknikker for slikt arbeid. Det benyttes i hovedsak tre rensemetoder:

- Kjemisk rensing
- Sand- eller glassblåsing
- Spyling med vann under høyt trykk

I de anleggene hvor rensing gjøres er selve prosessen betydelig automatisert og det medfører at personell ikke behøver å oppholde seg i området når rensing gjennomføres - noe som er med på å begrense personelldosene.

KEMA har frem til nå drevet denne typen rensing i liten skala. De benytter både kjemiske og mekaniske rensemetoder.

2.3.3 USA

Det finnes ingen føderal regulering når det gjelder behandling av radioaktive avleiringer i forbindelse med olje og gassproduksjon i USA. I USA betegnes denne type materiale som NORM - dvs. Naturally Occurring Radioactive Materials. Det er opp til de enkelte statene selv å regulere dette området. I de fleste statene dekkes slik regulering av den generelle strålevernslovgivningen, men flere stater har innsett behovet for spesifikt regelverk på området. Frem til nå har Mississippi, Arkansas, Louisiana, Texas og Georgia egen lovgivning for behandling av NORM (The NORM Report, 1996, Gray et al, 1993), mens flere stater bl.a.: Alabama, Alaska, Connecticut, Florida, Illinois, New Jersey, New Mexico, North Carolina, Ohio og Oklahoma har lov og regelverk, som skal regulere dette området, under utarbeidelse.

Lovgivning og praksis i de ulike statene varierer, og det vil føre for langt å gå nærmere inn på dette i denne rapporten.

3 Aktivitetsmålinger og doser til personell

Dette kapitlet gir en oppsummering av de målinger som er gjennomført på forskjellige typer prøver av faste stoffer og produksjonsvann i forskjellige deler av produksjons-systemet. Det er også gjort målinger av persondoser i forskjellige operasjoner både offshore og onshore, og resultatene av disse målingene diskuteres nærmere i dette kapitlet.

3.1 Produksjonsvann og faststoffprøver

I forbindelse med beskrivelse, klassifisering og analyser av radioaktive avleiringer, kommer en rekke forskjellige instrumenter og målemetoder til anvendelse. Disse metodene har som hensikt å kvantitativt beskrive forhold som aktivitet, dose/doserate, nuklidesammensetning og strålingsenergi. Avhengig av praktiske forhold og av hvilken nøyaktighet som er nødvendig, er det en rekke forskjellige instrumenter som kan anvendes for å undersøke de forhold som er nevnt ovenfor. Forskjellig utstyr og måleteknikker som er benyttet i forbindelse med klassifisering av utstyr er nærmere beskrevet i Kapittel 4.

Dette kapitlet omhandler målinger som er gjort på produksjonsvann og faststoffprøver i forbindelse med kartlegginger av aktivitetsnivåer i forskjellige deler av produksjonssystemet, samt måling av personeldoser i forbindelse med forskjellige operasjoner offshore og onshore. Målingene på prøver er gjort ved høyoppløselig gammaspektrometri med High Purity Germanium detektorer (HPGe-detektorer). For mer generell beskrivelse av virkemåte og måletekniske forhold når det gjelder denne typen målinger henvises til bl.a. Debertain & Helmer (1988), Gilmore & Hemingway (1995) og Delaney & Finch (1992).

Analyseprogrammet identifiserer nuklidene på bakgrunn av energitoppene i spektret og beregner spesifikk aktivitet med prøvevolum og densitet som input. Måleresultatene oppgis i aktivitet pr. masseenhed (Bq/kg) for faststoffprøver og aktivitet pr. liter (Bq/l) for væskeprøver.

3.1.1 Produksjonsvann

Når olje pumpes opp av reservoaret er den blandet med vann. Dette vannet, som kalles produksjonsvann, er en blanding av reservoarvann og sjøvann som pumpes ned i reservoaret for å opprettholde trykket etterhvert som det tømmes for olje. Produksjonsvann inneholder radioaktive stoffer løst i vannet. Aktiviteten av radium i produksjonsvann vil variere. Dette avhenger av en rekke faktorer, bl.a.:

- Konsentrasjon og sammensetning av radioaktive stoffer i formasjonene
- Løselighet av stoffene i formasjonsvannet
- Utfelling og avsetning av sulfater som avleiringer
- Bruk av inhibitorer

Man regner med at nuklidene ^{226}Ra og ^{228}Ra utgjør over 90 % av total radioaktivitet i produksjonsvann (Snively, 1989). Forholdet mellom aktiviteten av ^{226}Ra og ^{228}Ra kan variere betydelig fra prøve til prøve.

Det ble tatt en rekke prøver av produksjonsvann for analyser mhp. nuklidesammensetning og aktivitetskonsentrasjon av ^{226}Ra og ^{228}Ra . Målingene ble gjort vha. høyoppløselig

gammaspesktrometri ved Statens strålevern. Prøvevolumet var på ca. 0,5 l. Det ble i alt tatt prøver fra 11 produksjonsplattformer. Resultatene er vist i Tabell 3.1.

Tabell 3.1 Aktivitetskonsentrasjon av ^{226}Ra og ^{228}Ra i produksjonsvann og oppgitt mengde per døgn fra 11 plattformer på norsk kontinentalsokkel.

Plattform	Prøvepunkt	^{226}Ra (Bq/l)	^{228}Ra (Bq/l)	Antall prøver	Utslipp av produksjonsvann pr. døgn (m ³)
Statfjord A	Flotasjonscelle	i.d.	0,3 - 0,6	2	i.o.
Statfjord A	Degassingstank	i.d.	0,5 - 0,7	2	i.o.
Statfjord B	Flotasjonscelle	3,5	1,5 - 4,2	2	2229 - 3020
Statfjord B	Degassingstank	0,7 - 7,6	0,5 - 1,4	2	15661 - 17545
Statfjord C	Flotasjonscelle	1,9 - 2,5	1,7 - 2,1	2	2078 - 2168
Statfjord C	Degassingstank	2,2	2,4 - 2,7	2	i.o.
Gullfaks A	Flotasjonscelle	i.d.	1,3 - 2,0	2	11602 - 11979
Gullfaks B	Flotasjonscelle	i.d.	1,7 - 4,3	3	14724 - 18000
Gullfaks C	Flotasjonscelle	1,3	0,5 - 1,8	2	12675 - 12765
Veslefrikk	Degassingstank	i.d.	i.d.	2	2385 - 2477
Sleipner A	Degassingstank	2,5	1,1 - 3,3	2	i.o.
Oseberg	Degassingstank	10,4	10,0	1	i.o.
Brage	Degassingstank	7,7	7,8	1	i.o.
Valhall	Ventil	3,0 - 5,6	0,8 - 1,1	2	i.o.

i.d: nukliden er ikke detektert, sannsynligvis fordi aktiviteten ligger under deteksjonsgrensen.

i.o: ikke oppgitt.

Det er i gjennomsnitt tatt to parallelle prøver fra hvert prøvepunkt. Aktiviteten av ^{226}Ra varierer mellom 0,7 og 10,4 Bq/l. Aktiviteten av ^{228}Ra varierer mellom 0,3 og 10,0 Bq/l.

Det er gjort omfattende undersøkelser av aktivitet av radium i produksjonsvann i andre oljeproduserende land. Noen av disse resultatene er vist i Tabell 3.2.

Tabell 3.2 Aktivitetskonsentrasjon av ^{226}Ra og ^{228}Ra i produksjonsvann fra noen produksjonsenheter i Tyskland, Russland og USA (Snavely, 1989 og API, 1991).

Felt	^{226}Ra ¹⁾ (Bq/l)	^{228}Ra ¹⁾ (Bq/l)	Antall prøver
Oklahoma	0,4 - 59,9	2,8 - 8,9	4
Texas Panhandle	0,1 - 57,7	-	-
Gulf Coast	0 - 16,2	7,5 - 21,3	6
Coastal La	0 - 34,4	0 - 34,4	405
Offshore La	0,1 - 21,6	0,7 - 21,7	42
Bibi-Eibat ²⁾	u.d.		
Caspian Sea Region ²⁾	u.d.		
Dagestan ²⁾	u.d.		
Russian Plateau ²⁾	0,3 - 27,8		
Weitze ²⁾	2,6		
Nienhagen ²⁾	0,9		
Rossleben ²⁾	52,9		
Volkenioda ²⁾	20,4		

u.d.: under deteksjongrensen

¹⁾Konsentrasjoner var opprinnelig oppgitt i pCi/l.

²⁾Total radiumkonsentrasjon

E & P Forum har gjort en sammenlikning av gjennomsnittsaktiviteten i produksjonsvann fra flere studier, og resultatene er vist i Tabell 3.3.

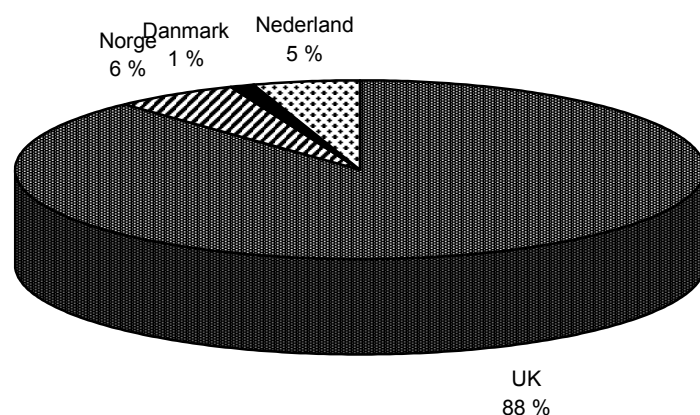
Tabell 3.3. Gjennomsnittlig aktivitetskonsentrasjon i produksjonsvann fra ulike studier (E & P Forum, 1993).

Undersøkelse	Gjennomsnitt ^{226}Ra (Bq/l)	Gjennomsnitt ^{228}Ra (Bq/l)
Louisiana DEQ studie (Anon, 1990)	9,7	10,3
OOC 44 plattform studie (Stephenson <i>et al.</i> , 1990)	5,9	6,1
EPA 3 studie (SAIC, 1991)	2,5	1,1
Nordsjøen (UKOOA, 1992)	1,7	3,9

Tabell 3.2 viser at det er en relativt stor variasjonsbredde i radiumkonsentrasjoner i produksjonsvann. Høyeste enkeltmåling for ^{226}Ra var på ca. 60 Bq/l. Dette er seks ganger høyere enn høyeste enkeltmålinger i våre målinger på prøver fra norsk kontinentalsokkel. Konsentrasjonen av ^{226}Ra ligger innenfor variasjonsområdet gitt i Tabell 3.2. Tabell 3.3 sammen med resultatene i Tabell 3.1 viser at det på norsk side av Nordsjøen er noe lavere gjennomsnittskonsentrasjon av ^{226}Ra enn i de andre studiene. Våre målinger viser en gjennomsnittlig aktivitetskonsentrasjon for ^{226}Ra og ^{228}Ra på hhv. 4,1 Bq/l og 2,1 Bq/l.

Det slippes ut store mengder produksjonsvann i Nordsjøen hvert år. I 1989 ble det totalt sluppet ut ca. $130 \times 10^6 \text{ m}^3$ produksjonsvann fra olje- og gassplattformer i Nordsjøen. Dette volumet økte til $146 \times 10^6 \text{ m}^3$ i 1990 og $160 \times 10^6 \text{ m}^3$ i 1991, og er forventet å øke til $340 \times 10^6 \text{ m}^3$ i 1998 (E & P Forum, 1993). Denne økningen skyldes i hovedsak at feltene blir eldre, noe som fører til større vanngjennomslag. Dette fører også til økt dannelse av radioaktive avleiringer. Norge står for 6 %

av den total mengde produksjonsvann som slippes ut i Nordsjøen. En oversikt over de forskjellige landenes bidrag er vist i Figur 3.3.



Figur 3.1. Andel produksjonsvann fra de ulike landene i Nordsjøen (E & P Forum, 1993).

Totalt ble det i 1991 sluppet ut $8,9 \times 10^{11}$ Bq ^{226}Ra i Nordsjøen som følge av olje- og gassproduksjon, tilsvarende 0,0105 gram ^{226}Ra . Dette tilsvarer totalt $5,3 \times 10^{12}$ Bq, medregnet radiumdøtre (E & P Forum, 1993).

Radium finnes naturlig i havet, og kan lekke fra sedimenter på kontinentalsokkelen. Radiumholdig vann som renner ut i havet fra elver og myrer, samt fra industri, vil også bidra til å øke radiuminnholdet i havet. Tabell 3.4 viser konsentrasjonen av ^{226}Ra - og ^{228}Ra -i havvann. Tabell 3.5 viser tilsvarende tall for aktivitetskonsentrasjon nær kysten.

Tabell 3.4 Konsentrasjonen av ^{226}Ra og ^{228}Ra i havet (IAEA, 1990).

Sted	^{226}Ra (mBq/l)	^{228}Ra (mBq/l)	$^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$
Atlanterhavet	-	0,017 - 3,40	0,09 - 2,41
Stillehavet	1,3 - 1,4	0,015 - 0,37	0,008 - 0,27
Det Indiske hav	1,3 - 2,28	0,1 - 6,66	0 - 0,85
Arktis	-	0,43	0,29
Antarktis	-	0,17 - 0,48	0,003 - 0,34

Tabell 3.5. Konsentrasjonen av ^{226}Ra og ^{228}Ra nær kysten (IAEA, 1990).

Sted	^{226}Ra (mBq/l)	^{228}Ra (mBq/l)	$^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$
Middelhavet	-	0,052 - 0,63	0,02 - 0,29
Det karibiske hav	-	0,62 - 1,15	0,43 - 0,81
Svartehavet	-	0,111 - 1,52	0,033 - 0,37
Rødehavet	-	0,58	-
Det indiske hav	1,38 - 2,77	0,38 - 10,5	0,26 - 3,8
New York bukta	-	0,63 - 3,32	0,39 - 1,99
Mexico Gulfen	0,97 - 1,92	0,77 - 1,5	0,71 - 0,78

Konsentrasjonen av radium i sjøvann vil variere med avstand fra havbunnen, med størst konsentrasjoner nær bunnen (IAEA, 1990). Gjennomsnittlig konsentrasjon av ^{226}Ra er oppgitt å være 2,6 mBq/l (Snaveley, 1989). Radiumkonsentrasjonen i Nordsjøen er oppgitt å være noe

høyere, mellom 6,7 - 8,5 mBq/l (IAEA, 1990). Tabell 3.1 viser at konsentrasjonen av radium i produksjonsvann er 100 - 1000 ganger høyere enn i sjøvann.

Når produksjonsvann slippes ut i sjøen, vil dets videre skjebne i miljøet avhenge av en rekke fysiske og kjemiske forhold. En av de viktigste prosessene er fortytning, som antas å foregå i to faser (E & P Forum, 1993). Første fase kalles initial eller nærfelt fase, og beskriver hva som skjer med væskeskyen i de første minuttene etter utslipp. Andre fase kalles fjernfelt fasen, og beskriver hva som skjer de neste timene og dagene. Initial fortytning er svært rask og er den dominerende mekanismen for konsentrasjonsreduksjon i nærfeltet. Denne mekanismen er basert på turbulens dannet ved utslippsbevegelsen og - oppdrift. Fortytningen er ofte svært kraftig. Fjernfelt fortytning er ikke like rask, og er for produksjonsvann bare viktig i et par timer, hvorpå andre mekanismer for fortytning blir viktigere. For vann nær elveutløp eller kysten, er blandingsprosessene sterkt avhengig av tidevannet (API, 1991). Fortytning av produksjonsvann er raskere for utslipp på dypt vann enn for utslipp på grunt vann nær kysten. Flere simuleringer av fortynningsfaktorer* har blitt foretatt under ulike forhold. For utslipp på grunt vann nær kysten varierer fortynningsfaktoren mellom 30 og 70, mens for utslipp på dypt vann varierer den mellom 200 og 400. For detaljer om simuleringen henvises til API (1991). Simuleringer under forhold representative for Nordsjøen viser en fortynningsfaktor på 550 i en avstand av 100 meter fra utslippsstedet (E & P Forum, 1993).

Som en del av dette prosjektet gjorde IKU i 1995 simuleringer av fortytning av produksjonsvann fra det fremtidige oljefeltet Norne på Haltenbanken, se Bilag 1. Vurderinger og simuleringer er utført under følgende antagelser:

- Utslippssted: Norne-feltet, 66° N, 8° 5' Ø
- Utslippsdyp: 25 m
- Diameter på utslippsrør: Ca. 0,61 m
- Utslippsmengde: Varierende, maks. år 2010. Maks. rate 0,258 m³/s
- Maks. utslippshastighet: 0,88 m/s
- Utslippstemperatur: +74 °C
- Utslippets tetthet: 1008,6 kg/m³ ved 74 °C
- Maks. konsentrasjon av dispergert olje: 40 mg/l

Den midlere utslippsmengden over feltets levetid er omtrent halvparten av den angitte maksimale utslippsraten. Utslippet vil inneholde salter i løst og partikulær form. For Norne er det Ca komponenten som dominerer av Ca, Sr og Ba. Ved utslipp vil en del av saltene felles ut. Bli partiklene tilstrekkelig store, vil de synke ned mot bunnen. Vekstrater for slike partikler er ikke kjent. I denne vurderingen er det antatt at partiklene er tilstrekkelig små til at de holder seg svevende i vannmassene. Der er derfor regnet på ren fortytning, uten at noe av det partikulære materialet felles ut. Tabell 3.6 oppsummerer resultatene av disse beregningene.

* Fortynningsfaktor = initiell konsentrasjon av radium (1000 Bq/l)/ konsentrasjon av radium (Bq/l) (API, 1991)

Tabell 3.6 Resultater av beregninger av konsentrasjoner i vannmasse (gitt som fortynning) som følge av utslipp av radioaktivt materiale i produksjonsvann. Vannmengde: 258 l/s.

Forhold	Fortynning (produksjonsvann i havvann)	
	Avstand 10 - 20 km	Avstand 200 - 250 km
Utslipp sommerforhold	1:2 000 - 1:20 000	1:200 000
Utslipp vinterforhold	1:20 000 - 1: 200 000	1:1000 000

Fortynningen forventes å være større om vinteren på grunn av mer utpreget vertikal blanding av vannmassene.

Konsentrasjonen av radium i vannet blir vanligvis kontrollert gjennom adsorpsjon og desorpsjon. Adsorpsjonen avhenger bl.a. av :

- Sammensetningen av stoffer på havbunnen. Leire vil f.eks. adsorbere radium bedre enn sand.
- Innholdet av andre ioner i vannet. Økt innhold av andre ioner fører til økt konkurranse om adsorpsjonsplasser, og adsorpsjonen av radium avtar.
- Saltinnholdet og pH i vannet. Høyt saltinnhold vil medføre at mer radium er oppløst i vannet. Produksjonsvann har som regel høyt saltinnhold, og radium vil som regel befinne seg i løsning som Ra^{2+} .

Konsentrasjonen av radium i produksjonsvann vil som regel være for lave til at radium kan felles ut alene. Dersom konsentrasjonene av barium, kalsium og strontium er høye, kan medfelling av radium som radiumsalt forekomme. Denne effekten har blitt påvist å være signifikant i Mexicogulfen (API, 1991).

Figur 3.2 viser eksponeringsveier for radium som slippes ut med produksjonsvann. Det er gjort flere omfattende studier av opptak og transport av radium i fisk og skalldyr ved utslipp av produksjonsvann. Radium vil kjemisk oppføre seg på samme måte som kalsium og dermed konsentreres i bein og skall i hhv. fisk og skalldyr. Marine planter og organismer akkumulerer radium over tid og konsentrasjonen vil være større enn i vannet (Snavey, 1989). Forholdet mellom konsentrasjon av et gitt stoff i marine organismer og vann kalles konsentrasjonsfaktoren, CF*. Tabell 3.7 viser konsentrasjonsfaktoren for noen marine organismer.

* CF = kons. av radium i organismens vev (Bq/kg våt vekt)/kons. av radium i vannet (Bq/l)

Tabell 3.7 Konsentrasjonsfaktor for noen marine organismer, (IAEA, 1990).

Organisme	Konsentrasjonsfaktor, CF (l/kg)	
	Målte verdier	Anbefalt verdi (IAEA)
Planteplankton	100 - 12000	2000
Sjøplanter	100 - 1400	100
Dyreplankton	100 - 5220	100
Bløtdyr		
- bløte deler	50 - 1300	1000
- skall	260 - 510	
Krepsdyr		
- bløte deler	4 - 170	1000
- skall	520 - 950	
- gjeller	120 - 10400	
Fisk		
- muskel	20 - 130	500
- bein	140 - 2980	

Som man ser av Tabell 3.7 er det stor variasjon i konsentrasjonsfaktorer. IAEA har derfor gitt anbefalte verdier som anbefales benyttes ved beregning av stråledoser - se tredje kolonne i Tabell 3.7. Det er vanskelig å sammenlikne konsentrasjonsfaktorer i ulike organismer, men det er allikevel mulig å se en viss trend:

- Planteplankton (CF: $\sim 10^2$), zooplankton (CF: $\sim 10^2$) > Krepsdyr, bløte deler (CF: $10 \sim 10^2$)
- Fisk, bløte deler (CF: $\sim 10 - \sim 10^2$), macrocytter (CF: $\sim 10 - \sim 10^2$) > Bløtdyr (CF: ~ 10)

Som man ser av Tabell 3.7 vil radium i hovedsak akkumuleres i deler som ikke spises av mennesker. De fleste planter og dyr, med unntak av marin plankton, forkaster radium som kommer inn i kroppen til fordel for kalsium. Mennesker forkaster 98 %. Dette fører til at radiumkonsentrasjonen minsker oppover i næringskjeden. I følge Snavely (1989) forventer man derfor ikke at radiumkonsentrasjonen i produksjonsvann vil ha noen effekt på menneskers inntak av radium. Man har heller ikke funnet noen detekterbar effekt på fisk (Brokenhaven National Laboratory, 1993). API gjennomførte i 1993 en vurdering av doser til sjødyr og mennesker, samt risiko for kreft, som følge av utslipp via produksjonsvann. Dosene til fisk ble funnet å være lavere enn det som forventes å gi noen effekt. Livstidsrisikoen for mennesker ble beregnet for ulike utslippsscenarier, som vist i Tabell 3.8.

