

Håndtering av radioaktive avleiringer i olje- og gassproduksjon i Norge, Storbritania og Nederland

Utarbeidet av Statens strålevern i samarbeid med
Oljedirektoratet

Irene Lysebo, Pål Tufto

Håndtering av naturlig radioaktive avleiringer i olje- og gassproduksjon i Norge, Storbritania og Nederland

Utarbeidet av Statens strålevern i samarbeid med
Oljedirektoratet

Irene Lysebo, Pål Tufto

Lysebo I., Tufto, P., Praksis for håndtering av naturlig radioaktive avleiringer i olje- og gassproduksjon i Norge, Storbritannia og Nederland. Strålevernrapport 1999:2 . Østerås: Statens strålevern, 1999.

Nøkkelord:

Radioaktive avleiringer, LSA scale, oljeproduksjon, regelverk, lavradioaktivt avfall.

Resymé:

Avleiringer med naturlig forekommende radioaktivitet i produksjonsutstyr er et økende problem i olje- og gassproduksjon. Lovverk og reguleringer på dette området er under utarbeidelse, og det er i denne sammenheng et ønske fra norsk side om harmonisering med de andre olje- og gassproduserende land i Nordsjøen. En samlet oversikt over mengder avfall og aktivitetsnivåer, rensemetoder, lovverk og avfallshåndtering i Norge, Storbritannia og Nederland er utarbeidet.

Lysebo I., Tufto, P., Practice for handling of NORM in the oil and gas industry in Norway, Great Britain and the Netherlands. NRPA Report 1999:2. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 1999. Language: Norwegian.

Key words:

Radioactive deposits, NORM, LSA scale, oil production, regulations, low radioactive waste.