Tabell 3.8. Individuell livstids risiko estimerer for inntak av fisk, bløtdyr og krepsdyr fisket fra vann med forhøyede nivåer av radium fra utslipp av produksjonsvann for fem potensielle utslipps-/konsentrasjonsscenarioer og faktiske målte verdier fra tre steder i USA (API, 1991)

Scenario	Vannkonsentrasjon (Bq/l)		Livstids risiko		
	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	Maks. inntak	Middels inntak	Populasjon, middelverdi
Utslipp (Bq/l):					
0	0,0037	0,0037	$5,92 \cdot 10^{-6}$	$8,01 \cdot 10^{-7}$	$5,29 \cdot 10^{-7}$
0	0,037	0,037	$5,92 \cdot 10^{-5}$	$8,01 \cdot 10^{-6}$	$5,29 \cdot 10^{-6}$
1,1	0,011	0,011	$1,78 \cdot 10^{-5}$	$2,40 \cdot 10^{-6}$	$1,59 \cdot 10^{-6}$
18,5	0,185	0,185	$2,96 \cdot 10^{-4}$	$4,01 \cdot 10^{-5}$	$2,65 \cdot 10^{-5}$
74,0	0,74	0,74	$1,18 \cdot 10^{-3}$	$1,60 \cdot 10^{-4}$	$1,06 \cdot 10^{-4}$
Målested 1 (CSA, 1991)	8,47	14,17	$1,94 \cdot 10^{-5}$	$2,73 \cdot 10^{-6}$	$1,30 \cdot 10^{-6}$
Målested 2 (CSA, 1991)	4,09	9,04	$1,38 \cdot 10^{-5}$	$1,94 \cdot 10^{-6}$	$9,68 \cdot 10^{-7}$
Målested 3 (CSA, 1991)	9,32	9,43	$4,46 \cdot 10^{-5}$	$6,25 \cdot 10^{-6}$	$3,08 \cdot 10^{-6}$

Risikoestimatene ved de tre CSA utslippsstedene er basert på målinger av radiumkonsentrasjoner i fisk og skalldyr. Maksimums inntak: 81,1 kg/år, middels inntak: 11,1 kg/år, populasjonsmidlet inntak: 6,4 kg/år.

Risikoestimatene ved utslipp i Tabell 3.8 er basert på følgende antagelser:

- Radiumutslipp i produksjonsvann fortynnes 100 ganger før fisk og skalldyr som konsumeres av mennesker kommer i kontakt med det
- Halvparten av årlig inntak av fisk/skalldyr kommer fra dyr som er fisket nær utslippssted for produksjonsvann (dvs. hvor fortynningsfaktoren er 100, antageligvis rundt 30 m fra utslippsstedet)
- Konsentrasjonsfaktorer gitt av IAEA (CF = 100 for fisk og skalldyr) i estimerer av radiumkonsentrasjon i fisk og skalldyr
- Risikofaktorer gitt av U.S.Environmental Protection Agency ved estimering av risiko. For ²²⁶Ra er denne risikofaktoren gitt som $1,19 \cdot 10^{-4}$ per Bq/dag, og for ²²⁸Ra $8,92 \cdot 10^{-5}$ per Bq/dag.

Vi ser av Tabell 3.8 at det er to tilfeller hvor livstidsrisikoen for mennesker er høyere enn 1×10^{-5} :

1. For individ som i hele sin levetid spiser store mengder sjømat fanget nær utslippssted offshore (hvor fortynningsfaktoren er 100) eller nær de tre CSA utslippsstedene.
2. For individ som i hele sin levetid spiser gjennomsnittlige mengder sjømat, fanget nær utslipp nær land, med store mengder radium (0,185 Bq/l av ²²⁶Ra og 0,185 Bq/l av ²²⁸Ra eller høyere etter fortykning).

Risikoen ved inntak av fisk og skalldyr vil under norske forhold være langt mindre enn anslagene i Tabell 3.8. Det foregår ikke omfattende fiske rett i nærheten av produksjonsrelaterte offshore installasjoner i Nordsjøen, og det er usannsynlig at et menneske skal få i seg store mengder (over 40 kg/år) fisk fra disse områdene. Det foregår ikke oljeproduksjon helt nær land på norsk kontinentalsokkel. Ved rensing av utstyr på land, slippes vanligvis filtrert rens vann ut i sjøen utenfor rensanleggene. Imidlertid er aktiviteten i utslippsvannet lav, og mengdene vann som slippes ut små i forhold til de store vannmengdene som slippes ut ved oljeproduksjon offshore. Det er derfor svært lite sannsynlig at mennesker i Norge skal få i seg så store mengder radium,

selv ved svært høyt konsum av fisk fra områdene rundt områder med store utslipp av produsert vann, til at risikoen skal være av noen form for betydning sammenlignet med andre risiki i det daglige liv.

3.1.2 Faststoffprøver

Aktiviteten i avleiringer avhenger av en rekke faktorer, bl.a:

- Grunnforholdene på produksjonsstedet
- Typen produksjonsutstyr som benyttes
- Brønnens alder
- Endringer i trykk og temperatur under produksjon

Det ble tatt en rekke prøver av avleiringer, sand og slam og disse ble analysert med hensyn på nuklidesammensetning og spesifikk aktivitet med høyoppløselig gammaspespektrometri ved Statens strålevern. De fleste prøvene ble tatt fra separatorer, tanker og ventiler under revisjonsstanser sommeren 1995. I alt ble det tatt prøver fra 9 plattformer, med hovedvekt på Statfjord B. Prøvene ble delt inn i fire kategorier etter konsistens; harde avleiringer, porøse avleiringer, sand og slam. Noen av prøvene inneholdt en blanding av ulike stoffer, og det foreligger en viss mulighet for feilklassifisering. Resultatene er vist i Tabell 3.9.

Tabell 3.9 Spesifikk aktivitet av ^{226}Ra , ^{228}Ra og ^{210}Pb i avleiringer, sand og slam fra 9 plattformer i Nordsjøen. ^{228}Ra er målt som ^{228}Ac .

Plattform	Prøvetype	Antall prøver	^{226}Ra (Bq/g)	^{228}Ra (Bq/g)	^{210}Pb (Bq/g)
Statfjord A	Harde avleiringer	1	30,6	16,9	i.d.
Statfjord B	Harde avleiringer	6	27,5 - 39,0	18,8 - 33,5	0,1 - 0,3
Statfjord B	Porøse avleiringer	4	2,4 - 24,2	1,5 - 18,8	0,2
Statfjord B	Sand	9	0,3 - 5,5	0,2 - 3,7	0,0 - 0,2
Statfjord B	Slam	14	0,1 - 4,7	0,1 - 4,6	0,3 - 0,7
Gullfaks A	Harde avleiringer	2	9,0 - 9,8	8,8	0,3
Gullfaks A	Porøse avleiringer	2	2,1 - 2,9	1,7 - 2,4	0,1
Gullfaks A	Sand	8	1,1 - 21,9	1,1 - 12,7	0,1
Gullfaks B	Porøse avleiringer	3	0,3 - 1,3	0,3 - 1,4	i.d.
Gullfaks B	Sand	5	0,1 - 0,6	0,1 - 0,6	0,5
Gullfaks B	Slam	1	0,2	0,2	i.d.
Gullfaks C	Porøse avleiringer	1	0,3	0,5	i.d.
Gullfaks C	Sand	2	0,5 - 4,4	0,5 - 3,8	0,1
Veslefrikk	Harde avleiringer	2	4,0 - 7,7	7,6 - 12,4	i.d.
Veslefrikk	Porøse avleiringer	1	4,3	6,6	i.d.
Oseberg	Harde avleiringer	1	32,3	24,9	i.d.
Oseberg	Porøse avleiringer	2	1,6 - 4,5	2,2 - 5,4	i.d.
Oseberg	Sand	1	0,0	0,1	i.d.
Valhall	Harde avleiringer	2	13,4 - 21,0	2,6 - 4,0	i.d.
Valhall	Sand	1	1,4	0,2	i.d.
Snorre	Harde avleiringer	1	14,4	16,1	i.d.

i.d. nukliden er ikke detektert

Forholdet mellom konsentrasjonen av ^{226}Ra og ^{228}Ra varierer mellom 0,5:1 og 6:1. I de fleste prøvene (over 2/3) ligger dette forholdet mellom 1:1 og 2:1. Flere studier (bl.a. Russo, 1993) viser at forholdet mellom ^{226}Ra og ^{228}Ra i gjennomsnitt er 3:1, og dette brukes vanligvis i beregninger. Konsentrasjonen av ^{226}Ra er høyere enn ^{228}Ra i 75% av prøvene. Aktiviteten av ^{226}Ra i harde avleiringer varierer mellom 4,0 og 39,0 Bq/g. Totalt har 73% av prøvene høyere

aktivitet enn den midlertidige friklassifiseringsgrensen i Norge på 10 Bq/g av ^{226}Ra (Statens strålevern, 1996c). Denne grensen er i overensstemmelse med de anbefalinger som gitt av EU (1993). Avfall med aktivitet høyere enn dette må behandles som spesialavfall. Dersom aktiviteten er lavere, settes det ingen krav til behandling og sluttdeponering mht. radioaktivitet. Aktiviteten av ^{226}Ra i porøse avleiringer varierer mellom 0,3 og 33,5 Bq/g. Totalt har 23% av disse prøvene høyere aktivitet enn 10 Bq/g.

Det ble utført kjemiske analyser av utvalgte avleiringsprøver for å se om det var noen direkte sammenheng mellom innhold av radium og sulfat- eller karbonatinnhold. Resultatene er vist i Tabell 3.10.

Tabell 3.10 Aktivitet av radium og andel av sulfat og karbonat i avleiringsprøver.

Prøve nr.	Konsistens	$^{226}\text{Ra} + ^{228}\text{Ra}$ (Bq/g)	SO_4^{2+} (g/kg)	CO_3^{2-} (g/kg)
1	Hard	57,2	0,09	< 0,02
2	Hard	51,2	5,08	31,0
3	Porøs	45,7	1,81	29,9
4	Hard	43	3,19	2,79
5	Porøs	30,5	0,64	< 0,02
6	Porøs	20,1	5,95	0,36
7	Porøs	15,2	15,35	4,12
8	Hard	11,6	7,91	1,75
9	Hard	9,9	0,23	8,8
10	Porøs	0,6	13,89	31,0

Statistiske sett er det ikke mulig å påvise noen direkte sammenheng mellom aktivitet av radium og sulfat- eller karbonatinnhold. Porøse avleiringer har høyt karbonatinnhold, men det er ingen klar sammenheng mellom sulfatinnhold og konsistens.

Aktiviteten av ^{226}Ra i slam varierer mellom 0,1 og 4,7 Bq/g. Det vil si at ingen av slamprøvene har høyere aktivitet enn den midlertidige friklassifiseringsgrensen, og kan derfor behandles som annet oljeholdig avfall. Aktiviteten av ^{226}Ra i sandprøvene varierer fra under deteksjonsgrensen og opp til 21,9 Bq/g. Kun to av prøvene har en høyere aktivitetskonsentrasjon 10 Bq/g for ^{226}Ra . Sandprøvene er i hovedsak tatt fra separatorer og tanker som har blitt rengjort ved bl.a. sandblåsing. Prøvene inneholder ulik mengde avleiringer, og det er en av årsakene til den relativt store variasjonsbredden.

Aktiviteten av ^{210}Pb er svært lav i alle prøver, under 0,7 Bq/g. Analyser fra bl.a. Nederland viser at avleiringsprøver ofte kan ha forhøyet aktivitet av ^{210}Pb , ofte høyere enn aktiviteten av radium (van Weers, 1996). Det er ikke funnet nevneverdig aktivitet av ^{238}U og ^{232}Th i noen av prøvene. Dette bekreftes i en studie av Testa *et al.* (1993) hvor målinger av konsentrasjonen av radium, thorium og uran konsentrasjonen i radioaktive avleiringer er gjennomført i Italia, Nordsjøen og Afrika. Konsentrasjonen av ^{238}U og ^{232}Th ble funnet å være svært lave eller under deteksjonsgrensen. Da det i hovedsak er radium som medfelles, vil det forventes at man kun finner radium og radiumdøtre i avleiringer. Aktiviteten av radiumdøtre avhenger av i hvilken grad det er likevekt i avleiringene. I våre undersøkelser viser det seg å være en tilnærmet likevekt mellom radium og radiumdøtrene i de prøvene som ble analysert.

Omtrent halvparten av prøvene ble tatt fra Statfjord B. Disse prøvene viser mer entydig tendens enn beskrevet ovenfor. Konsentrasjonen av ^{226}Ra er høyere enn konsentrasjonen av ^{228}Ra i alle prøvene. Forholdet mellom disse nuklidene varierer mellom 1:1 og 1,7:1. Radiumkonsentrasjonen i harde avleiringer er høyere enn i porøst materiale, og over 10 Bq/g for alle prøvene. Porøse avleiringer har relativt stor variasjon i konsentrasjon, mellom 2,4 og 24,2 Bq/g av ^{226}Ra . Prøvene av sand og slam har lav konsentrasjon med maksimum 5,5 Bq/g av ^{226}Ra . Konsentrasjonen av ^{210}Pb er under 0,7 Bq/g i alle prøvene og dermed veldig lave.

Alle prøvene fra Statfjord B ble tatt fra forskjellige separatorer. I følge Russo (1993) vil konsentrasjonen i avleiringer avtar med avstand fra brønnhodet. Konsentrasjonene nær brønnhodet vil være 10 ganger høyere enn i separatorer. Det er ikke tatt nok prøver fra Statfjord B til å kunne si noe om variasjon i aktivitet i produksjonssystemet. Tabell 3.11 viser en oversikt over radiumkonsentrasjon i avleiringer i noen andre studier.

Tabell 3.11 Radiumkonsentrasjoner i avleiringer i ulike studier.

Studie	Sted	^{226}Ra (Bq/g)
McArthur, 1988	USA	0,4 - 3700
Miller, 1988	USA, San Francisco	1,9 - 1110
E&P Forum, 1987	Storbritannia	1 - 1000

Den største konsentrasjonene av ^{226}Ra i avleiringer, som ble funnet i våre målinger, er to størrelsesordener lavere enn maksimumskonsentrasjonen funnet av McArthur (1988). Gjennomsnittskonsentrasjonen i avleiringer regnes å være på 13,3 Bq/g av ^{226}Ra og 4,4 Bq/g av ^{228}Ra (Russo, 1993). Gjennomsnittskonsentrasjonen av ^{226}Ra og ^{228}Ra i vår undersøkelse er på hhv. 14,1 Bq/g og 11,3 Bq/g. Det er i beregningene ikke skilt mellom harde og porøse avleiringer. Konsentrasjonen av ^{228}Ra er altså høyere enn forventet, mens konsentrasjonene av ^{226}Ra er av samme størrelsesorden som er funnet av Russo (1993). Det samme gjelder for sand/slam.

Tabell 3.12 viser en oversikt over gjennomsnittskonsentrasjoner av radium i ulike industrier.

Tabell 3.12. Gjennomsnittskonsentrasjoner av radium i avfall fra ulike industrier (Russo, 1993)

Kilde	Gjennomsnittlig konsentrasjon av ^{226}Ra (Bq/g)
Avfall fra urangruver	0,9
Fosfatindustri	
• fosfatgips	1,2
• slagg	1,2
• gjødsel	0,3
Vannbehandling	
• slam	0,6
• harpiks	0,6
Geotermisk energiproduksjon, avfall	4,9

Som det fremgår av Tabell 3.12, er den gjennomsnittlige radiumkonsentrasjonen i avfall fra oljeindustrien høyere enn fra andre ikke-nukleære industrier. Aktiviteten av radium er mellom 100 og 1000 ganger høyere enn i jord og bergarter i Norden. De høyeste aktivitetene er funnet i alunskifer og for enkelte prøver er radiumaktiviteten opp mot samme størrelsesorden som i radioaktive avleiringer (Stranden & Strand, 1988).

3.2 Personelldoser

Både i uran- og thoriumserien finnes det alfa- og betaemittere, og disse kan gi stråledoser ved inhalasjon eller peroralt inntak. Dette forutsetter imidlertid at det er en direkte kontakt med materialet. Direkte kontakt mellom radioaktive avleiringer og personell kan forekomme i en rekke operasjoner:

- Prosessoperasjoner
- Vedlikeholdsoperasjoner
- Rensing/dekontaminering
- Transport av avfall
- Transport av kontaminert utstyr
- Lagring av kontaminert utstyr
- Mellomlagring og sluttdeponering

Det er spesielt i forbindelse med vedlikeholds- og renseoperasjoner at det kan være snakk om signifikante doser personell - spesielt i de tilfeller det ikke benyttes nødvendig verneutstyr.

De fleste som er involvert i slike operasjoner vil være klar over faren ved denne typen arbeid, men situasjoner hvor kontaminert utstyr har blitt sendt til rensing uten noen form for merking har forekommet i Norge, også i de senere år. Det er kun ved verne- og beskyttelsestiltak som retter seg mot å forhindre eller begrense inhalasjon av støv at man kan være rimelig sikker på at rense- og vedlikeholdspersonell ikke utsettes for økt strålefare.

Som nevnt i kapittel 1.2.4, har man følgende eksponeringsveier for naturlig forekommende radioaktive stoffer i oljeproduksjon:

- Inhalasjon av radiumholdig støv samt radon og radondatterprodukter i luft
- Ekstern gamma stråling
- Ekstern beta stråling fra åpne flater
- Peroralt inntak av kontaminert mat eller vann
- Kontaminering av huden

Diskusjonen av personelldoser i dette kapittelet avgrenses til ekstern- og interndoser til rense- og vedlikeholdspersonell og kun til doser eksponering fra ekstern gamma stråling, inhalasjon av støv og radoneksponering. De andre eksponeringsveiene ansees å være neglisjerbare på grunnlag av diskusjonen i Kapittel 1.

3.2.1 Eksterndoser

Det er gjennomført målinger av personelldoser i forskjellige vedlikeholdsoperasjoner offshore og rensing onshore. Målingene ble gjennomført med termoluminescensdosimetre (TLD) etter en metode og dosimeterkonstruksjon utviklet av Wøhni (1993), og som er basert på $\text{CaF}_2:\text{Dy}$ (Harshaw TLD-200). Denne målemetoden har høy følsomhet og kan anvendes i doseområdet fra

0,1 mGy (dvs. 0,1 μ Sv). For detaljer omkring konstruksjon og praktisk anvendelse av TLD i persondosemålinger henvises til Oberhofer & Scharmann (1993).

Eksterndoser onshore

Det ble målt persondoser ved rensing av produksjonsrør ved CCB på Ågotnes. Rørene ble dekontaminert ved høytrykksspyling som beskrevet i Kapittel 2 (2.1.1). To personer var involvert i rensingen og ble utstyrt med persondosimetre. Ytterligere to dosimetre ble plassert i et kontor på basen for å kunne korrigere for bidrag fra naturlig bakgrunnsmåling. Målingene viste verdier på opp mot 1 μ Sv/dag over bakgrunnsstrålingen. Fra CCB (Ørgersen, 1995) ble det oppgitt at deres rensespersonell maksimalt bruker ca. 10% av arbeidstiden i forbindelse med denne typen arbeid. Total maksimum årsdose blir da på 24 μ Sv/år som er langt under det vi naturlig mottar fra andre strålekilder.

Personell involvert i rensing av pallringer ble også utstyrt med persondosimetre. Pallringer flyter i væskestrømmen olje/vann i separasjoner og benyttes for å øke separasjonen av olje fra vann. Pallringene ble plassert i en lukket beholder med dyser som sprøytet dem med vann under høyt trykk. Eneste direkte kontakt med kontaminert materiale ble dermed når man flyttet pallringen fra oppbevaring til rensesbeholderen. To dosimetre ble plassert på et kontor i nærheten for bakgrunnsmåling. Ingen av de persondosimetrene som ble båret av rensespersonell viste signifikante strålnivåer over naturlig bakgrunnsstråling over perioden.

Eksterndoser ved rensing onshore er også blitt målt i Storbritannia og USA (Reed *et al.*, 1991). Dosene i Storbritannia varierte fra under deteksjonsgrensen (< 0,1 mSv/år) til litt i overkant av 1 mSv/år, med en gjennomsnittlig effektiv dose på 0,27 mSv/år. Dosene i tilsvarende operasjoner i USA viste gjennomsnittsverdier på 0,32 mSv/år. Når man tar i betraktning at rensespersonell Storbritannia og USA vanligvis bruker en større andel av arbeidstiden i forbindelse med denne typen arbeid, mens pr. idag bare 10% av arbeidstiden benyttes i tilsvarende operasjoner i Norge, viser det at det er god overensstemmelse mellom målingene i de tre landene.

Eksterndoser offshore

Det er også målt eksterndoser til personell i forbindelse med forskjellige operasjoner offshore. To personer involvert i innvendig inspeksjon av flowlines ble utstyrt med persondosimetre, mens to dosimetre ble plassert på et kontor på plattformen for å kunne korrigere for bidrag fra bakgrunnsstråling. Total arbeidstid i kontakt med radioaktive avleiringer var på hhv. 510 og 475 minutter. Ingen av de dosimetrene som ble båret av inspeksjonspersonell viste doser signifikant over bakgrunnsstråling.

Under revisjonsstans ble 14 personer involvert i rensing av separasjoner utstyrt med persondosimetre. Rensingen besto i sandblåsing av separator, fjerning av blandingen sand/avleiringer fra separator og innvendig vedlikeholdsarbeid. To dosimetre ble plassert på et rom på plattformen for måling av bakgrunnsstråling. Arbeidet foregikk over 14 dager, og total arbeidstid i separatoren varierte fra 2 til 130 timer. Ingen av de utdelte dosimetrene viste doser som var signifikant over bakgrunnsnivået.

I forbindelse med utskifting av en produksjonsstreng målte Kristensen (1994) persondosene til involvert personell. Disse målingene ble også gjennomført med TLD. Tyve personer var involvert i denne operasjonen som bl.a. omfattet utboring av avleiringer fra nederste del av strengen. Arbeidet foregikk over 7 døgn, fordelt på 2 skift slik at total arbeidstid i kontakt med avleiringer var på 84 timer. Høyeste målte tilleggsdose var på 4,0 μ Sv \pm 0,5 μ Sv for hele

operasjonen. Dette tilsvarer en doserate på 48 nSv/t. I følge Kristensen (1994) vil rensepersonell offshore maksimalt være involvert i 10 slike operasjoner pr. år. Dermed blir høyeste årlig ekstern dose på ca. 40 μ Sv/år.

Stranden (1989) har målt eksterndoser med TLD til førti personer involvert i offshore operasjoner med håndtering av avleiringer på innsiden av rør. Kun ett av dosimetrene viste doserate over denne bakgrunnen og tilleggsdose for hele arbeidsoperasjonen på 11 døgn ble målt til 80 μ Sv.

Eksterndosene offshore på britisk sokkel har blitt målt av Reed *et al.* (1991) med TLD. For sikkerhetspersonell ligger dosene fra under deteksjonsgrensen til 0,2 mSv/år med et gjennomsnitt på 30 μ Sv/år. Dosene er lave da sikkerhetspersonell kun måler strålenivåene før rensearbeid og andre operasjoner tar til, og ellers ikke er involvert i arbeidet. For rensepersonell ble dosene målt til mellom deteksjonsgrensen til 0,8 mSv/år med et gjennomsnitt på 0,23 mSv/år. Rensepersonellet er oppgitt å delta i alle typer renseoperasjoner, også arbeid hvor man ikke kommer i kontakt med radioaktive avleiringer. Gjennomsnittsdosen for rensepersonell er litt høyere enn det som er blitt målt på norsk kontinentalsokkel og kan skyldes at det er hyppigere arbeidsoperasjoner som involverer arbeid med radioaktive avleiringer enn på norsk side.

Eksterndoser ved rensing av separatorer ble beregnet til 0,1 mSv pr. renseoperasjon (Reed *et al.*, 1991) for en renseoperasjon på 36 timer. Dersom man antar at rensepersonell deltar i 10 slike operasjoner pr. år blir den årlige dosen fra ekstern stråling 1 mSv/år. Disse beregningene er noe høyere enn målte verdier og kan skyldes at beregningene er noe konservative.

Eksterndoser ved transport

Ved transport av beholdere som inneholder radioaktive avleiringer blir det alltid rutinemessig gjennomført målinger av doseraten i inntil beholderne og i en avstand 1 m, såkalt transportindeks (Kristensen, 1994). Målingene varierer mellom 2 - 8 μ Sv/t, med et gjennomsnitt på 4 μ Sv/t. Avstanden til fører - ved biltransport - kan i visse tilfeller være i underkant av 1 meter. Et konservativt estimat av på 4 μ Sv/t kan derfor benyttes ved beregning av doser til transportpersonell. Ved annen transport (båt, tog, fly) vil avstanden til fører være større enn 1 meter, og dosene vurderes mindre enn 4 μ Sv/t. For å kunne komme opp mot en tilleggsdose på 1 mSv må man oppholde seg i en avstand av 1 m i mer enn 250 timer. Transport av avleiringer med bil foregår i liten grad i Norge i dag, og det regnes som usannsynlig at enkeltpersoner er så mye involvert i slike operasjoner at dosene når opp mot dosegrensene for yrkeseksponerte. Da må man eventuelt oppholde seg i en avstand av minimum 1 m fra transportbeholderne i ca. 5000 timer.

3.2.2 Interndoser

Det er ikke mulig å måle interndosene direkte. Vurdering av persondoser ved inntak eller inhalasjon må gjøres på grunnlag av beregninger.

Interndosene er svært avhengig av partikkelstørrelsen. Dette skyldes bl.a. at mengden støv som avsettes, opptak via lungene og biologiske utskillingen er avhengig av partikkelstørrelsen. Ikke alle partikler blir avsatt i lungene ved innånding av støv. En betydelig del kan bli avsatt i nese, munn og svelg. Hvor stor del som avsettes i de ulike organene avhenger av flere forhold, bl.a. partikkelstørrelsen og andel luft som pustes via nese. Hvordan partikkelstørrelsen påvirker avsetning i de forskjellige regionene er illustrert i Figur 3.2.

Figur 3.8. Variasjon i avsetningsfraksjon med partikkelstørrelse for innåndet støv i munn og nese (James & Roy, 1987).

For store partikler (diameter $> 1 \mu\text{m}$) øker avsetningen med størrelsen både i nese og munn. Det gir en filtrering av innåndingsluften. Avsetninger i munnhulen er neglisjerbare for partikler med diameter mindre enn ca. $0,1 \mu\text{m}$. I dette størrelsesområdet blir partikler avsatt i nesene, samtidig som avsetningsfraksjonen øker med minkende partikkelstørrelse (James & Roy, 1987). Kristensen (1994) har målt midlere partikkelstørrelse i avleiringer til $1 \mu\text{m}$. Dorrian & Bailey (1995) oppgir at midlere partikkelstørrelse ved sandblåsing er mellom $3,0 - 3,5 \mu\text{m}$. I forbindelse med vurdering av doser ved inhalasjon for radioaktive avleiringer antas det viktigste området for partikkelstørrelse å ligge mellom 1 og $5 \mu\text{m}$. Da beskyttelseslaget nese og munn er langt tykkere enn i lungene, samt at vektfaktor for nese og munn er svært lav i forhold til vektfaktor for bronkiene (ICRP, 1990), kan dosene til munn og nese neglisjeres. Partikkelstørrelsen vil derfor være svært avgjørende for den totale dosen ved innånding av støv. Avsetning av støv i lungene vil variere 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 de forskjellige delene av bronkial og alveolær region i lungene. I tillegg er naturligvis aktiviteten i innåndingsluften en viktig parameter. Figur 3.3 illustrerer hvordan avsetning i de forskjellige delene av lungene er avhengig av partikkelstørrelse. Partikkelstørrelse er gitt som AMAD (Activity Median Aerodynamic Diameter) for store partikler ($>0,5 \mu\text{m}$) og AMD (Activity Median Diameter) for små partikler ($< 0,5 \mu\text{m}$).

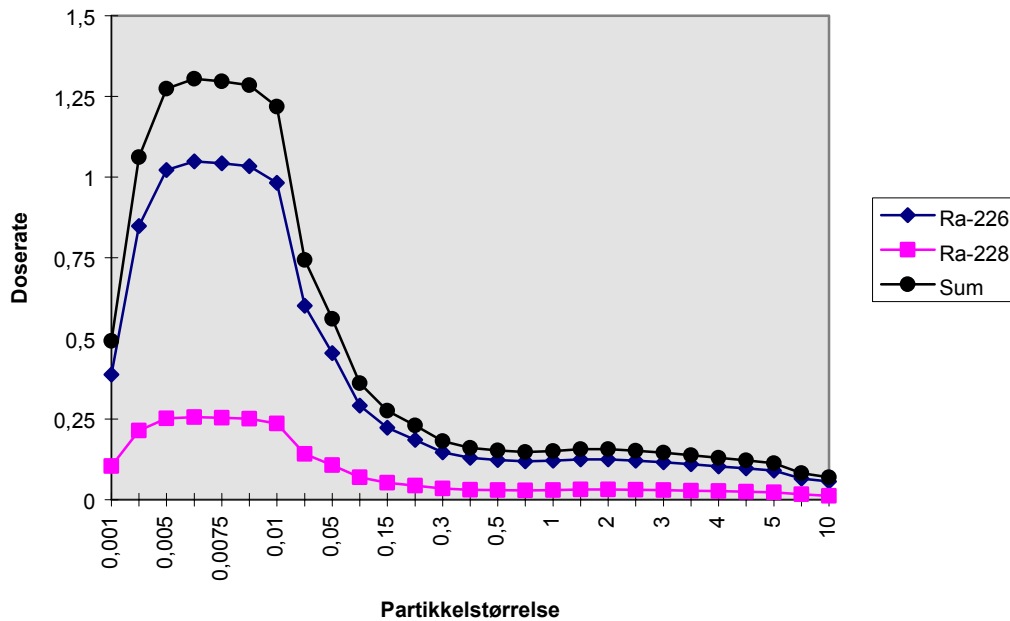
Figur 3.3 Variasjon i avsetningsfraksjon med partikkelstørrelse i forskjellige deler av lungene. Kurve A-I gjelder alveolær region, b bronkioler og B bronkiene (James & Roy, 1987).

Totalavsetningen i lungene har en maksimalverdi i området rundt 0,01 μm , og en annen maksimalverdi i området rundt 5 μm . Den sistnevnte verdien er ca. 25% av den andre maksimalverdien, men det er som nevnt dette størrelsesområdet som er spesielt viktig når det gjelder vurderinger av doser ved inhalasjon av støv i forbindelse med radioaktive avleiringer.

Interdoser onshore

Støvkonsentrasjonen i lufta under ulike renseoperasjoner og aktiviteten i støvet ble målt med partikkeltellere og ved måling av aktivitet på filtre. Interdosene er beregnet vha. et kommersielt program for doseberegninger LUDEP 2.0 som er utviklet av National Radiological Protection Board (U.K) for ICRP. Beregningene i dette programmet baserer seg på lungemodellen i ICRP 66 (ICRP, 1994). For detaljer omkring de forutsetninger som ligger til grunn for beregningene henvises til Jarvis *et al.* (1996).

Det er gjort beregninger av variasjon i dose som funksjon av partikkelstørrelse. I disse beregningene er det antatt at midlere støvkonsentrasjon er på 0,2 mg/m^3 og et forhold 3:1 mellom ^{226}Ra og ^{228}Ra . Resultatet av beregningene er vist i Figur 3.4.



Figur 3.4 Sammenheng mellom doserate ($\mu\text{Sv/t}$) ved inhalasjon og partikkelstørrelse (μm) for en støvkonsentrasjon på $0,2 \text{ mg/m}^3$ og aktivitet på 30 Bq/g av ^{226}Ra og 20 Bq/g av ^{228}Ra .

Figur 3.4 viser at i det aktuelle størrelsesområdet er doseraten i liten grad avhengig av partikkelstørrelsen i innåndet støv. Andre faktorer som støvkonsentrasjon, aktivitet i støvet og pusterate vil være av avgjørende betydning i doseberegningene. Effekten av dette er beregnet i det etterfølgende.

Ved rensing av rørstrenger, som beskrevet i Kapittel 2, ble støvkonsentrasjonen målt til $0,2 \text{ mg/m}^3$. Dette er i overensstemmelse med Reed (1991) som oppgir normalverdier til $0,15 \text{ mg/m}^3$. Dixon & Hipkins (1983) oppgir verdier opp mot 100 mg/m^3 , med et gjennomsnitt på 5 mg/m^3 . Det ble gjort beregninger for alle disse støvkonsentrasjonene. Resultatet er vist i Tabell 3.13. Aktiviteten i støvet ble målt å være 30 Bq/g av ^{226}Ra og 20 Bq/g av ^{228}Ra . I beregningene er det forutsatt et forhold 3:1 mellom ^{226}Ra og ^{228}Ra (Kristensen, 1994).

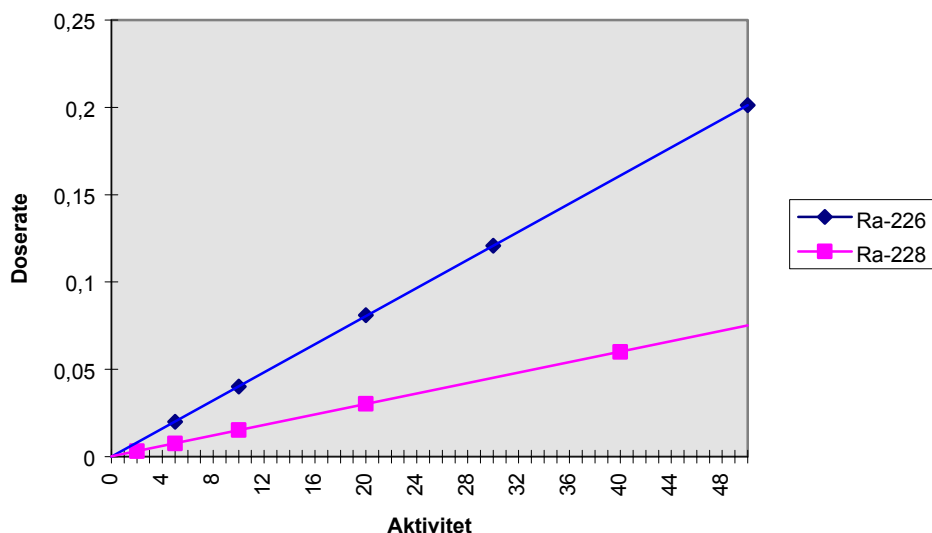
Tabell 3.13 Doserate ved inhalasjon for ulike støvkonsentrasjoner. Partikkelstørrelse ved beregningene er $1 \mu\text{m}$. Antagelser som ovenfor.

	Støvkonsentrasjon (mg/m^3)			
	0,15	0,2	5	100
Doserate, (mSv/t)	0,11	0,15	3,78	75,54
Doserate 180 t (mSv/år)	0,02	0,03	0,68	13,60

Vi ser at det er av avgjørende betydning hvilken støvkonsentrasjon man velger å benytte i beregningene. Man må opp i svært høye støvkonsentrasjoner for at årlig dose skal komme opp mot dosegrensen for yrkeseksponerte på 20 mSv/år (Statens strålevern, 1995c). Det ble også gjort målinger av partikkelkonsentrasjonen i luften ved rensing av pallringer, som beskrevet i avsnitt 3.2.1. Ingen målbar økning i partikkelkonsentrasjonen ble registrert under rensing. Det var heller

ikke forventet med de tiltak som var satt i verk under operasjonen og det at rensing foregikk i lukket beholder med svært liten mulighet for forstøvning.

Det ble gjort beregninger av doserate ved ulike aktiviteter av ^{226}Ra og ^{228}Ra . Resultatene er vist i Figur 3.5.



Figur 3.5. Sammenheng mellom doserate ($\mu\text{Sv/t}$) og aktivitet (Bq/g) for en støvkonsentrasjon på $0,2 \text{ mg/m}^3$ og en partikkelstørrelse på $1 \text{ }\mu\text{m}$.

Figuren viser at det er en lineær sammenheng mellom doserate og aktivitet. Det er derfor meget viktig å måle aktiviteten i støvet når man skal beregne doser fra inhalasjon. Det ble også gjort beregninger av doseraten for to kategorier arbeidere mht fysisk aktivitet - den ene under lett arbeide og dermed lav pustefrekvens mens den andre er under hardt fysisk arbeide med høyere pustefrekvens (Jarvis *et al.*, 1996). Resultatene er vist i Tabell 3.14.

Tabell 3.14. Doserate (effektiv dose) fra inhalasjon ved ulike klasser arbeid for en støvkonsentrasjon på $0,2 \text{ mg/m}^3$, partikkelstørrelse på $1 \text{ }\mu\text{m}$ og aktivitet på 30 Bq/g av ^{226}Ra og 20 Bq/g av ^{228}Ra .

Kategori arbeid	Aktivitet	Pusterate (m^3/t)	Doserate ($\mu\text{Sv/t}$)
Lett arbeid	Søvn (0,0 %)	1,2	0,15
	Sitte (31,1 %)		
	Lett kroppsarbeid (68,6 %)		
	Tungt kroppsarbeid (0,0 %)		
Tungt arbeid	Søvn (0,0 %)	1,7	0,27
	Sitte (0,0 %)		
	Lett kroppsarbeid (97,5 %)		
	Tungt kroppsarbeid (12,5 %)		

Tabell 3.14 viser at pusteraten - dvs. puste volum pr. tidsenhet - har svært mye å si for dosene. En økning i pusterate fra $1,2$ til $1,7 \text{ m}^3/\text{t}$ innebærer en dobling i dosen. Mest sannsynligvis vil

rensepersonale onshore være i kategorien «lett arbeid» eller et sted mellom de to kategoriene. En doserate på rundt 0,15 $\mu\text{Sv}/\text{t}$ vil derfor være mest realistisk. Dersom det antas at onshore rensespersonell bruker maksimalt 10 % av sin totale arbeidstid på denne typen arbeid, tilsvarer dette en årsdose på 27 $\mu\text{Sv}/\text{år}$.

Reed *et al.* (1991) har målt luftkonsentrasjon av radioaktivitet ved onshore rensing og beregnet dosen til 0,4 mSv/år, men i disse beregningene er det forutsatt at rensespersonell i bruker all sin arbeidstid i denne typen arbeid. Det synes derfor å være god overensstemmelse mellom disse undersøkelsene.

Interdoser offshore

Det har ikke blitt utført målinger av forstøvning under rensesoperasjoner offshore i Norge. På offshoreinstallasjoner er rensesoperasjoner lite automatisert. Rensing foregår derfor i stor grad manuelt ved høytrykkspyling, sandblåsing eller utskraping. Det er spesielt i forbindelse med de to siste operasjonene at det er fare for forstøvning. Det er også grunn til å anta at det under demontering og utskifting av produksjonsstrenger er en viss fare for forstøvning, men pga. at avleiringene har høy fuktighet (slam og oljeholdige rester) under slike operasjoner vil forstøvning være vesentlig mindre enn ved manuell rensing. Eventuell rensing offshore vil være av mindre omfang og derfor regnes det som lite sannsynlig at den gjennomsnittlige forstøvningen ved operasjoner offshore vil være større enn ved rensesprosesser onshore, og forutsatt bruk av nødvendig verneutstyr vil persondosene maksimalt kunne ligge på samme nivå som ved rensing onshore. Unntaket kan være sandblåsing i lukkede eller dårlig ventilerte områder. I slike operasjoner kan forstøvningen komme opp i mot verdier som tilsvarer maksimumskonsentrasjonen ved rensesoperasjoner onshore og dermed noe høyere doser. Kristensen (1994) har estimert gjennomsnittlig interdose til rensespersonell offshore til å være 17 $\mu\text{Sv}/\text{år}$. Disse anslag er langt lavere enn beregninger foretatt av Reed et al (1991) som har gjort svært konservative vurderinger og uten bruk av verneutstyr. Disse doseberegningene antas derfor ikke å være representative for denne type operasjoner.

Interdoser ved transport

Når transport utføres vil transportbeholdere være forseglede. Mulighetene for doser ved inntak eller inhalasjon ansees som meget små og kan derfor neglisjeres.

Peroralt inntak

Verne- og beskyttelsestiltak bør forhindre peroralt inntak i forbindelse med forskjellige arbeidsoperasjoner med utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer eller i forbindelse med håndtering av avfall.

Ved beregning av doser ved peroralt inntak benyttes omregningsfaktorer fra aktivitet til effektiv dose som er gitt av ICRP (1995) og som også er gjengitt i Basic Safety Standards gitt av IAEA (1996) i samarbeide med en rekke overnasjonale organisasjoner (bl.a. FAO, ILO, OECD/NEA, PAHO og WHO). Disse omregningsfaktorene er bl.a. avhengig av alder. For ^{226}Ra og ^{228}Ra er disse omregningsfaktorene arbeidstakere hhv. $2,8 \times 10^{-7}$ Sv/Bq og $6,7 \times 10^{-7}$ Sv/Bq.

Hvis vi forutsetter at gjennomsnittlig aktivitetskonsentrasjon i avleiringer for ^{226}Ra og ^{228}Ra er på hhv. 25 Bq/g og 8 Bq/g vil det si at man må ta inn i overkant av 80 g for å komme opp i en dose på 1 mSv. Dette ansees som helt urealistisk selv uten spesielle verne og beskyttelsestiltak. Doser ved inntak kan derfor neglisjeres.

3.2.3 Oppsummering

Doser til befolkningen

Det forutsettes at løsninger for mellomlagring og sluttdeponering i Norge ikke medfører at befolkningen kommer i direkte kontakt med slik avfall. For en nærmere diskusjon av aktuelle løsninger for mellomlagring og sluttdeponering henvises til Kapittel 5. Under disse forutsetningene kan stråledosene til befolkningen neglisjeres. Sammenlignet med annen energiprodukerende virksomhet, som gir miljøutslipp av naturlige eller antropogene radioaktive stoffer (bl.a. kullkraft), viser undersøkelser i regi av FN (UNSCEAR, 1993) at oljeindustrien gir et svært lite bidrag og at de eneste signifikante dosene kommer fra bruk av naturgass i husholdningen.

Doser til arbeidstakere

Tabell 3.15 gir en oppsummering av doser til personell i forskjellige arbeidsoperasjoner som involverer vedlikeholdsoperasjoner og rensing av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer. Det er relativt store usikkerhet i de verdiene som er oppgitt i tabellen og det knytter seg i hovedsak i de forutsetningene som ligger til grunn for beregningene. Det er det likevel grunn til å anta verdiene er noe konservative. .

Tabell 3.15 Oppsummering av doser til personell i forbindelse med rensing og håndtering av utstyr som belagt med radioaktive avleiringer.

Sted	Dose (mSv/år)	Målt/estimert	Referanse	Merknad
Eksterndoser				
Onshore	0,024	Målt	Denne rapporten	10 % av arbeidstid til håndtering/rensing
	0,27	Målt	Reed <i>et al.</i> (1991)	100 % av arbeidstid til håndtering/rensing, GB
	0,32	Målt	Reed <i>et al.</i> (1991)	100 % av arbeidstid til rensing/håndtering, USA
Offshore	0,04	Målt	Kristensen (1994)	Rensepersonell
	0,03	Målt	Reed <i>et al.</i> (1991)	Sikkerhetspersonell
	0,23	Målt	Reed <i>et al.</i> (1991)	Rensepersonell
	1	Estimert	Reed <i>et al.</i> (1991)	Rensing av separatorer, 10 operasjoner per år
Transport	4 µSv/t	Målt	Kristensen (1994)	
Interndoser				
Onshore	0,027	Målt	Denne rapporten	Forstøvning 0,2 mg/m ³ , lett arbeid, størrelse 1 mm
	0,4	Målt	Reed <i>et al.</i> (1991)	100 % av arbeidstid til rensing/håndtering
Offshore	0,027	Estimert	Denne rapporten	Som onshore
	0,017	Estimert	Kristensen (1994)	
Transport	-			Ikke direktekontakt under transport - neglisjeres
Inntak	-			Neglisjerbart i forhold til doser fra innånding

Denne oversikten viser at dosene fra eksternt stråling onshore er av samme størrelsesorden i de ulike studiene dersom man forutsetter lik arbeidstid. Det samme gjelder for interndosene onshore. Dosene fra eksternt stråling for rensepersonell offshore er noe lavere enn beregninger på grunnlag av målinger som er foretatt i USA og Storbritannia. Reed et al (1991) har gjort beregninger av både eksterndoser og interndoser ved forskjellige offshore operasjoner bl.a. rensing av separatorer. Disse anslagene antas å være overestimerer Det ansees som usannsynlig at personell vil utføre denne type arbeidsoperasjoner på fulltidsbasis og dessuten er det i

beregningene ikke forutsatt bruk av verneutstyr for å begrense doser ved inhalasjon (støvmasker e.l.).

Dosene ved forskjellige operasjoner offshore og onshore er langt lavere enn de dosegrenser som er gitt av Statens strålevern (1995c) og som er i overensstemmelse med de anbefalinger som er gitt av ICRP (1990). Dosene vil være neglisjerbare sammenliknet med normalvariasjonen i doser fra den naturlige bakgrunnsstrålingen fra berggrunn og jordsmonn (se 1.4). Offshore vil den naturlige bakgrunnsstrålingen være noe lavere enn onshore. Dersom man antar at en oljearbeider i gjennomsnitt oppholder seg offshore totalt 18 uker pr. år, vil det i gjennomsnitt gi en dosebesparelse fra ekstern gammastråling på mellom 0,15 og 0,2 mSv/år (Strand 1994) og det er høyere enn tilleggsdosen fra ekstern stråling for offshore rensepersonell.

I Kapittel 1 ble det gjort en sammenligning av persondoser til forskjellige grupper av yrkeseksponerte (se Tabell 1.4). Denne sammenstillingen viser at dosene i forbindelse med rensing/håndtering av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer er langt lavere enn dosene til mange andre yrkesgrupper som utsettes for stråling i sitt arbeide.

Det er viktig å understreke at alle målinger av persondoser i denne rapporten er gjort under arbeidsoperasjoner hvor man har gjennomført nødvendige verne- og beskyttelsestiltak - spesielt når det gjelder å begrense inhalasjon av støv og avgasser. Dersom slike tiltak ikke treffes, og arbeidsoperasjonene medfører sterk forstøvning og/eller i dårlig ventilerte lokaler, kan persondosene bli langt høyere.

4 Monitorering

4.1 Innledning

Med monitorering i forbindelse med radioaktive avleiringer menes:

- Målinger for kontroll og klassifisering av produksjonsrør og annet utstyr.
- Yrkeshygieniske målinger - dvs. overvåkning av persondoser i arbeidsmiljøet
- Målinger ved kontroll av avfall og miljøovervåkning i forbindelse med forskjellige operasjoner både offshore og onshore som kan medføre miljøutslipp av radioaktivitet, samt kontroll og overvåkning ved mellomlagring og sluttdeponering av avfall.

Når det gjelder målinger i forbindelse med kontroll og klassifisering av produksjonsrør og forskjellig type utstyr vil det kunne omfatte både måling av alfa-, beta- og gammastråling, eventuelt i kombinasjon med andre typer målinger som kan gi informasjon om beleggets tykkelse, densitet og sammensetning. I oljeproduksjon vil man kunne få en oppkonsentrering av naturlig radioaktive stoffer i alle flater i produksjonssystemet som har vært i kontakt med produksjonsvann. Sammensetning, tykkelse, densitet og porøsitet for belegget kan variere betydelig mellom forskjellige deler av produksjonssystemet. Når det gjelder produksjon av gass kan det dannes tynne og ofte usynlige belegg med forhøyet aktivitet både i produksjonssystemet, oppbevaringstanker og transportrør. Mens avleiringene i oljeproduksjon i hovedsak vil inneholde forbindelser av radium (^{226}Ra og ^{228}Ra) vil man i beleggene som avsettes i gassproduksjon få en oppkonsentrering av ^{210}Pb som er et langlivet datterprodukt av ^{222}Rn . Valg av metode som kan benyttes for monitorering vil være avhengig av nuklidesammensetning. For radioaktive stoffer som bare avgir alfa- eller betastråling vil man måtte måle på innsiden av flater eller ta prøver av belegget for måling av aktivitetskonsentrasjon [aktivitet pr. masseenheter eller pr. volum] i laboratoriet. Målemetodene må ha tilstrekkelig følsomhet for med god margin å kunne avgjøre om aktivitetskonsentrasjonen av ^{226}Ra er over eller under gjeldende grenser for friklassifisering. Både for ^{226}Ra , ^{228}Ra og ^{210}Pb er de foreløpige friklassifiseringsgrensene satt til 10 Bq/g (Statens strålevern, 1996 - se Bilag 3). Disse grenseverdiene er i overens-stemmelse med EU (1996).

Yrkeshygieniske målinger vil omfatte både tradisjonell persondosimetri med dosimetre som er følsom for ekstern gammastråling, måling av radioaktivitet i luften og kontroll av eventuell kontaminering på hud og klær. Metodene må være tilstrekkelige for samlet å kunne benyttes som grunnlag for å vurdere dosene opp mot fastsatte dosegrenser og sekundære grenseverdier for yrkeseksponerte (Statens strålevern, 1995a). Dette gjelder både personlldoser i forskjellige vedlikeholdsoperasjoner offshore og rensing onshore. Diskusjonen i Kap.3 (se 3.2.3) viser at den eksterne doseraten fra utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer er langt under fastsatt grense for doserate på 7,5 $\mu\text{Sv/h}$ og videre at det svært lite sannsynlig at personell kan motta en årsdose fra ekstern gammastråling som er høyere enn 1 mSv. Utfra generelle retningslinjer for persondosimetri medfører dette at det ikke er noe krav om persondosimetri for ekstern gammastråling for denne virksomheten (Statens strålevern, 1996d). Vurdering av persondoser ved peroralt inntak og inhalasjon må gjøres på grunnlag av laboratoriemålinger på prøver og eventuelt kontinuerlige målinger eller øyeblikksmålinger av luftkonsentrasjon under forskjellige arbeidsoperasjoner. Resultatene vil så måtte sammenholdes med sekundære grenseverdier for peroralt inntak og inhalasjon (ICRP, 1995b og IAEA, 1996). Dette gjelder også doser til bronkiene i forbindelse med radoneksponering ved arbeidsoperasjoner innendørs (ICRP, 1993 og

Statens strålevern, 1995). Under våtrensing vil forstøvningen være svært liten, og forutsatt at arbeidet foregår utendørs eller i godt ventilerte lokaler, vil mulige doser ved inhalasjon være små. I hht. prosedyrer som er gitt av Statens strålevern (se Bilag 3) skal det ved rensing «bare benyttes metoder som holder materialet fuktig. Metoder for tørrensing, hvor det kan frigjøres støv til luften, bør ikke benyttes».

Den type målinger som er mest aktuelle i forbindelse med kontroll av avfall fra rensing, før videre behandling og sluttdeponering, vil være aktivitetsmålinger på prøver. Dette kan bl.a. være laboratorieanalyser på mindre prøvevolum ved høyopløselig gammaspektrometri. Måleresultatene må kunne benyttes for å vurdere om aktivitetskonsentrasjonen er over eller under fastsatte grenseverdier for friklassifisering.

Miljømålinger vil være aktuelt for å overvåke aktivitetsnivåer og eventuelle effekter på omgivelsene fra:

- utslipp av radioaktivitet fra offshoreinstallasjoner bl.a. fast avfall i forbindelse med rutinemessige operasjoner og utslipp med det produserte vannet.
- utslipp i forbindelse med rensing, bl.a. avrenningsvann.
- lekkasje av radioaktivitet til omgivelsene ved mellomagring og sluttdeponering

Når det gjelder omfang av overvåkningsmålinger i forbindelse med sluttdeponering vil det avhenge av hvilken løsning som blir valgt.

Diskusjonen i dette kapittelet omfatter forskjellige metoder og strategier for monitorering. Hovedvekten legges på å diskutere aktuelle metoder med fordeler og begrensninger. Spesielt knytter det seg problemer ved monitorering i forbindelse med utstyr hvor beleggene er svært tynne. Dette gjelder bl.a. belegg av ^{210}Pb i gassproduksjon og prosessering. Ellers kan det teknisk sett være vanskelig å komme til for å gjøre målinger for forskjellig type topside utstyr. Alt produksjonsutstyr som har vært i kontakt med produksjonsvann og som har avleiringer på innsiden bør monitoreres. Likeledes bør målinger gjøres på utstyr som sendes til service, vedlikehold, kassering eller som videreselges.

Hovedprinsipper for deteksjon og måling av α -, β - og γ -stråling er beskrevet i en rekke bøker og oversikter bl.a. Knoll (1989), Delaney & Finch (1992), Ericson & Landshoff (1996), Gilmore & Hemingway (1995) og Debertain & Helmer (1988).

4.2 Utstyr for monitorering

4.2.1 Klassifisering av produksjonsrør og annet utstyr, samt ved kontroll av avfall.

Måling av ekstern gammastråling i arbeidssituasjonen kan gjøres vha. håndmonitører med gassfylte prober som detektor. Dette kan være ionisasjonskamre, proporsjonaltellere eller Geiger-Müller tellere (Knoll, 1989). Deteksjonsgrensen for slike håndmonitører vil bl.a. avhenge av fyllgass, volum og trykk, men generelt vil GM-tellere være noe mere følsom enn ionisasjonskamre og proporsjonaltellere. En ulempe med GM-tellere, sammenlignet med ionisasjonskamre og proporsjonaltellere, er at utslaget ikke vil være proporsjonalt med doseraten for ulike gammeenergier. Dette kan kompenseres noe for ved forskjellige metoder for å redusere følsomheten for lavenergetisk stråling. Det finnes også håndmonitører som er basert på organiske scintillatormaterialer og som kan benyttes for måling av ekstern gammastråling. Detektormaterialet er her nær vevsekivalent, og utslaget vil være proporsjonalt med doseraten for energier over 30 keV. Det finnes kommersielt tilgjengelig håndmonitører basert på ionisering

i gasser og organiske scintillatorer med deteksjonsgrenser ned mot 1/10 av normal doserate fra ekstern bakgrunnsstråling. Dette er fullt tilstrekkelig for klassifisering av rør og annet utstyr ved ekstern monitorering. Noen av fordelene med slike håndmonitører er at de er enkle og praktiske i bruk, god stabilitet over tid og robust utformet for å kunne benyttes under vanskelige fysiske forhold.

Et problem med håndinstrumenter som måler total doserate er at de ikke kan skille mellom bidragene fra utstyret og ekstern bakgrunnsstråling fra omgivelsene. Ved å skjerme detektoren mot stråling fra sidene (f.eks. med bly) kan man imidlertid redusere noe bidraget fra omgivelsene. Et annet problem er at man ikke kan skille mellom forskjellige gammaenergier og slike instrumenter kan derfor ikke benyttes for å identifisere radionuklide.

Instrumenter for total doserate gir avlest verdi i dose i luft eller vev pr. tidsenhet med direkte avlesning i mikrogray pr. time ($\mu\text{Gy/h}$), i ekvivalent dose gitt i mikrosievert pr. time ($\mu\text{Sv/h}$) eller i mikrorøntgen pr. time ($\mu\text{R/h}$). I hht. anbefalinger fra Statens strålevern (1996) bør håndinstrumenter for måling av ekstern gammastråling kunne måle strålingsnivåer ned mot 0,1 $\mu\text{Gy/h}$ med en usikkerhet på mindre enn $\pm 20\%$.

Spektrometriske målinger kan gjennomføres med scintillasjonsdetektorer eller halvlederdetektorer. Scintillasjonsdetektorer som benyttes i spektrometriske målinger er vanligvis basert på NaI(Tl) som scintillator, men det finnes også en rekke andre materialer både organiske og uorganiske, som kan benyttes (Knoll, 1989). Halvlederdetektorer som benyttes i gammaspektrometri er vanligvis basert på germanium (Ge) med høy renhet - «high purity germanium» (HPGe). Halvlederdetektorer har langt høyere energiopløsning, men har noe lavere effektivitet enn scintillasjonsdetektorer. Dette fører til at energitoppene ved målinger med NaI-detektorer er langt bredere enn målinger med HPGe-detektorer. Det gjør det vanskelig å kunne skille radionuklider som emitterer gammastråling med energier som ligger nærmere hverandre enn 20-30 keV. Målinger med HPGe-detektorer gir mulighet for å skille energitopper selv om de ligger nærmere hverandre enn 1 keV (Knoll, 1989). For HPGe-detektorer er imidlertid båndvidden i halvlederen bare på ca. 0,7 eV, og det vil føre til termisk eksitasjon og dermed stor lekkasjestrøm ved romtemperatur. HPGe-detektorer må derfor kjøles ned, og det gjøres vanligvis ved å benytte flytende nitrogen via en kryostat. I tillegg må man ha mangelkanalanalysator med strømtilførsel og PC for styring og analyse av dataene. Dette medfører praktiske begrensninger ved målinger i felten, og derfor er slike målinger vanligvis begrenset til analyser av prøver i laboratoriet. For å oppnå høy presisjon selv ved små prøvevolum (<100 g) er det nødvendig å skjerme detektoren for bakgrunnsstråling fra omgivelsene med bly. Det finnes imidlertid kommersielt tilgjengelig utstyr som også er beregnet for feltmålinger, men pga. behov for nitrogenkjøling har slikt utstyr langt fra den mobilitet som håndmonitører. Dessuten er utstyret svært kostbart. For detaljer omkring egenskaper ved forskjellige detektormaterialer for gammaspektrometriske målinger med scintillasjonsdetektorer og halvlederdetektorer henvises til Delaney & Finsch (1992) eller Knoll (1989), og til Gilmore & Hemingway (1995) når det gjelder praktiske anvendelser.

I noen tilfeller kan det være nødvendig å gjøre overflatemålinger av alfa- eller betastråling. Det finnes bl.a. tilgjengelig håndmonitører med gassfylte prober som har så tynne vinduer at alfa- eller beta-stråling kan detekteres. Slike prober er imidlertid ikke særlig robuste og kan være vanskelig å benytte i enkelte situasjoner. Ved eventuell kontaminering vil dessuten rengjøring være vanskelig.

Når det gjelder laboratoriemålinger av aktivitetskonsentrasjon i prøver - bl.a. prøver av radioaktive avleiringer - gjøres dette vanligvis ved høyoppløselig gammaspektrometri ved bruk av HPGe-detektorer. Det er vanskelig å kunne benytte scintillasjonsdetektorer (NaI) i slike målinger pga. at flere av toppene i energispektret for ^{226}Ra , ^{228}Ra og datterproduktene ligger svært nær hverandre og vanskeliggjør identifikasjon av radionuklide. Målinger med HPGe-detektorer medfører at prøver må sendes inn til et spesiallaboratorium og før måleresultatet foreligger kan det derfor ta opptil flere uker. Forenklete målinger hvor man ikke identifiserer nuklide, eller bare får begrenset informasjon om nuklidesammensetning (Miller et al 1990), kan derfor for visse anvendelser være aktuelle. For avleiringer i oljeproduksjon hvor man i utgangspunktet har god kjennskap til nuklidesammensetning vil man kunne integrere over en fast kanalbredde og kunne relatere måleresultatet mot grenser for friklassifisering. Slikt utstyr vil også kunne være transportabelt og dermed anvendelig for feltmålinger.

4.2.2 Yrkeshygieniske målinger

Med yrkeshygieniske målinger menes rutinemessig overvåkning av stråeldoser til personell som i sitt arbeide utsettes for ioniserende stråling. Yrkeshygieniske målinger kan omfatte:

- persondosimetri, dvs. personell utstyres med dosimetre som er følsom for ekstern gammastråling
- måling av radioaktivitet i luften hvor personell oppholder seg
- kontroll av kontaminering på hud og klær.

Metodene må være tilstrekkelige for samlet å kunne benyttes som grunnlag for å vurdere dosene opp mot fastsatte dosegrenser for yrkeseksponerte (Statens strålevern, 1995). Dette gjelder både doser fra ekstern gammastråling, ved inhalasjon og ved eventuelt peroralt inntak.

Når det gjelder rutinemessig persondosimetri for ekstern gammastråling så er det to metoder som er aktuelle - dvs. filmdosimetre eller termoluminescensdosimetre (TLD). For nærmere beskrivelse av deteksjonsprinsipp, konstruksjon og anvendelser henvises det til Wøhni & Stranden (1988) når det gjelder filmdosimetre og til Nakajima (1988), Mahesh et al (1989) eller Oberhofer & Scharmann (1993) for TLD. Det finnes TLD-materialer som er nær vevsekvivalente og som har langt lavere deteksjonsgrense enn filmdosimetre. Trenden innenfor persondosimetri i de senere år har derfor vært å erstatte bruk av filmdosimetre med TLD. Det finnes også kommersielt tilgjengelig små elektroniske dosimetre som kan benyttes for persondosimetri (Bøtter-Jensen & Thompson, 1995). Med slike dosimetre får man kontinuerlig informasjon om strålingsnivået og varsling hvis man nærmer seg områder med høye strålingsnivåer. Slike dosimetre er imidlertid bare aktuelt for personell som arbeider i miljøer hvor det er store strålekilder eller hvor det potensielt kan skje ulykkeseksponering med så store stråledoser at det kan føre til akutte effekter. Dette er ikke tilfelle når det gjelder radioaktive avleiringer og derfor vil bruk av slike dosimetre være lite aktuelt.

Diskusjonen i Kapittel 3 (3.2.3) viser at den eksterne doseraten fra utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer er langt under fastsatt grense for doserate på $7,5 \mu\text{Sv/h}$, og videre at det svært lite sannsynlig at personell kan motta en årtdose fra ekstern gammastråling som er høyere enn 1 mSv . I hht. retningslinjer fra Statens strålevern (1996d) er det derfor ikke noe krav om at personell som håndterer utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer skal bære persondosimetre.

Det er ved inhalasjon av støv eller ved radoneksponering at personell kan motta stråledoser som er høyere enn 1 mSv/år. Aktuelle målinger kan da være:

- aktivitet i støv ved å suge et fast volum av luft gjennom et filter og deretter analyse ved alfa- eller gammaspektrometri.
- kontinuerlige eller passive målinger av radon- og radondatterkonsentrasjon i luft.

Ved vurdering av doser opp imot sekundære dosegrenser må man ta hensyn til pustefrekvens og pustevolum. Beregning av effektiv dose må gjøres i overensstemmelse med ICRP publikasjon 68 (ICRP, 1995) og Basic Safety Standards (IAEA, 1996). For ^{226}Ra , ^{228}Ra og ^{210}Pb er omregningsfaktorer for yrkeseksponerte til effektiv dose for inhalasjon hhv. 3.2×10^{-6} , 2.6×10^{-6} og 8.7×10^{-7} Sv/Bq og for peroralt inntak hhv. 2.8×10^{-7} , 6.7×10^{-7} , 6.8×10^{-7} Sv/Bq. Det er imidlertid lite sannsynlig at personell vil motta stråledoser som er høyere enn 1 mSv/år under forutsetning av at de verne- og beskyttelsestiltak som er beskrevet av Statens strålevern (Bilag 3) følges. Det er spesielt ved tørrensing, som kan være eneste alternativ ved rensing eller vedlikehold av spesielle typer utstyr, at det i perioder kan oppstå forhøyde støvkonsentrasjoner i arbeidsmiljøet. Det vil da være spesielt viktig med beskyttelse som begrenser inhalasjon av radiumholdig støv.

Når det gjelder doser til lungene ved inhalasjon av radon og radondatterprodukter kan disse kartlegges ved målinger under forskjellige arbeidsoperasjoner. Passive metoder for måling av radon i inneluft er beskrevet av Strand et al. (1989) og aktive metoder av George (1996).

Ved rensing i dårlig ventilerte lokaler bør det rutinemessig gjennomføres måling av radon i arbeidsmiljøet, f.eks. med passivt integrerende detektorer. Slike målinger bør gjøres i overensstemmelse med retningslinjer gitt av Statens strålevern (1995b).

4.2.3 Miljøovervåkning

Miljøovervåkningsprogrammer vil i hovedsak omfatte målinger av aktivitetskonsentrasjon i prøver. Prøver det her kan være snakk om vil være sjøvann, sedimenter og marine organismer i forbindelse med offshoreundersøkelser; avrenningsvann i forbindelse med rensing av utstyr; samt målinger på forskjellige typer prøver for å undersøke eventuell lekkasje ved mellomlagring og sluttdeponering av radioaktive avleiringer. Omfang og opplegg av måleprogrammer i forbindelse med sluttdeponering vil avhenge av type løsning. For løsninger som medfører onshore deponering vil det si måling på prøver av grunnvann, jord og vegetasjon.

Utslipp av radioaktivitet til miljøet vil medføre en kraftig fortykning, og det vil sette store krav til deteksjonsnivå for slike målinger. Dessuten må radionuklide identifiseres. De mest aktuelle metodene vil derfor være målinger vha. høyoppløselig gammaspektrometri. Slike målinger bør gjennomføres av spesiallaboratorier med akkreditering for lavaktivitets-målinger.

4.3 Gjennomføring av målinger

I dette kapitlet diskuteres forskjellige praktiske forhold ved opplegg og gjennomføring av målinger i forbindelse med radioaktive avleiringer. Diskusjonen oppsummeres i Tabell 4.1.

4.3.1 Klassifisering av produksjonsrør og annet utstyr

Klassifisering av produksjonsrør og annet utstyr kan gjøres ved måling av total doserate fra gammastråling på utsiden (4.2.1). Usikkerheten ved slike målinger vil øke med avtagende aktivitetskonsentrasjon og/eller avtagende tykkelse på avleiringene. I tillegg kan det i

avleiringene være relativt store variasjoner i densitet - fra i underkant av 1 g/cm^3 i noen tilfeller til i overkant av 3 g/cm^3 i andre. Et annet bidrag til usikkerheten kommer fra bidrag bakgrunnsstråling som skyldes naturlig radioaktivitet og kosmisk stråling fra omgivelsene. Doseraten fra ekstern bakgrunnsstråling onshore er vanligvis mellom 50 nGy/h og 200 nGy/h (Strand, 1987). Offshore er doseraten langt lavere og bidraget er i hovedsak fra kosmisk stråling. For å øke presisjonen - spesielt når avleiringene er svært tynne - bør det i forkant av at utstyr tas inn for klassifisering gjennomføres målinger av bakgrunnsstrålingen i området; eventuelt ved at målinger gjøres i umiddelbar nærhet over tilsvarende grunn og i tilstrekkelig avstand fra utstyr til at dette kan gi noe bidrag til doseraten. Det er også mulig å redusere bidraget ved å skjerme detektoren for stråling fra sidene. Bakgrunnsstrålingen vil være tilnærmet konstant over tid, men vil være noe lavere om vinteren pga. skjerming fra eventuelt snødekke. Et annet problem ved måling av ekstern gammastråling er bidrag fra andre rør eller annet utstyr som befinner seg i umiddelbar nærhet.

Selv om usikkerhetene kan være store vil metoder for klassifisering av utstyr ved måling doseraten fra ekstern gammastråling på utsiden av produksjonsrør være akseptable for produksjonsrør. Ved rutinemessige målinger må man korrigere måleresultatet for varierende tykkelse på avleiringene (Bilag 3), samt fuktighet og eventuelt tilslag av slam eller oljerester. I de tilfeller informasjon om densiteten av materialet også er tilgjengelig, og at den eventuelt varierer betydelig fra normaldensitet, bør også slike opplysninger tas hensyn til ved vurdering av måleresultatet. Spesielt kan dette være viktig i de tilfeller avleiringene er tykke. Ved monitorering bør dessuten målinger gjøres i en avstand av minimum en meter fra enden på røret. For nærmere diskusjon om ekstern monitorering henvises til Kristensen (1994).

Monitorering kan gjennomføres både offshore og onshore. Begrenset plass, høye kostnader og stramt tidsskjema setter strenge krav til monitorering på installasjoner offshore. Monitorering kan være aktuelt som en preliminær identifikasjon eller grovklassifisering av kontaminert utstyr. Lav bakgrunnsstråling er en fordel når det gjelder målinger av gammastråling offshore. Revisjonsstans, trekking av strenger, rensing av separatortanker og annet utstyr vil være naturlige anledninger for gjennomføring av mer intensive og omfattende monitoreringsprogrammer.

I de tilfeller beleggene er svært tynne, eller at målingene som gjøres gir tvil om aktivitetskonsentrasjonen er over eller under fastsatte friklassifiseringsgrenser, vil det være aktuelt med overflatemålinger (4.2.1) og/eller målinger på prøver. Metoder med klassifisering av utstyr ved å måle ekstern gammastråling på utsiden av utstyr er ikke egnet for produksjonsutstyr, lagringstanker eller transportrør i forbindelse med gassproduksjon.

Når det gjelder monitorering for klassifisering av annet utstyr enn produksjonsrør kan dette i enkelte tilfeller være svært vanskelig. Bakgrunnen for dette kan være egenskjerming fra utstyret, geometriske forhold pga. utstyrets utforming eller at det er så små mengder avleiringer i deler av utstyret at deteksjon er vanskelig. Et alternativ for klassifisering i slike tilfeller kan være overflatemålinger på innsiden av utstyret, men slike målinger kan være vanskelig å gjennomføre pga. utstyrets utforming. Overflatemålinger kan gjøres med utstyr for deteksjon av alfa- eller beta-stråling, men pga. vanskelig tilgjengelighet må målinger ofte gjøres i forskjellige stadier ved eventuell demontering. Probene for deteksjon av alfa- og beta-stråling er noe mindre robuste, dessuten er rengjøring ofte vanskeligere ved eventuell kontaminering. Alternativt kan målinger gjøres ved gammaspektrometri på prøver (4.2.1)

Det er grunn til å anta at informasjon om forekomsten av naturlig radioaktivitet i forskjellige faser av produksjonen - f.eks. ved måling på prøver av produksjonsvann eller andre data fra rutinemessige geokjemiske undersøkelser - kan gi viktig informasjon om naturlig radioaktivitet i avleiringer. For at slik informasjon skal kunne benyttes som grunnlag for klassifisering - eventuelt som grunnlag for en grovklassifisering eller for å sette rammer for omfang av monitoreringsprogrammer - vil det være nødvendig med mer forsknings- og utredningsarbeid.

4.3.2 Kontroll av avfall

Etter at rensing er gjennomført kan det være aktuelt å foreta kontrollmålinger på prøver av avfallet. Slike kontrollmålinger vil gi en endelig bekreftelse på om avfallet har en aktivitetskonsentrasjon som er høyere enn de grenser som er fastsatt for friklassifisering (Bilag 3). Det må forutsettes at rensing ikke gir tilførsel av annet fast stoff som medfører en fortykning av avfallet.

Slike målinger kan omfatte målinger på prøver av avfallet vha. høyoppløselig gammaspektrometri eller forenklete spektrometriske målinger (4.2.1). Antallet prøver bør være tilstrekkelig for å kunne gi en oversikt over gjennomsnittskonsentrasjon og variasjon i aktivitetskonsentrasjon for hver beholder eller hvert oppdrag (f.eks. rensing av en hel streng). Hvis aktivitetskonsentrasjonen er lavere enn friklassifiseringsgrensen på 10 Bq/g for hver av nuklidene ^{226}Ra , ^{228}Ra og ^{210}Pb vil det medføre at avfallet kan friklassifiseres. Hvis det ikke gjennomføres kontrollmålinger av aktivitetskonsentrasjon i avfallet vil det, i hht. krav fra Statens strålevern (Bilag 3), måtte deponeres som radioaktive avleiringer med de krav til mellomlagring og sluttdeponering som det medfører

For kontrollmåling av avfall vil det ikke være nøyaktig nok å foreta måling av total doserate med håndmonitører på utsiden av beholdere/lagringsenheter. Slike målinger kan imidlertid være aktuelle i forbindelse med yrkeshygieniske vurderinger.

4.3.3 Yrkeshygieniske målinger

Det settes ikke krav til at personell i forbindelse med forskjellige operasjoner offshore eller onshore skal bære persondosimetre. Det settes imidlertid krav til at verne- og beskyttelsestiltak gjennomføres slik at personelldosene holdes under akseptable verdier (se Bilag 3).

4.3.4 Miljøovervåkning

Det gjennomføres årlige miljøundersøkelser i nærområdene rundt forskjellige offshore-installasjoner i Nordsjøen. For offshore-installasjoner hvor det rutinemessig i forbindelse med vedlikeholds- og rensoperasjoner slippes ut fast avfall som kan inneholde forhøyet aktivitetskonsentrasjon av naturlig radioaktive stoffer samt produsert vann, bør slike miljøundersøkelser også omfatte måling av radioaktivitet. Det bør gjennomføres måling av radioaktivitet i prøver av sedimenter nær utslippspunktene for produsert vann og for fast avfall fra rutinemessige rensoperasjoner. Slike målinger setter store krav til deteksjonsgrenser og dessuten bør målingene kunne identifisere radionuklide. Analysene bør derfor fortrinnsvis gjøres ved høyoppløselig gammaspektrometri.

Opptak av radium i marine organismer er generelt veldig lavt (IAEA, 1990, NCRP, 1991), men man kan ikke se bort ifra at bruk av organiske inhibitorer kan gjøre radiumforbindelser mer tilgjengelig for biologisk opptak. Det vil imidlertid være nødvendig med nærmere studier for å klarlegge disse forhold før det eventuelt kan settes krav om at miljøovervåkningsprogrammer også skal innbefatte måling av radioaktivitetsinnhold i marine organismer.

Miljøovervåkningsprogrammer ved onshoreoperasjoner vil innbefatte måling på prøver av avrenningsvann og sedimenter nær eventuelle utslippspunkter til sjø i forbindelse med rensing. Målinger bør videre gjennomføres for å undersøke eventuell lekkasje fra mellomagre og sluttdeponi. Måleprogrammene bør ha et tilstrekkelig omfang for å kunne påvise eventuelle lekkasjer til sjø, grunnvann eller overflatejord.

Tabell 4.1 Monitoreringsmetoder i forbindelse med radioaktive avleiringer i oljeproduksjon.

Målesituasjon	Type måling	Kommentar
Klassifisering		
Produksjonsrør	Total doserate med korreksjon for avleiringstykkelse og densitet	Deteksjonsproblemer ved tynne avleiringer eller belegg i gassrør. Kan reduseres ved skjerming av ekstern bakgrunnsstråling fra omgivelsene.
Diverse utstyr	1) Total doserate 2) Overflateaktivitet 3) Aktivitetskonsentrasjon ved måling på prøver	<i>Samme som for produksjonsrør</i> - men i tillegg vanskeligheter med tilgjengelighet og geometri Målingen vil være avhengig av fuktighet i materialet, retningsavhengighet, vanskelig å komme til flatene, mulig kontaminering av probe. Målinger vil være nødvendig på flere stadier ved eventuell demontering <i>Samme metoder som under «kontroll av avfall»</i>
Kontroll av avfall		
	1) Aktivitetskonsentrasjon ved høyoppløselig gammaspektrometri på prøver 2) Forenklede målinger ved gammaspektrometri eller fast innstilling av kanalbredde	Tidkrevende ved at prøver må sendes til spesiallaboratorium Dårlig eller ingen nuklideidentifikasjon
Yrkeshygiene målinger		
Persondosimetri	Persondosimetre for ekstern gammastråling	Ikke påkrevet
Luftmålinger	1) Filtermålinger av støvkonsentrasjon 2) Radon eller radondatterkonsentrasjon	Under rensing - spesielt når det benyttes metoder for tørrensing Ved rensing innendørs eller innendørs oppbevaring av utstyr eller avfall
Kontamineringsmålinger	Overflateaktivitet	Rutinemessig ved adkomstbarriere når arbeid avsluttes
Miljøovervåkning		
	Måling på miljøprøver ved høyoppløselig gammaspektrometri	Kontroll av utslipp og eventuell lekkasje. Nødvendig med meget lave deteksjonsgrenser

5 Mellomlagring og sluttdeponering

5.1 Innledning

Med sluttdeponering menes i denne sammenheng permanente løsninger for å ta hånd om utstyr eller avfall som inneholder radioaktive avleiringer. Dette er vesensforskjellig fra det som omfattes av lagring hvor man snakker om mer midlertidige løsninger, dvs. løsninger med begrenset varighet. Oljeindustrien ble i brev fra Statens strålevern av 10.oktober 1995 pålagt å utrede løsninger for midlertidig lagring - det som vanligvis kalles mellomlagring - og samtidig foreslå mulige løsninger for sluttdeponering av radioaktive avleiringer i forbindelse med produksjon av olje på norsk kontinentalsokkel. Løsninger for hhv. mellomlagring og sluttdeponering ble foreslått i svar fra Oljeindustriens landsforening i brev datert hhv. 22.desember 1995 og 23.august 1996. Under visse betingelser knyttet til bl.a. innkapsling av materialet samt begrensning av adkomst ble det gitt tillatelse for mellomlagring i tilknytning til oljebaser langs kysten hvor det foregår rensing av utstyr (5.2). De foreslåtte løsningene for sluttdeponering er under vurdering.

Diskusjonen av forskjellige alternativer for sluttdeponering i dette kapittelet er avgrenset til en kort redegjørelse på bakgrunn av tilgjengelig informasjon. Det vil være nødvendig med mer omfattende utredninger før endelig valg av løsning.

5.2 Mellomlagring

Med mellomlagring av radioaktive avleiringer menes i denne sammenheng:

- Midlertidig lagring i påvente av etablering av permanent løsning for sluttdeponering.
- Mellomlagring før transport til anlegg for sluttdeponering.

Når det gjelder midlertidig lagring før etablering av permanent løsning for sluttdeponering så vil dette omfatte alt avfall som frem til nå er generert - totalt ca. 130 tonn (se avsnitt 2.1.2), og dessuten alt avfall som vil bli generert i perioden frem til etablering. Løsninger for sluttdeponering er under utredning. Dette arbeidet kan ta fra 2 til 4 år fra årsskiftet 1996/97, men vil avhenge av hvilken eller hvilke løsninger som velges mht. omfang av nødvendig utredningsarbeide før de ansvarlige myndigheter kan ta den endelige beslutning og etablering gjennomføres.

Selv etter at en permanent løsning er etablert vil det være behov for mellomlagring av avfall før transport til anlegg for sluttdeponering. Det vil da være snakk mindre mengder enn det som pr. i dag er lagret på Kjeller (ca. 77 tonn) og Ågotnes (ca. 50 tonn). Kraven til løsninger for mellomlagring vil imidlertid være de samme.

I brev av 18.januar 1996 har Statens strålevern satt følgende generelle krav for mellomlagring:

- Lagringsplassen må være plassert innenfor et område med adgangskontroll slik at man sikrer seg mot at uvedkommende kan komme i nærheten av lagringsplassen.
- Selve lagringsplassen skal gjerdes inn. På utsiden av gjerdet skal doseraten være lavere enn 7,5 $\mu\text{Sv/t}$. Lagringsplassen skal merkes med standard skilter for radioaktivitet.
- Avfallsbeholderne må sikres mot direkte regn

- Personer som direkte involveres i håndtering av avfallet skal utstyres med egnede persondosimetre.
- Statens strålevern forbeholder seg retten til uanmeldt å kunne inspisere anleggene.

Ved årsskiftet 1996/97 har Statens strålevern gitt tillatelse for mellomlagring på tre steder langs kysten. Det er en forutsetning at alt avfall som for tiden mellomlagres skal omfattes av den eller de løsninger som godkjennes for sluttdeponering.

Ved fremtidig mellomlagring før transport til anlegg for sluttdeponering kan det imidlertid bli satt krav om maksimum mengder som tillates mellomlageret.

5.3 Sluttdeponering

I diskusjonen legges det liten vekt på løsninger som i utgangspunktet vurderes som lite aktuelle på bakgrunn av strålevernshensyn, miljømessige hensyn og tekniske begrensninger. Dette gjelder bl.a. løsninger som medfører direkte utslipp til sjø eller mulig avrenning til grunnvann fra landbaserte behandlingsanlegg, mulig forstøving og dermed spredning til omgivelsene, samt dumping av utstyr eller lagringsbeholdere som inneholder radioaktive avleiringer. I Tabell 5.1 er det gitt en oversikt over mulige sluttdeponeringsløsninger og disse er forsøkt klassifisert etter hvor aktuelle de er. Diskusjonen i dette kapitlet begrenses til de løsninger som er «aktuelle» og «meget aktuelle» i hht. denne oversikten:

1. Injeksjon/reinjeksjon av avfall sammen med annet produksjonsavfall (5.3.1)
2. Avfall fylles i produksjonsstrenger som skal plugges og forlates (5.3.2)
3. Eksport av utstyr for rensing i forbindelse med vedlikehold og gjenvinning (5.3.3).
4. Etablering av deponi i nedlagte gruver eller andre typer fjellanlegg (5.3.4)
5. Forbehandling og deponering ved eksisterende eller fremtidige deponier for uorganisk spesialavfall (5.3.5)
6. Nedgraving av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer eller avfall fra rensing.
7. Volumreduksjon og deretter sluttdeponering av det radioaktive avfallet i tilknytning til det nye nasjonale deponiet for lav- og middelsaktivt avfall (5.3.7).

I avsnitt 5.3.8 gjøres det også en kort diskusjon av de andre løsningene.

5.3.1 Injeksjon/reinjeksjon av avfall sammen med annet produksjonsavfall.

Med reinjisering av avfall menes tilbakeføring til formasjonen. Vanligvis skjer dette ved hydraulisk oppsprekking eller frakturering av formasjonene som ligger over reservoaret ved at borevæske (knust avfall oppblandet med væske) under høyt trykk og høy fluks presses ned i formasjonene. Dette fører til en innkapsling av avfallet i formasjonene i en stabil tilstand.

Reinjisering gjøres rutinemessig av boreavfall (borekaks og boreslam) og annet produksjonsavfall (avfall fra rensing av separatorene og avleiringer i produksjonssystemet). Det er også gjort forsøk med reinjisering av produsert vann samt karbondioksid.

Som del av prosjektet ble det gjennomført en utredning av IKU/SINTEF (Bilag 2). Her er forskjellige sider ved reinjisering av lavradioaktivt avfall vurdert på bakgrunn av tilgjengelig skriftlig og muntlig informasjon om reinjisering av borekaks og oljeholdig vann på norsk kontinentalsokkel. Denne rapporten gir en nærmere oversikt og vurdering av praktiske og tekniske forhold vedrørende reinjisering; lagringsikkerheten med mulig lekkasje til overflate eller

til utnyttbare reservoarer; nødvendig utstyr og praktisk organisering av nødvendige prosesser for forbehandling og reinjisering; samt vurdering av kostnader. For utfyllende gjennomgang av prinsippene bak reinjisering som metode og forhold som er av avgjørende betydning for lagringssikkerheten henvises til en rapport som ble utarbeidet av COWIconsult (1993) Statens forurensningstilsyn. Når det gjelder kost-nyttebetraktninger er det også tilgjengelig en rapport som ble utarbeidet av SNOW/IKU (1996).

Hovedkonklusjonene i utredningen av IKU/SINTEF kan oppsummeres som følger:

- Avfallet vil være lagringsstabil i geologisk tidsperspektiv forutsatt at reinjisering gjøres i dype lag med overliggende bergarter med lav permeabilitet og hvis de retningslinjer som er foreslått for reinjisering av borekaks følges. Injisering bør bl.a. skje i kunstige sprekker og man bør unngå «tjuvsoner» med naturlige sprekker da dette kan gi mindre kontroll med mulig horisontal utbredelse.
- Reinjisering av radioaktive avleiringer alene er ikke økonomisk forsvarlig eller praktisk mulig. Dette fordi det kreves masser på minimum 4000 tonn (hvorav 1200 tonn oppmalt fast avfall). Selv om mengdene radioaktive avleiringer skulle øke i årene som kommer er det likevel lite trolig at man vil komme opp i mengder på mer enn 100 tonn pr. år. Reinjisering må derfor gjøres sammen med annen reinjisering hvor borekaks er mest aktuelt.
- Med de små volum som det er snakk om vil det bli uforholdsmessig dyrt å opprettholde en egen brønn bare for reinjisering, og det er derfor mest aktuelt å benytte installasjoner som er i produksjonsfase.
- Investeringskostnadene ved etablering av forbehandlingsanlegg (beskrevet i Bilag 2) og egnede transportbeholdere vil ligge på mellom kr. 500 og 600.000. Forutsatt at anlegget prosesserer ca. 10 tonn radioaktive avleiringer pr. år vil dette gi en kostnad pr. tonn på kr. 27.000 eksklusive kostnader til transport av rør og annet utstyr fra offshore installasjon og til anlegg for rensing, samt kostnader ved rensing. Ved større volum vil kostnadene kunne bli noe lavere.
- Reinjisering av radioaktive avleiringer, sammen med annet boreavfall som tillates reinjisert, gir praktisk talt ingen utslipp av radioaktivitet til miljøet, og synes derfor å være et svært godt alternativ for sluttdeponering når det gjelder strålevernsmessige vurderinger. Ved reinjisering sammen med borekaks, etter den metode som er foreslått, vil gjennomsnittskonsentrasjonen av naturlig radioaktive stoffer i massene som reinjiseres være i underkant av det man finner naturlig i berggrunn og jordsmonn.

Reinjisering av radioaktive avleiringer gjennomføres bl.a. i staten Louisiana i USA. Det er rapportert om et tilfelle i 1994 hvor det ble reinjisert ca. 800 tonn radioaktive avleiringer etter godkjenning og streng overvåking av myndighetene (Gardiner, 1994). Erfaringene med reinjisering på norsk kontinentalsokkel er i hovedsak knyttet til reinjisering av borekaks, og er oppsummert i en nylig utredning i regi av Oljeindustriens landsforening (1996). Mengdene av borekaks som pr. i dag reinjiseres er store. Det kan bl.a. nevnes at BP hvert år reinjiserer ca. 30 000 tonn borekaks på Gyda plattformen.

Det er uklart om reinjisering er i strid med internasjonale konvensjoner som regulerer, begrenser eller forbyr dumping. Dette gjelder bl.a. Oslo-konvensjonen av 15.februar 1972 og Paris-konvensjonen av 4.juni 1974, med den etterfølgende OSPAR-konvensjonen (undertegnet 22.september 1992) som vil erstatte disse konvensjonene når samtlige parter til Oslo- og Paris konvensjonen har ratifisert avtalen. Når det gjelder Oslo-konvensjonen så omfatter den bare «forsetlig disponering i sjøen av substanser og materiale fra skip og fly», og i hht. tolkning fra

Miljøverndepartementet vil ikke dette omfatte «grunnen under havbunnen» og dermed ikke reinjisering. Når det gjelder OSPAR-konvensjonen så setter den noen flere begrensninger, bl.a. når det gjelder reinjisering av avfall som stammer fra andre offshoreinstallasjoner, mens reinjisering av driftsavfall fra samme offshore-installasjon er unntatt fra forbudet mot dumping. Det understrekes imidlertid at selv om utslippet kommer fra samme offshoreinstallasjon skal dette være gjenstand for regulering fra myndighetene dersom det kan påvirke det maritime området. I hht. artikkel 1 i konvensjonsteksten omfatter «det maritime området» også havbunnen og grunnen under havbunnen.

Når det gjelder Londonkonvensjonen (av 29. desember 1972) ble det vedtatt på det trettende konsultative møtet i november 1993 at «radioaktivt avfall i grunnen under sjøbunnen tilgjengelig fra sjø (i motsetning til fra land), skal betraktes som dumping etter konvensjonen». Norge sammen med 28 andre land stemte for denne avtalen mens bl.a. Storbritannia og Frankrike avsto under avstemningen. De har likevel opplyst at de vil anse seg bundet av forbudet. Det er imidlertid tatt initiativer for ytterligere å presisere konvensjonen på dette området ved å gjøre konvensjonen gjeldende for «sjøbunnen og grunnen under sjøbunnen», og dermed også grunn under sjøbunnen som ikke er tilgjengelig fra sjø.

Etter gjeldende konvensjonstekst (artikkel III 1 b) er det gjort et generelt unntak for «fast avfall eller annet materiale som direkte fremkommer av, eller som står i forbindelse med, utforskning og utnyttelse av mineralressurser på havbunnen, samt bearbeiding til havs». Dette unntaket omfatter bl.a. oljeutvinning, og i den sammenheng reinjisering. Det gjøres imidlertid ikke unntak fra definisjonen av dumping dersom avfallet traktes til installasjonen e.l. som er innrettet for avfallshåndtering. Det kan derfor tolkes dithen at avfall som genereres og reinjiseres på samme installasjon ikke blir omfattet av Londonkonvensjonen, mens avfall som fraktes fra en installasjon til en annen (eller til land og deretter til annen installasjon) for reinjisering blir betraktet som industriavfall og omfattes av forbudet.

De ovennevnte spørsmål må imidlertid avklares. Hvis det at man tar utstyr inn til land for rensing og så igjen tar avfall ut for reinjisering blir definert som dumping vil det sette begrensninger for reinjisering som løsning for sluttdeponering av radioaktive avleiringer. Selv om det skulle tillates å ta avfall som genereres fra samme installasjon ut for reinjisering så vil dette kunne medføre betydelig større kostnader og vanskeliggjøre praktisk gjennomføring pga. små volum.

5.3.2 Avfall fylles i produksjonsstrenger som skal plugges og forlates

Denne løsningen går ut på å fylle avfallet i brønner i forbindelse med at produksjonen skal avsluttes. Her kan man også tenke seg muligheten av å plugge brønnen uten å trekke produksjonsstrengen. Kostnadene vil imidlertid på samme måten som for reinjisering avhenge av volumet, og den vil derfor være mindre aktuelt i den grad man ikke kan kombinere en slik løsning med sluttdeponering av annen type avfall fra offshorevirksomheten. Det forutsettes imidlertid at massene gjøres immobile ved innstøping i betong og at plugging gjøres i betydelig avstand under ikke-permeable masser.

Det er imidlertid grunn til på anta at man vil møte de samme problemene overfor internasjonale konvensjoner ved denne løsningen som ved reinjisering, og det vil også her være behov for en avklaring når det gjelder forpliktelser som knytter seg til OSPAR- og London-konvensjonene.

Kostnadene vil avhenge sterkt av om installasjonene må opprettholdes eller forlenges spesielt for gjennomføring av disse operasjonene og om man kan kombinere dette med sluttdeponering av

større mengder annen type avfall fra offshorevirksomheten. Denne løsningen må imidlertid ytterligere utredes, bl.a. når det gjelder teknisk utforming, organisering, gjennomføring, sikkerhet og kostnader. Forutsatt at man kan kombinere denne løsningen med sluttdeponering av annen type avfall fra offshorevirksomheten antas kostnadene å ligge i samme område som ved reinjisering; mellom kr. 20 000 til 40 000 pr. tonn. I tillegg kommer kostnader til transport av utstyr og kostnader ved eventuell rensing.

5.3.3 Eksport av utstyr for rensning i forbindelse med vedlikehold og gjenvinning

Flere utenlandske firmaer kan ta imot forskjellig utstyr fra norsk kontinentalsokkel for rensing i forbindelse med vedlikehold eller gjenvinning. Dette gjelder bl.a. Scotoil i Aberdeen som har konsesjon fra skotske myndigheter for å kunne ta imot utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer fra norsk kontinentalsokkel for rensing og vedlikehold. Scotoil har dessuten konsesjon for å slippe avfall fra rensing ut i Nordsjøen og denne konsesjonen ble nylig fornyet.

Oljeindustrien er en internasjonal bransje og ofte kjøpes utstyr og komponenter direkte fra utenlandske produsenter og leverandører. Ved vedlikehold av mer kompliserte komponenter i produksjonssystemet vil det være nødvendig å sende utstyr til utlandet for service. Her kan det også være snakk om utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer og som må renses. Frem til nå har imidlertid denne virksomheten vært svært begrenset. Eksport av utstyr for gjenvinning eller kassasjon vurderes som et aktuelt alternativ som også kan omfatte produksjonsrør. Det er uklart på nåværende tidspunkt om det finnes noen miljøpolitiske føringer som legger noen hindringer for en slik løsning.

Ved eventuell eksport av utstyr, som er belagt med radioaktive avleiringer, for vedlikehold og rensing må transport skje i overensstemmelse med gjeldende internasjonale transportregler når det gjelder innkapsling, krav til transportmåte og merking.

5.3.4 Etablering av deponi i nedlagte gruver eller andre typer fjellanlegg

I forbindelse med utredning av deponi for lavt og middels radioaktivt avfall i Norge utredet man alternativer ved å benytte nedlagte gruver og eller andre typer fjellanlegg (NOU, 1991, Statens atomtilsyn, 1991, Statens bygge- og eiendomsdirektorat, 1992). En forutsetning for bruk av fjellanlegg i slike sammenhenger er at lagringsstedet er tørt og at det er mulig å kontrollere eventuell avrenning til grunnvannet. En nedlagt gruve i Holtålen kommune i Sør-Trøndelag (Killingdal gruve) og to mulige lokaliseringer av nytt fjellanlegg hhv. i Sørums kommun (Kukollen) og Aurskog-Høland kommune (Himdalen), begge i Akershus fylke, ble utredet. Selv om de hydrogeologiske forhold var noe vanskelige i forbindelse med gruvealternativet, ble likevel alle tre alternativene ble vurdert som teknisk sett tilfredsstillende. Kostnadene - både ved etablering, transport og drift viste seg å være langt høyere for gruvealternativet enn det å bygge et nytt fjellanlegg.

Ved utredning av deponi for lav- og middelsaktivt avfall ble også radioaktive avleiringer fra oljevirkosomheten tatt med under vurdering av kapasitet. Anlegget ble planlagt for å kunne ta imot 600 tonn radioaktive avleiringer (Statens bygge- og eiendomsdirektorat, 1992). Høsten 1995 ble det derimot besluttet at avleiringer fra oljeindustrien ikke skal plasseres i det planlagte deponiet i Himdalen. Det er fremdeles uavklart om det med dette også menes at de 77 tonn avleiringer som i dag befinner seg hos IFE på Kjeller skal plasseres i Himdalen, eller om det skal omfattes av en fremtidig løsning for sluttdeponering.

Radioaktive avleiringer fra oljeproduksjonen består i hovedsak av sulfatforbindelser. Disse har liten mobilitet i biologiske systemer og er svært lite løselige i vann. Forutsatt at det ikke er noen betydelig avrenning til grunnvann og at anlegget ikke befinner seg i nærheten av kilder som benyttes til drikkevann (grunnvannsbrønner), er det ikke noe krav at eventuelle fjellanlegg som benyttes som deponi skal være tørre. Våtlagring vil redusere avgassing av radon og hindre støvdannelse, som kan redusere mulighetene for lungedoser til personell involvert i forskjellige operasjoner.

Lagring i fjellanlegg vurderes som en meget aktuell løsning under følgende forutsetninger:

- Avfallet plasseres i lukkede beholdere av rustfritt stål. Beholderne må forsegles på en egnet måte for å hindre støvdannelse og begrense avgassing av radon. Dette for å begrense lungedosene til personell. Det bør dessuten være tilstrekkelig ventilasjon i anlegget for å begrense oppkonsentrering av radon i luften. Dette gjelder spesielt i forbindelse med transport av beholdere inn i anlegget. Ventilasjonssystemet må kunne aktiveres minimum to dager før operasjonspersonell entrer anlegget, og det bør i forbindelse med slike operasjoner rutinemessig gjennomføres radonmålinger i luften.
- Anlegget må være avstengt for allmennheten. Det er bare personell som har fått spesiell opplæring som kan entre anlegget og det bare i forbindelse med transport av beholdere inn i anlegget og kontroll.
- Det må rutinemessig gjøres målinger av radioaktivitet på prøver overskuddsvann for å overvåke eventuell lekkasje fra beholderne.
- Anlegget kan ikke benyttes for lagring av annen type radioaktivt avfall.

Vi vil ikke gå nærmere inn på detaljene ved utforming av eventuelt fjellanlegg som deponi for radioaktive avleiringer, men henviser til den konsekvensutredning som ble gjennomført i forbindelse med utredning av deponi for lavt- og middels radioaktivt avfall i 1992 (SBE, 1992). I denne utredningen er det også gjennomført en kostnadsanalyse. Kostnadene antas å ligge langt lavere for et eventuelt fjellanlegg for radioaktive avleiringer, bl.a. pga.:

- mindre plassbehov
- radioaktive avleiringer er lavradioaktivt avfall av naturlig radioaktive stoffer
- stoffene har liten mobilitet i biologiske systemer og er svært lite løselige i vann

Den største kostnaden knytter seg til anskaffelse av de rustfrie beholderne. Hvis beholderne er på ca. 1 m³ vil disse utgjøre mellom kr. 10 000 og 15 000 pr. tonn våt vekt. Forutsatt at man kan benytte et lett tilgjengelig eksisterende fjellanlegg (nedlagte tunneler, e.l.) antas kostnadene ved teknisk utforming og sikring å være lavere enn kr. 2 mill. (1996-kroner). De årlige driftskostnadene antas å ligge under kr. 5000 pr. tonn nytt avfall (30 tonn pr. år). Med en avskrivning av investeringer over en periode av 10 år vil dette totalt gi en kostnad på mellom kr. 30 000 og 50 000 pr. tonn nytt avfall. I tillegg kommer kostnader i forbindelse med transport til land og rensing.

5.3.5 Forbehandling og deponering ved godkjente deponier for uorganisk spesialavfall

En aktuell mulighet kan være å benytte et av de eksisterende anlegg som er godkjent for å kunne ta imot spesialavfall i Norge. Hvis ikke anleggene pr. i dag er egnet for å kunne ta imot og behandle radioaktive avleiringer kan det eventuelt være aktuelt å etablere et nytt anlegg i tilknytning til eksisterende (eller fremtidige) anlegg for spesialavfall.

En mulighet kan her være å benytte anlegget til Norsk avfallshåndtering (NOAH) på Langøya utenfor Holmestrand. Dette anlegget er godkjent for å ta imot og behandle uorganisk spesialavfall og er det største i sitt slag i Norge. Avfallet som kommer inn til anlegget blir behandlet for å gi nøytrale og kjemisk stabile sluttprodukter som har liten mobilitet og derfor ikke kan vaskes ut i sjøen. Overflatevann fra nedbør som kommer i direkte kontakt med deponiene blir rensset og kontrollert før det slippes ut i sjøen. Avgassing av flyktige stoffer holdes på et meget lavt nivå ved at konsentrasjonen av organiske stoffer i avfallet er lave.

Forbehandling og deponeringsmåte blir individuelt tilpasset avhengig type avfall. Avfall som inneholder spesielle stoffer blir behandlet med metoder som er godkjente av forurensningsmyndighetene. På Langøya finnes det også et anlegg for nøytralisering av syrer og baser og her benyttes bl.a. oppmalt kalkstein fra berggrunnen som nøytraliserings-middel. Eventuelle tungmetaller felles ut og stabiliseres hovedsakelig i gips. I følge NOAH har anlegget svært stor kapasitet og tar årlig imot over hundre tusen tonn av bl.a. svovelsyreavfall. Syren nøytraliseres ved innblanding av kalk (CaO) og kalkstein (CaCO₃) og sluttproduktet blir en suspensjon av gips (CaSO₄ *2H₂O) som pumpes ned i et fjellbasseng av kalkstein. Etter behandling utgjør suspensjonen ca. det dobbelte av opprinnelig masse.

Metoder for behandling og sluttdeponering i tilknytning til NOAHs anlegg på Langøya er nylig beskrevet i en utredning gjennomført av Oljeindustriens landsforening (OLF, 1996). To mulige alternativer er skissert av NOAH:

- Direkte innblanding i gipsmasser fra nøytraliseringsanlegget.
- Solidifisering i betong etter innblanding med gips fra nøytraliseringsanlegget

Det første alternativet går ut på å ta avfallet direkte over i forbehandlingstanken i nøytraliseringsanlegget syreholdig avfall og deretter blande avfallet inn i gipsmasser. Det andre alternativet går ut på å tilsette egnet tilslag, gipsslurry fra nøytraliseringsanlegget og sement slik at det dannes betong i blokker. Fordelen med den siste løsningen er at den gir bedre mulighet for miljøkontroll og overvåkning.

Anlegget på Langøya er imidlertid gitt konsesjon med bakgrunn i Forurensningsloven. Forurensningsloven er per i dag ikke gjeldene for radioaktivitet, og det er derfor en forutsetning at det må gjennomføres en ny konsesjonsbehandling eller endring av eksisterende konsesjonsvilkår. Som bakgrunn for en slik konsesjonsbehandling vil det måtte foreligge en konsekvensvurdering.

Et annet forhold som vil måtte vurderes er transportproblematikken. Anlegget er lokalisert ved Holmestrand i Oslofjorden mens oljebasene og renseanleggene er lokalisert langs kystlinjen mot Nordsjøen. Dette medfører relativt lang transport og eventuell transport må gjøres i overensstemmelse med gjeldende transportregler.

Kostnadene ved denne løsningen er ikke utredet, men antas å ligge mellom kr. 10 000 til 30 000 pr. tonn. I tillegg kommer kostnader i forbindelse med transport til land og rensing.

5.3.6 Nedgraving av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer eller avfall fra rensing

Ved vurdering av alternativer for sluttdeponering er det viktig å understreke at de undersøkelser som er gjort viser at aktivitetskonsentrasjonen i radioaktive avleiringer i gjennomsnitt ligger bare litt i overkant av de friklassifiseringsgrenser som er gitt av EU (1996). Avfallet er såkalt

lavradioaktivt avfall. Dessuten er dette avfall som utelukkende inneholder naturlig radioaktive stoffer, har lav løselighet og liten biologisk mobilitet, samt lav kjemisk toksitet. Utfra en strålehygieniske vurdering vil derfor avfall av denne typen kunne behandles på en noe mindre omstendelig måte enn annen type radioaktivt avfall.

Gjennomsnittskonsentrasjonen av naturlig radioaktive stoffer radioaktive avleiringer ligger ca. tre størrelsesordener høyere enn gjennomsnittskonsentrasjonen i berggrunn og jordsmonn, og bare litt i overkant av de høyeste konsentrasjonene som er funnet i alunskifer (se Kap.1). Forhøyde konsentrasjoner av ^{226}Ra under eller inntil bebyggelse vil kunne gi forhøyde konsentrasjoner av radon (^{222}Rn) i inneluften. På grunn av de forhøyde konsentrasjonene av ^{226}Ra i radioaktive avleiringer må man derfor unngå deponering nær inntil eksisterende bebyggelse eller i områder som i fremtiden kan bli benyttet til bebyggelse da dette kan medføre forhøyde radonkonsentrasjoner i inneluften. Det samme vil gjelde områder hvor det er lett avrenning til grunnvannet og hvor grunnvannet benyttes til drikkevann. Under disse forutsetninger kan følgende alternativer være aktuelle:

1. Nedgraving av avfall uten innkapsling
2. Nedgraving av avfall med innkapsling og omgitt av betongbarriere
3. Nedgraving av utstyr uten rensing

Nedgraving av avfall uten innkapsling

Denne løsningen går ut på avfallet tømmes i grunnen på egnede steder og overfylles med et tilstrekkelig lag med jord og stein. Det vil være en forutsetning at dette gjøres i områder med stabile geologiske formasjoner og liten mulighet for avrenning til grunnvann.

Nedgraving av avfall med innkapsling og omgitt av betongbarriere

Avfallet plasseres i egnede lukkede beholdere av rustfritt stål (tilsvarende som beskrevet under 5.3.4) og omgis av en betongbarriere (betongvegg og gulv) som overdekkes med et lag av jord/leire som hindrer tilgjengelighet og som er tilstrekkelig til at doseraten på overflaten er innenfor normalvariasjonen i ekstern bakgrunnsstråling fra berggrunn og jordsmonn. På grunn av barrierene vil en slik løsning sette noe mindre krav til de geologiske forhold og dette forhindrer ikke etablering i tilknytning til anlegg hvor det gjennomføres rensing av utstyr.

Denne løsningen er i overensstemmelse med tilsvarende metoder for sluttdeponering av lavradioaktivt avfall i Storbritannia i West Cumbria ved Sellafield (BNFL, 1991) og ved Cape le Haque i Frankrike.

Nedgraving av utstyr uten rensing

Nedgraving av rør og annet utstyr, som er belagt med radioaktive avleiringer uten at gjennomføres rensing, vil medføre store volum. En slik løsning vil sette samme krav til lokalisering med hensyn til nærhet til eksisterende og fremtidig bebyggelse, samt mulig avrenning til grunnvannskilder som benyttes eller i fremtiden kan bli benyttet som drikkevann. En fordel ved denne løsningen er at man unngår rensing av utstyr og håndtering av avfall som kan gi personelldoser ved bl.a. inhalasjon. Det kan imidlertid være miljøpolitiske føringer som gjør en slik løsning mindre aktuell.

For alle løsningene vil det være nødvendig med oppfølgende miljøkontroll - med måling på prøver av grunnvann og overskuddsvann.

Disse løsningene har klare paralleller til løsninger med dumping eller nedgraving av utstyr eller avfall under havbunnen. Slike løsninger er imidlertid mindre aktuelle pga. internasjonale konvensjoner som Norge har forpliktet seg til å følge - se avsnitt 5.3.1.

5.3.7 Volumreduksjon og deretter sluttdeponering av det radioaktive avfallet i tilknytning til det nye nasjonale deponiet for lav- og middelsaktivt avfall

Aktivitetskonsentrasjonene i radioaktive avleiringer kommer innenfor det som klassifiseres som lavradioaktivt avfall, men volumene er relativt store. En aktuell metode for slutt-deponering kan derfor være å redusere volumet og deretter, etter eventuelle forbehandlings-prosedyrer, sluttdeponering som ordinært lavt- eller middelsaktivt avfall. Hvis slike metoder skal være aktuell må reduksjonen i volum minimum være på en størrelsesorden (10:1).

Det at man ved en slik prosess får en oppkonsentrering av radioaktive stoffer kan imidlertid være betenkelig utfra yrkeshygieniske forhold, og det er en forutsetning at det i prosessen ikke medfører forstøving. Eventuell forstøving av det sekundære avfallet kan medføre betydelige personelldoser.

Aktuelle metoder for volumreduksjon kan være hydrometallurgiske eller pyrometallurgiske metoder (Eriksen, 1995). Hvis slike metoder skal være aktuelle som alternativ for sluttdeponering vil det være behov for mer forsknings- og utviklingsarbeid. Det må også avklares om en oppkonsentrering på denne måten er akseptabel i hht. lov- og regelverk i strålevern. Høsten 1995 ble det som tidligere nevnt besluttet at radioaktive avleiringer ikke skal deponeres sammen med annet lavt- og middelsaktivt avfall i det nye nasjonale deponiet som er under planlegging i Himdalen. Hovedbegrunnelsen for denne beslutning var at mengdene avfall ville kunne sprengre kapasiteten i anlegget. Det må derfor avklares om et eventuelt konsentrat, som vil ha høyere aktivitetskonsentrasjon men langt lavere volum, kan deponeres i dette anlegget. Eventuell deponering vil i alle tilfeller kreve innkapsling for å begrense radonekshalasjon.

Det er grunn til anta at en løsning med volumreduksjon og deretter deponering som ordinært lavt- eller middelsaktivt avfall vil bli svært kostbar sammenlignet med andre løsninger. Kostnadene vil bl.a. omfatte investeringer i forbindelse med etablering av anlegg for volumreduksjon (nedskrivning over et begrenset tidsrom); løpende utgifter til kjemikalier og i forbindelse med forbehandling, innkapsling og sluttdeponering av sekundært avfall, samt sluttdeponering av det ikke-radioaktive avfallet. Det antas at kostnadene vil ligge mellom kr. 50 000 og 100 000 pr. tonn radioaktive avleiringer. I tillegg kommer kostnader i forbindelse med transport av utstyr til land og rensing.

5.3.8 Andre løsninger

I avsnitt 5.3.1 til 5.3.7 har vi avgrenset diskusjonen til sluttdeponeringsløsninger som er vurdert som «meget aktuelle» eller «aktuelle» i Tabell 5.1. En rekke andre løsninger er også opplistet i samme tabell, men disse er ikke diskutert nærmere da de vurderes som «mindre aktuelle» eller «uaktuelle». Disse løsningene omfatter:

Mindre aktuelle løsninger

- Eksport av avfall.
- Utslipp av oppmalt avfall til sjø fra rensing av rør og annet utstyr fra landbaserte anlegg
- Overflatedeponering i ubebodde områder
- Fortynning med sand eller jord til under friklassifiseringsgrenser og deretter fri deponering.

Uaktuelle løsninger

- Forsegling av produksjonsrør og annet utstyr og deretter dumping i egnet fjord eller på store havdyp.
- Dumping av avfall med eller uten forbehandling og/eller i beholdere.

- Deponering av avfall på havbunnen under egnet dekke eller solidifisering ved innstøp i betong.
- Kjemisk oppløsning av avfallet og deretter utslipp til sjø fra landbaserte anlegg eller offshore. Når det gjelder løsninger med utslipp av avfall fra forskjellige operasjoner offshore så unntas utslipp av fast materiale i forbindelse med rutinemessige operasjoner (rengjøring av separatore, ventiler, rørdeler, dekk, etc.), samt utslipp av naturlig radioaktivitet i det produserte vannet. Det forutsettes imidlertid at disse operasjonene er godkjente av myndighetene når det gjelder andre forhold enn utslipp av radioaktivitet. De mengder av fast materiale som rutinemessig slippes ut (bl.a. fra rengjøring av separatore) er små og undersøkelser viser at aktivitetskonsentrasjonen er lavere enn i avfall fra rensing av produksjonsrør - vanligvis under friklassifiseringsgrensene. Dette skyldes bl.a. at man her har en blanding av sand og slam. Det gjennomføres årlige miljøundersøkelser i nærliggende områdene rundt produksjonsplattformene i Nordsjøen og det er så langt ikke påvist forhøyde konsentrasjoner av naturlig radioaktive stoffer i bunnsediment eller effekter på marine organismer.

Bilag 1 viser resultatene av beregninger på fortytning og sedimentering ved utslipp av radioaktive avleiringer offshore som er utført av IKU/SINTEF for dette prosjektet. Resultatene viser at man får en nesten kontinuerlig spredning - med noe oppkonsentrering nær installasjonene for store partikler (>1 mm) - i en avstand av 20-30 km fra plattformen. Med de små volum og den aktivitetskonsentrasjon som det her er snakk om vil det være svært lite trolig at man kan detektere noen forhøyet aktivitet av naturlig radioaktive stoffer i bunnsedimenter fra rutinemessige utslipp fra forskjellige rensesoperasjoner offshore. Slik virksomhet vil heller ikke komme i konflikt med de internasjonale konvensjoner som Norge har forpliktet seg til å følge (se avsnitt 5.3.1).

Det er også gjort beregninger for utslipp av naturlig radioaktivitet i produsert vann som viser at fortytningen selv i avstander nær installasjonene (10-20 km) og under konservative betingelser vil bli minst 1:2000 (se Bilag 1). Med de mengdene man naturlig har i sjøvann er det svært vanskelig å kunne påvise noen forhøyet aktivitetskonsentrasjon fra utslipp av naturlig radioaktivitet i produsert vann.

American Petroleum Institute (McArthur 1995, Baird et al 1990) har utredet forskjellige metoder for sluttdeponering. Denne oversikten omfatter også en rekke andre alternativer enn de som er tatt med vår diskusjon, men hvorav de fleste er lite aktuelle eller uaktuelle for norske forhold.

5.4 Totalvurdering

I Tabell 5.1 oppsummeres forskjellige løsninger for sluttdeponering av radioaktive avleiringer fra oljeproduksjon. Løsningene er rangert etter aktualitet i fire kategorier.

Det er vanskelig å rangere de forskjellige løsningene etter kostnader, bl.a. fordi kostnadene kan variere avhengig av en rekke individuelle faktorer. På bakgrunn av innsamlede opplysninger er likevel de forskjellige løsningene forsøkt kostnadsberegnet i Tabell 5.2. Kostnadene i forbindelse med transport av utstyr fra offshoreinstallasjoner og til land, samt kostnader i forbindelse med rensing av produksjonsrør og annet utstyr er ikke tatt med i beregningene. Utgifter til rensing ligger mellom kr. 100 og 140 pr. meter produksjonsrør. Hvis man antar at det i en produksjonsstreng på 2000 meter vil være 3 til 5 tonn med radioaktive avleiringer vil kostnadene for rensing være mellom kr. 40 000 og 90 000 pr. tonn avleiringer. Kostnadene pr. masse kan bli noe høyere for annen type utstyr pga. mer kompliserte rensesprosesser

På bakgrunn av denne gjennomgangen er følgende løsninger vurdert som mest aktuelle:

1. Nedgraving av avfall med innkapsling og omgitt med betongbarriere (5.3.6, alternativ 2)
2. Injeksjon/reinjeksjon av avfall i formasjonen sammen med annet produksjonsavfall (5.3.1)
3. Forbehandling og deponering ved godkjente deponier for uorganisk spesialavfall (5.3.5).
4. Etablering av deponi i nedlagte gruver eller andre typer fjellanlegg (5.3.4)

Løsninger med volumreduksjon (5.3.7) vurderes som aktuelle men kan vise seg å være mindre aktuell pga. store kostnader og at det ikke er avklart om det sekundære avfallet kan deponeres som ordinært lavt- eller middelsaktivt avfall. Hvis en slik løsning skal være aktuell må det gjennomføres mer omfattende utredninger. De yrkeshygieniske forhold ved slike løsninger bør også utredes.

Eksport av utstyr i forbindelse med vedlikehold og gjenvinning (5.3.3) er og vil være en meget aktuell løsning for utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer og som må til utlandet for service og vedlikehold. Det er uklarerheter om eksport av annet utstyr - bl.a. større volumer av produksjonsrør - vil være i strid med norsk regelverk og/eller policy. Utenlandske selskaper som Scotoil i Aberdeen har tillatelse fra sine myndigheter for å ta imot produksjonsrør og annet utstyr fra norsk side av Nordsjøen for rensing. Scotoil har også tillatelse til å slippe avfall fra rensing ut i sjøen og bakgrunnen for en slik tillatelse er knyttet til historiske forhold. En slik løsning vil være nærmest uaktuell for Norge, og med den høye miljøprofil som oljeindustrien ønsker å stå frem med er det derfor lite trolig at de vil velge en løsning som for norske myndigheter er uakseptabel.

Løsninger ved å fylle avfall i produksjonsstrenger i brønner som skal plugges og forlates (5.3.2) kan også være aktuelle, men slike løsninger kan vise seg å være mindre aktuelle pga. mulig lekkasje sammenliknet med vanlige måter for reinjeksjon. Kostnadene kan også bli store hvis man er nødt til å opprettholde funksjonstid og bemanning på produksjonsenheten for å gjennomføre slike operasjoner. En slik løsning vil måtte kombineres med sluttdeponering av annen type offshoreavfall. Løsninger med dumping av utstyr eller utslipp av avfall til havet vurderes som lite aktuelle pga. miljøpolitiske føringer og internasjonale konvensjoner selv om de utfra strålehygieniske vurderinger kunne vært aktuelle (Kristensen 1994).

Tabell 5.1 Vurdering av mulige løsninger for sluttdeponering.

Sluttdeponeringsløsning	Meget aktuell	Aktuell	Mindre aktuell	Uaktuell	Kommentar
Reinjeksjon Injeksjon/reinjeksjon av avfall sammen med annet produksjonsavfall.	x				Kan være i strid med internasjonale konvensjoner
I nedlagte produksjonsenheter Avfall fylles i produksjonsstrenger som skal plugges og forlates.		x			Kan være i strid med internasjonale konvensjoner
Eksport Eksport av avfall			x		Lite forenlig med norsk miljøpolicy
Eksport av utstyr for rensing i forbindelse med vedlikehold og gjenvinning	x ¹⁾	x			¹⁾ gjelder utstyr for service/vedlikehold
Utslipp til sjø Utslipp av oppmalt avfall til sjø fra rensing av rør og annet utstyr fra landbaserte anlegg			x		Lite forenlig med norsk miljøpolicy
På havbunnen Foresgling av produksjonsrør og annet utstyr og deretter dumping i egnet fjord eller på store havdyp				x	I strid med internasjonale konvensjoner
Deponering av avfall på havbunnen under egnet dekke eller etter solidifisering ved innstøp i betong				x	I strid med internasjonale konvensjoner
Dumping av avfall med eller uten forbehandling og/eller i beholdere				x	I strid med internasjonale konvensjoner
På land Etablering av deponi i nedlagte gruver eller andre typer fjellanlegg	x				
Forbehandling og deponering ved godkjente deponier for uorganisk spesialavfall	x				
Overflatedeponering i ubebodde områder			x		Lite forenlig med norsk miljø og strålevernspolicy
Nedgraving av utstyr eller avfall: 1. avfall uten innkapsling 2. avfall med innkapsling og betongbarriere 3. utstyr uten rensing	x	x	(x)		
		x	(x)		
Kjemisk prosess Oppløsning av avfallet og deretter utslipp til sjø fra landbaserte anlegg eller offshore				x	I strid med internasjonale konvensjoner
Volumreduksjon Volumreduksjon og deretter sluttdeponering av det radioaktive avfallet i tilknytning til det nye nasjonale deponiet for lav- og middelsaktivt avfall.		x	(x)		Store omkostninger - muligens mindre aktuell

Fortynning Fortynning med sand eller jord til under friklassifiseringsgrenser og deretter fri deponering			x		Lite forenlig med norsk miljø og strålevernpolicy
--	--	--	---	--	---

Tabell 5.2 Kostnad ved aktuelle løsninger for sluttdeponering av radioaktive avleiringer.

Sluttdeponeringsløsning	Kostnad pr. tonn avleiringer ¹⁾ (kr)	Kommentar
Reinjeksjon Injeksjon/reinjeksjon av avfall sammen med annet produksjonsavfall	27 000 ²⁾	Utredet av IKU/SINTEF for dette prosjektet
I nedlagte produksjonsenheter Avfall fylles i produksjonsstrenger som skal plugges igjen og forlates	20 - 40 000	Forutsettes ikke forlenget operasjonstid
Eksport Eksport av utstyr for rensing i forbindelse med vedlikehold og gjenvinning	20 - 50 000	Omfatter kostnader ved transport og kassasjon av utstyr eller avfall
På Land Etablering av deponi i nedlagte gruver eller andre typer fjellanlegg	30 - 50 000	
Forbehandling og deponering ved godkjente deponier for uorganisk spesialavfall	10 - 30 000	
Nedgraving av utstyr eller avfall:		
1. avfall uten innkapsling	5 - 10 000	
2. avfall med innkapsling og betongbarriere	20 - 30 000	
3. utstyr uten rensing	20 - 40 000 ³⁾	
Volumreduksjon Volumreduksjon og deretter deponering av det radioaktive avfallet i tilknytning til det nye nasjonale deponiet for lavt- og middelsaktivt avfall	50 - 100 000 ⁴⁾	Minimum volumreduksjon i forholdet 10:1

¹⁾ Rensekostnadene er ikke inkludert.

²⁾ Forutsetter prosessering av 10 tonn (25 m³). Kostnadene kan variere betydelig avhengig av teknisk løsning, samt mengde og metode for prosessering.

³⁾ Kostnader pr. tonn radioaktive avleiringer. Pga. store volum er kostnadene noe høyere enn de andre løsningene.

⁴⁾ Inkluderer både kostnader i forbindelse med volumreduksjon og sluttdeponering av sekundæravfall

6 Oppsummering og konklusjon

Radioaktive avleiringer kan ha aktivitetskonsentrasjoner av ^{226}Ra og ^{228}Ra på mellom 10 og 100 Bq/g, og det er vanligvis noe høyere enn vi finner i jord og bergarter. Det er satt en foreløpig friklassifiseringsgrense for radioaktive avleiringer på 10 Bq/g for hver av stoffene ^{226}Ra , ^{228}Ra og ^{210}Pb . Hvis aktivitetskonsentrasjonen er høyere enn 10 Bq/g for noen av disse stoffene skal avfallet taes spesielt hånd om (Bilag 3). Gjennomsnittskonsentrasjonen av ^{226}Ra i det avfallet som frem til nå er mellomlagret i Norge ligger på mellom 20 og 25 Bq/g.

I denne studien er det gjennomført analyser av ^{226}Ra , ^{228}Ra og ^{210}Pb på prøver av fast materiale (avleiringer, sand og slam) fra produksjonsrør og annet utstyr, samt prøver av produsert vann, i forbindelse med produksjon av olje på norsk side av Nordsjøen. Resultatene av målinger på faste stoffer viser at det er store variasjoner i aktivitets-konsentrasjon (Tabell 3.9), men at det bare er i avleiringer eller i materialer med inn-blanding av avleiringer at man finner aktivitetsnivåer over friklassifiseringsgrensene.

Det er ikke i denne studien gjennomført målinger på prøver av belegg i produksjonsrør, lagringstanker og transportrør i forbindelse med gassproduksjon. Undersøkelser i andre land viser at det i slike belegg kan være betydelig forhøyde konsentrasjoner av ^{210}Pb .

Analyser foretatt på prøver av produsert vann viser gjennomsnittlig aktivitetskonsentrasjon av ^{226}Ra og ^{228}Ra på hhv. 4,1 Bq/l og 2,1 Bq/l (Tabell 3.1) som er tre størrelsesordener høyere enn naturlige konsentrasjoner i sjøvann (Tabell 3.3 og 3.4). Beregninger som er gjennomført i prosjektet viser imidlertid at fortynningen er enorm (fra 1:2.000 til 1:1.000.000) og at utslipp av produsert vann ikke vil medføre noen signifikant økning i radiumkonsentrasjonen i sjøvann selv nær installasjonene (Bilag 1). Med den enorme fortynning man har vil det heller ikke være mulig å kunne påvise konsekvenser for marine planter eller organismer, og heller ikke signifikante doser til mennesker ved konsum av fisk.

Mengden produksjonsvann, som produseres årlig, er imidlertid langt lavere på norsk side enn på britisk side av Nordsjøen, men etterhvert som enkelte av de store norske feltene kommer i en senere produksjonsfase kan disse utslippene øke betydelig. Det er likevel lite trolig at dette vil kunne medføre konsekvenser for miljøet.

Det er også gjennomført målinger og beregninger av personelldoser i forskjellige arbeidsoperasjoner både offshore og onshore som involverer håndtering og rensing av produksjonsrør og annet utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer, samt ved lagring og transport av avfall. Under forutsetning av at nødvendige verne- og beskyttelsestiltak er introdusert viser resultatene at personelldosene er langt lavere enn de dosegrenser som er gitt av Statens strålevern og lavere enn doser til andre yrkesgrupper som utsettes for stråling i sitt arbeide (Tabell 3.15 og Tabell 1.4). Spesielt vil slike verne- og beskyttelsestiltak være viktig i arbeidsoperasjoner som kan medføre sterkt forstøvning eller avgassing i dårlig ventilerte lokaler.

Metoder for monitorering innbefatter både metoder for klassifisering av produksjonsrør og annet utstyr, yrkeshygiene målinger og målinger i forbindelse med kontroll av avfall og miljøovervåkning. Det er foretatt en gjennomgang av forskjellige metoder for monitorering. Denne diskusjonen er oppsummert i Tabell 4.1.

Når det gjelder klassifisering av produksjonsrør anbefales metoder med måling av ekstern doserate på utsiden - nær inntil overflaten. Usikkerheten ved slike målinger kan imidlertid være store og det vil derfor være nødvendig å korrigere måleresultat ved hjelp av supplerende informasjon som tykkelse av avleiring, samt fuktighet og eventuelt tilslag av slam og oljerester. Når det gjelder klassifisering av annet utstyr kan dette i noen tilfeller være vanskelig pga. egenskjerming fra utstyret, geometriske forhold pga. utstyrets utforming eller at det så små mengder avleiringer i deler av utstyret at deteksjon er vanskelig. Her er det nødvendig med videre forsknings- og utredningsarbeide for å finne frem til gode metoder. En mulig metode kan være å måle overflateaktiviteten på innsiden av utstyret, men slike målinger kan i noen tilfeller være vanskelig å gjennomføre pga. utstyrets utforming. Andre alternativer kan være måling av aktivitetskonsentrasjon i prøver vha. høyoppløselig gammaspektrometri eller noe forenklete målinger i laboratoriet. På grunn av at personelldosene fra ekstern stråling generelt er lave vil det ikke være noe krav om at personell skal bære persondosimetre. Andre målinger i forbindelse med kontroll av avfall og miljøovervåkning vil i hovedsak være målinger på prøver vha. høyoppløselig gammaspektrometri.

En rekke løsninger er aktuelle for sluttdeponering av utstyr eller avfall som inneholder radioaktive avleiringer. Nasjonalt lov- og regelverk, nasjonal policy og internasjonale konvensjoner gir imidlertid en rekke føringer ved valg av løsning. I Tabell 5.1 er forskjellige løsninger forsøkt klassifisert i fire kategorier mht. aktualitet. De løsninger som er vurdert som mest aktuelle er:

- Nedgraving av avfall med innkapsling og omgitt med betongbarriere (5.3.6 alternativ 2).
- Injeksjon/reinjeksjon av avfall i formasjonen sammen med annet produksjonsavfall (5.3.1)
- Forbehandling og deponering ved godkjente deponier for uorganisk spesialavfall
- Etablering av deponi i nedlagte gruver eller andre typer fjellanlegg.

Det er en rekke uklarheter knyttet til lov- og regelverk, og når det gjelder forpliktelser i hht. internasjonale konvensjoner. Tolkning og mulige endringer i lover, forskrifter og internasjonale konvensjoner kan ha avgjørende betydning for valg av løsning. Det er dessuten store usikkerheter når det gjelder å kunne anslå kostnadene for de forskjellige alternativene (Tabell 5.2). Det vil derfor være nødvendig med grundigere utredninger før man kan foreta endelig valg av løsning.

Referanser

AEA Technology, 1994, Avfall fra rensing ved anlegget i Dounray, Scotland, *Personlig meddelelse fra S.Briscoe, 1994*

AGR Services, 1996, Søknad/beskrivelse av anlegg for midlertidig lagring av radioaktive avleiringer fra oljeindustrien, *Brev til Statens strålevern, 15. november 1996, sak nr. 96/01539/425.1/ILY.*

Anon, 1990, Study of Produced water in the Stat of Lousiana, *State of Lousiana, Baton Rouge.*

API (American Petroleum Institute) Bulletin E2, 1992, Bulletin on Management of Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) in Oil & Gas Production, *American Petroleum Institute, 1220 L Street, NW Washington, DC 20005.*

API (American Petroleum Institute), 1991, Produced Water Radionuclide Hazard/Risk Assessment, Phase 1, *American Petroleum Institute, 1220 L Street, NW Washington, DC 20005.*

Arbeidstilsynet, 1988, Ioniserende stråling - forskrifter til arbeidsmiljøloven fastsatt ved kgl. res. 14. juni 1985, revidert 31. mai 1988, *Direktoratet for arbeidstilsynet, Postboks 8103 Dep. 0032 Oslo.*

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

Baird, R D, Merrell G B, Klein R B, Rogers V C, Nielson K K, 1990, Management and disposal alternatives for NORM wastes in oil production and gas plant equipment, *Report prepared for American Petroleums Institute by Rogers and Associates Engineering Corporation, Salt Lake City, Utah, USA, May 1990.*

Baxter M S, 1996, Technologically Enhanced Radioactivity: An Overview, *Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 32, Nos 1-2, pp. 3-17, 1996*

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

Besluit van 10 September, 1986, Stb. 65, tot uitvoering van de artikelen 28 tot en met 32 en toepassing van artikel 34 van de Kernenergiewet, *Besluit stralenbescherming Kerenergiewet, zoals gewijzigd en aangeveld.*

Besluit van 15 Augustus, 1994, tot wijziging van het Mijnerereglement continentaal plat (ioniserende straling), *Staatsblad 1994, 654.*

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

British Nuclear Fuels plc, BNFL, 1991, The Drigg Low-level waste site, *BNFL, Warrington, UK, Booklet of 1991.*

Brokenhaven National Laboratory, 1993, Human Health Risks Assessment for Radium Discharge in Produced Water Offshore, Phase II, *Brokenhaven National Laboratory, Upton, New York, Cont. DE-AC02-76CH000, Report to U.S. DOE.*

Bøtter-Jensen, L. and Thompson, 1995, An international intercomparison of passive dosimeters, electronic dosimeters and dose rate meters used for environmental radiation measurements, *Radiat. Prod. Dosim.* 60(3), pp. 201-211, 1995.

Christensen G C, Gravdahl T, Stedje E, Ulmoen K, 1990a, Radiation protection problems connected to Radioactive scale formation in off-shore oil production tubings and equipment, *Available from Institutt for energiteknikk, Safe and Health Department, N-2007 Kjeller, Norway.*

Christensen T, Ehdwall H and Stranden E, 1990, Natural radiation, nuclear wastes and chemical pollutants, Final report of the NKA Project RAS 430, Nordisk kontaktorgan for atomenergispørsmål, April 1990, ISBN 87 7303 421 5, NORD 1990:32.

Christensen G C, 1996, Personlig meddelelse, *August, 1996*

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

Cowan J C, Weintritt D J, 1976, Water-formed scale deposits. *Gulf Publ. Co, Houston TX, 1976.*

COWIconsult a/s 1993, Miljøaspekter ved reinjeksjon av boreavfall - offshore. *COWIconsult a/s - Hjeltnes COWI a/s, Rapport for Statens forurensingstilsyn, Juni 1993.*

CSA, 1991, Measurements of Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) at Three Produced Water Outfalls, *Continental Shelf Associates, Inc., Jupiter, Florida., prepared for Mid-Continent Oil and Gas Association, Baton Rouge, Louisiana.*

Debertin K and Helmer K, 1988, Gamma- and X-ray spectrometry with semiconductor detectors, *North-Holland, Amsterdam, 1988.*

Delaney CFG and Finch EC, 1992, Radiation detectors, *Clarendon Press, 1992.*

Diyashev R N, Takhautdinov S F, Antonov G P, Diyashev R, Zaitsev V I, Sattarova F M, 1994, Disposal of naturally occurring radioactive materials in oil production, *Society of petroleum engineers, SPE 27216, January 1994.*

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

Dorrian M D and Bailey M R, 1995, Particle Size Distribution of Radioactive Aerosols Measured in Workplaces, *Radiation Protection Dosimetry, Vol. 60 No. 2, 1995.*

Durrance E M, 1986, Radioactivity in geology, principles and applications, *Ellis Series in Geology, 1986.*

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

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

Environmental Protection Agency (EPA), 1991, DRAFT, Diffuse NORM Waste Characterization and Preliminary Risk Assessment, *Air and Radiation Report, ANR-460, 1991*.

E&P Forum, 1987, Low Specific Activity Scale - Origin, Treatment and Disposal, *Report No. 6.6/127. Available from E&P Forum, 25-28 Old Burlington Street, London W1X 1LB, 1987*.

E&P Forum, 1993, North Sea Produced Water Fate and effect on the Marine Environment, *Available from E&P Forum, 25-28 Old Burlington Street, London W1X 1LB, 1993*.

Eriksen D Ø, 1995, Methods of LSA scale volume reduction, *Pres. LSA scale meeting, Institute of Energy Technology (IFE), Kjeller, December 15, 1995*.

European Union, 1993, Amended proposal for a Council Directive laying down the basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionizing radiation, *Official Journal of the European Communities, No. C 108, 19.4.1993, p.48*

Garder K, 1985, Naturlig radioaktivitet i forbindelse med oljevirkosomheten i Nordsjøen, *Rapport for OD av IFE, rapport nr. IFE/KR/F-84/130. Available from Institutt for energiteknikk, Safe and Health Department, N-2007 Kjeller, Norway, 1985*.

George, A C, 1996, State-of-the-art instruments for measuring radon/thoron and their progeny in dwellings - a review, *Health Physics, 70 (4), pp. 451-463, 1996*.

Gardiner N H, 1994, NORM scale safely disposed of by fracturing well, *Oil & Gas Journal, May 23, 1994*

Gilmore G and Hemingway J D, 1995, Practical gamma-ray spectrometry, *John Wiley & Sons, Chichester, 1995*.

Gray P R & Associates, 1991, NORM Contamination in the Petroleum Industry, *Presented at the 66th Annual Technical Conference and Exhibition of the Society of Petroleum engineers held in Dallas, TX, October 6-9 1991. Available from Write Publications manager, SPE, P.O. Box. 833836, Ricahardson, TX 75083-3836, USA*.

Gray P R, Gray P & Associates, 1993, Regulations for the Control of NORM, Society of Petroleum Engineers, SPE 26272, 1993.

Gruppen C, 1996, Particle detectors, Cambridge monographs on particle physics, nuclear physics and cosmology, *Cambridge University Press, 1996*.

Hamilton L D, Meihold A F, Nagy J, 1991, Produced Water Radionucleide Hazard/Risk Assessment - Phase I, *American Petroleum Institute, Health and Environmental Sciences*

Department, Production department, 1220 L Street, NW, Washington, DC 20005, Publication Number 4532, 1991.

Harshaw Inc., 1989, TLD Materials, Applications, Forms, Properties and Performance Capabilities», *Datablad 1989.*

Henriksen T, Ingebretsen F, Storruste A, Strand T, Svenby T, Wethe P, 1995, Stråling og helse, *Universitetet i Oslo, 0316 Blindern, Oslo, ISBN 82-992073-2-0.*

Hubell J H, 1981, 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, 1983, Controll of Radioactive Waste Disposal into the Marine Environment, *International Atomic Energy Agency, safety series No. 61, Vienna, 1983.*

IAEA, 1986, Definition and Recommendations for the Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and other Matter, 1972, *International Atomic Energy Agency, safety series No. 78, Vienna, 1986.*

IAEA, 1990, The environmental behaviour of radium, *International Atomic Energy Agency, Technical Report Series No. 310, vol 1 & 2, Vienna, 1990.*

IAEA, 1996, International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources, Safety series No.115, International Atomic Energy Agency, Wien, 1996.

ICRP, 1990, Annual Limits on Intake of Radionuclides by Workers Based on the 1990 Recommendations, International Commission on Radiological Protection, Publication 60, Pergamon Press, November 1990.

ICRP, 1991, Risks associated with ionising radiations, *Annals of the International Commission on Radiological Protection, vol.22 (1), Pergamon Press, Oxford, 1991.*

ICRP, 1993, Protection against radon-222 at home and at work, International Commission on Radiological Protection, Publication 65, Pergamon Press, Oxford, 1993.

ICRP, 1994, Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection, International Commission on Radiological Protection, Publication 66, Pergamon Press, Oxford, 1994.

ICRP, 1995, Dose coefficients for intakes of radionuclides by workers, International Commission on Radiological Protection, Publication 68, Pergamon Press/Elsevier, Oxford, 1995.

Institutt for Energiteknikk (IFE), Institutt for Energiteknikk (IFE), 1992, *Opplysninger gitt på forespørsel.*

IRR 85, 1985, Ionising Radiations Regulations, No. 1333, United Kingdom, 1985

Jackson G E, Formation and inhibition of scale in offshore oil production systems, *Available from Petrolite Limited, Birchill Road, Kirkby Industrial Estate, Liverpool L33 7TD.*

Jacob P, Paretzke H G, Rosenbaum H and Zankl M, 1985, 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 Roy M, 1987, Dosimetric lung models, *The Martinus Nijhoff Publishers for The Commission of European Communities, 1987*

Jarvis N S, Birchall A, James A C, Bailey M R, Dorrian M D, 1996, LUDEP 2.0, Personal Computer Program for Calculating Internal Doses Using the ICRP publication 66 Respiratory Tract Model, *National Radiological Protection Board, Chilton, Didcot, Oxon OX11 0RQ .*

Knoll G F, 1989, Radiation detection and measurement, *John Wiley & Sons, Inc., Second edition, 1989*

Kolb W A and Wojcik M, 1984, Enhanced radioactivity due to natural oil and gas production, *Proc. 6th Int. Congr. of the International Radiation Protection Association, IRPA, Berlin, May 7-12, 1984, Proc. edited by Kaul A et al, Fachverband für Strahlenschutz e.V., Germany, 1984.*

Koperski J, 1993, Radiation protection in the mining and milling of mineral sands, *Bulletin of the Australian Radiation Protection Society, March, 1993.*

Krane K S, 1989, Introductory nuclear physics, *Oregon State University, John Wiley & Sons, 1989.*

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

Mahesh K, Weng P S and Furetta C, 1989, Thermoluminescens in solids and its applications, *Nuclear Technology Publishing, Ashford, United Kingdom, 1989, ISBN 1-870965-00-0.*

McArthur A, 1988, Development and Operation of a NORM Processing and disposal Facility for the U.S. Oil and Gas Industry», *published in CRCPD Publication 88-2, 19th Annual National Conference on Radiation Control, May 18-21, 1987, Boise, Idaho, Conference on Radiation Control Program Directors, Frankfort, KY, 1988.*

McArthur A, 1995, A NORM disposal cost study, *Project no. SA49, Report prepared for American Petroleum Institute, April 1995.*

Meihold A F, Hamilton, S, Holtzman S, Baxter S L, 1993, Human Health Risk Assessment for Radium Discharged in Produced Waters Offshore - Phase II, *American Petroleum Institute, Health and Environmental Sciences Department, Production department, 1220 L Street, NW, Washington, DC 20005, BNL-60107, 1993.*

Michelsen O B, Tollan O, Gravidahl T M og Stedje E, 1990, Sluttbehandling av produksjonsrør belagt med radioaktive avleiringer, *Rapport IFE/KR/F-90/040, 1990. Gjort tilgjengelig etter avtale med oppdragsgiver i 1990.*

Miljøverndepartementet, 1995, Om samtykke til ratifikasjon av en konvensjon om beskyttelse av det marine miljø i det nordøstlige Atlanterhav, *undertegnet i Paris 22. september 1992, St. prp. nr. 39, 1994-95.*

Miller H T, 1988, Disposing of Naturally Occurring Radioactive Material in Crude Oil Production Equipment, Chevron Corp. San Francisco, CA, *pres. at the Annual Meeting of the Health Physics Society, Boston, MA, July 4-8, 1988.*

Miller H T, Bruce E D and Scott L M, 1990, A rapid method for the determination of the radium content of petroleum production wastes, *Proceedings of the first international symposium on oil and gas exploration and production waste management practices, Sept. 1990, Orleans LA.*

Nakajima T, 1985, Thermoluminescens dosimetry, *Film dosimetry, In: Techniques of radiation dosimetry. Eds. Makesh K & Vij D R, Wiley & Sons, New York, 1985*

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

NCRP, 1991, Effects of ionizing radiation on aquatic organisms, National Council on Radiation Protection and Measurements, NCRP report No. 109, August 30, 1991.

Nielson K K, Rogers V C and Pollard C S, 1989, BRC disposal alternatives for NORM wastes in Texas, *Waste Management '89, Waste Processing, Transportation, Storage and Disposal, Technical Programs and Public Education, Vol. II, Low-Level Waste, Proc. of the Symp. on Waste Management at Tucson, Arizona, February 26 - March 2, 1989, Eds. Post R G et al.*

NOU, 1991, De7poni for norsk lav- og middelsaktivt atomavfall, *Norges offentlige utredninger, 1991:9.*

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

Oberhofer M and Scharmann A, 1993, Techniques and management of personnel thermoluminescens dosimetry services, Euro Courses in Health Physics and Radiation Protection, vol. 2, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, 1993, ISBN 0-7923-2436-6.

Oljedirektoratet, 1994, Naturlig radioaktivitet ved olje/gass-produksjon, Rapport utarbeidet på bakgrunn av tilbakemelding på henvendelse til operatørselskaper på norsk kontinentalsokkel av 27.9.1994.

Oljedirektoratet, 1996, Forskrift om systematisk oppfølging av arbeidsmiljøet i petroleumsvirksomheten, *Oljedirektoratet, ISBN 82-7257-471-3, 1996.*

Oljeindustriens landsforening (OLF), 1995, Behandling av scale fra oljeproduksjon, *Brev til Statens strålevern av 22. desember, 1995.*

Oljeindustriens landsforening (OLF), 1996, Permanent lagring av avleiringer med forhøyet innhold av naturlig radioaktivitet, *Brev med vedlegg til Statens strålevern av 23. august, 1996.*

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

Pucknell J, 1983, 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*.

RSA 93, 1993, Radioactive Substances Act , Chapter 12, *The Scottish office, HM Industrial Pollution Inspectorate, United Kingdom, 1993*.

RCA, 1970, Photomultipliers Manual, *Thechnical Series PT-61, RCA Solid State Division, Electro- Optics and Devices, Lancaster, PA 1970*.

Read P A, 1989, Statfjord Field - Scale Deposits, *Presentation to Mobil. 1989*.

Reed G, Holland B and MacArthur A, 1991, Evaluating the real risks of radioactive scale in oil and gas production, *Presentation at the First Int. Conf. on Health, Safety and Environment, Hague, The Netherlands, 10-14 November, 1991, Technical Paper SPE-23383*.

Reid D F, 1990. Radium in Formation Waters: How much and is it of concern?, *Naval Ocean Research and Development Activity, College of Oceanography, Oregon State University, USA*.

Rogalandsforskning, 1986, Sulfatavleiringer - bekjempelse og inhibitorer, *Delrapport av prosjektet: Precipitation squeeze - laboratory screening studies, på oppdrag av Statoil*.

Rollheim M, 1991, Scale formation during oil recovery - a kinetic model, *Doktoravhandling 1991:67 Institutt for uorganisk kjemi, Trondheim, 1991*.

RSEO, 1962, The Radioactive Substances (Phosphatic Substances, Rare Earth, Etc.) *Exemption Order 1962, No. 2769 (s. 129)*

Russo W E, et al, 1993, Diffuse NORM Wastes - Waste Characterization and Preliminary Risk Assessment, *Contract No. 68D20155, Prepared for U.S. Environmental Protection Agency, 401 M Street S.W., Washington, D.C. 20460, 1993*.

Science Applications International Corporation (SAIC), 1991, Produced Water Pollutant Variability Factors and filtration efficacy Assessments from the Three Facility Oil and Gas Study, *EPA contract No. 68-CO-0035*.

Scotoil, 1996, Avfall fra rensing ved Scotoils anlegg i Aberdeen, Scotland, *Personlig meddelese, S.Waite, Februar 1996*.

Smith A L, 1985, Radioactive scale formation, *The 17th Offshore Technology Conference, Houston, Texas, May 6-9, 1985*.

Smith A L, 1987, Radioactive scale formation, *Journal of Petroleum Technology, June 1987, s. 697-706*.

Snively E A jr, 1989, Radionucleides in Produced Water - A Literature Review, *American Petroleum Institute, Health and Environmental Sciences Department, Production department, 1220 L Street, NW, Washington, DC 20005, 1989.*

SNOW/IKU Petroleumsforskning, 1996, Disponering av boreavfall. Kost-nytte vurdering av disponeringsalternativer. *Rapport utarbeidet for Statens forurensingstilsyn, 1996.*

Staten bygge- og Eiendomsdirektorat (SBED), 1991, Deponi for lavt og middels radioaktivt avfall, *Konsekvensutredning etter Plan- og bygningsloven, hovedrapport, november 1991.*

Statens bygge- og eiendomsdirektorat, 1992, Deponi for lavt og middels radioaktivt avfall - Konsekvensvurdering etter Plan og bygningsloven, *16.november, 1992.*

Statens strålevern, 1995a, Dosegrenser for yrkeseksponerte - ioniserende stråling, *Strålevern hefte nr.4, Januar 1995*

Statens strålevern, 1995b, Anbefalte tiltaksnivåer for radon i bo- og arbeidsmiljø, *Strålevern hefte nr.5, Desember, 1995.*

Statens strålevern, 1995dc Persondosimetri for yrkeseksponerte, *Strålevern hefte nr. 8, November 1995*

Statens strålevern, 1996a, Måling av radon i inneluft og undersøkelser av byggegrunn, *Strålevern hefte nr.3, November 1996 (revisjon).*

Statens strålevern, 1996b, Radon i inneluft - helserisiko, målinger og mottiltak. *Statens hefte nr. 5, Februar 1996.*

Statens strålevern, 1996c, Avleiringer av naturlig radioaktive stoffer i olje- og gassproduksjon, *Strålevern hefte nr.12, Desember 1996 (under trykking).*

Statoil, 1995, Kjemikalieforbruk offshore 1994, *Rapport for Statoil, PROTEK PRK 28/95, 1995..*

Skoog D A and West D M, 1976, Fundamentals of Analytic Chemistry, *Holt, Reinhart and Winston, 1976.*

Smith A L, 1987, Radioactive scale formation. *Offshore Thechnology Conference, 1987, Journal of Petroleum Technology, June, 1987.*

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

Stephenson M T, Supernaw I R, 1990, Offshore Operators committee 44 Plattform Study radionuclide Analysis Results, *Offshore Operators Committee, New Orleans, Louisiana, 1990..*

Strand T, 1987, Doses to the Norwegian population from naturally occurring radiation and from the Chernobyl fallout, *Doktoravhandling, Fysisk institutt, Universitetet i Oslo og Landsforeningen mot kreft, Desember 1987.*

Strand T, Lind B og Kolstad A K, 1989, En vurdering av passive målemetoder for radon i boliger, *SIS-rapport 1989:5, Statens institutt for strålehygiene, Østerås, 1989.*

Strand T, Green B M R, Lomas P R, Stranden E and Magnus K, 1991, Radon i norske boliger, Statens institutt for strålehygiene, Rapport 1991:3, 1991.

Strand T, Green B M R and Lomas P R, 1992, Radon in Norwegian dwellings, *Radiat.Prot.Dosim.* 45 (1/4), pp. 503-508, 1992

Strand T, 1994, En strålehygienisk vurdering av radioaktive avleiringer på produksjonsutstyr i forbindelse med oljevirkosomheten på norsk kontinentalsokkel, *Available from Statens strålevern, P.O.Box 55, N-1345 Østerås, Norway.*

Strand T and Kristensen D (Eds.), 1994, LSA scale in the oil industry, *Minutes of workshop in Bergen, Norway, May 18-20, 1994.*

Stranden E, 1981, Assessment of the radiological impact of using fly ash in cement, *Health Phys.* 48 (2), p. 145-153, 1981.

Stranden E, 1985, Sources of exposure to technologically enhanced natural radiation, *The Science of Total Environment*, 45, pp. 27-45, 1985.

Stranden T and Strand T, 1986, Natural gamma radiation in a Norwegian area rich in thorium, *Radiat.Prot.Dosim.* 16(4), pp.325-328, 1986.

Stranden E and Strand T, 1988, Radon in an alum shale rich Norwegian area, *Radiat.Prot.Dosim.* 24(1/4), pp. 367-370, 1988.

Stranden E, 1989, Evaluation of procedures for handling of radioactive scale on tubing, well 30/9 T 1 at Polar Pionner in the periode Dec. 23, 1988 to Jan. 2, 1989, *NUKIT AS, Postboks, 420, 5501 Haugesund*

Tanner A B, 1975 Radon migration in the ground: a supplementary review, *The Natural Radiation Environment II, red. Gesell and Lowder p. 5-56*

Testa C, Desideri D, Meli M A, Roselli C, Bassagnani A, Finazzi P B, 1993, Radium, uranium and thorium concentrations in Low Specific Activity scales and in water of some oil and gas production plants, *J. of Radioanal. and Nucl. Chem.* 170 (1), pp.117-124, 1993.

Testa C, Desderi D, Meli M A, Roselli C, Bassagnani A, Colombo G, Fresca Fantoni R, 1994, Radiation Protection and Radioactive Scales in Oil and Gas Production, *Health Phys.* 67(1), pp. 34-38, 1994.

Thayer C, 1991, Naturally Occuring Radioactive Materials: The Next Step, *Available from Society of Petroleum Engineers of AIME, 6200 North Central Expwy., Dallas, Texas 75206, SPE 23500, 1991.*

The NORM Report, summer 1996, Published by Peter Gray & Associates, P.O. Box 470932, Tulsa, Ok 74147, 1996.

Thingvoll J T, 1996, Personlig meddelelse, 1996.

UKOOA, 1992, UK north Sea Oil and Gas Industry: Environmental Inputs, Impacts and Issues, *A report prepared by Environment and Resource Technology Ltd, 1992.*

UNSCEAR, 1988, Sources and effects of ionizing radiation, *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly with Annexes, United Nations, New York, 1988.*

UNSCEAR, 1993, Sources and effects of ionizing radiation, *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly with Annexes, United Nations, New York, 1993.*

UNSCEAR, 1994, Sources and effects of ionizing radiation. *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly with Annexes, United Nations, New York, 1994.*

UPNA Interoffice Communication, 1995, Recommendations for disposal of naturally occurring radioactive materials (NORM) for Conoco, 1995.

van der Heijde H B, Beens H, de Monchy A R, 1977, The occurrence of Radioactive Elements in Natural Gas, *Ecotoxicology and Environmental Safety 1, pp. 49-87, 1977.*

van Weers A W, Pace I, Strand T, Lysebo I, Watkins S, Sterker T and Meijne E I M, 1996, Current Practice of Dealing with Natural Radioactivity from Oil and Gas Production in EU Member States, *Prepared under contract ETNU-CT94-0112 with the European Commission, Final draft of July 1996.*

van Weers A, 1996, ECN Petten, The Netherlands, Personlig meddelelse, 1996.

Vetter O J, 1976 Oilfield Scale - Can We Handle It ? , *J. of Petrol. Techn., Dec. 1976, pp 1402-1408, 1976.*

Vetter O J, 1976, Scale Prediction in Geothermal Operations - State of the Art, *SPE Number 6593, Available from Society of Petroleum Engineers of AIME, 6200 North Central Expwy, Dallas, Texas 75206, 1976.*

Vetter O J, 1985, Scale in the oilfield, *Training course, Aberdeen, UK, 1985.*

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

Waldram I M, 1988, Natural Radioactive Scale: The Development of Safe System of Work, *J. of Petrol. Techn, pp. 1057-1060, August 1988.*

Waldram I M, 1988, Natural radioactive scale: the development of safe systems of work, *Society of Petroleum Engineers, 1988, J. of Petrol. Techn. 40(8), pp 1057-1060, August 1988. SPE-14002.*

White G J, 1992, Naturally occurring Radioactive materials (NORM) in oil and gas industry equipment and wastes - a literature review, *DOE/ID/01570-T158, Contract no. DE-AC07-76ID01570, Available from National Technical Information Service, U.S. Department of Commerce, 5285 Port Royal Rd., Springfield, Va 22161, 1992.*

Wilson A J and Scott L M, 1991, Characterization of radioactive petroleum piping scale with an evaluation of subsequent land contamination, *Health Phys. 63 (6), pp. 681-685, 1992.*

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

Wøhni T and Stranden E, 1988, Film dosimetry, *In: Techniques of radiation dosimetry. Eds. Makesh K & Vij D R, Wiley & Sons, New York, 1985*

Wøhni T, 1993, Dosemeter for low level external radiation, *Radiat. Prot. Dosim., 48 (4), pp 347-350, 1993.*

Ørgersen A, 1995, Opplysninger gitt på forespørsel, 1995.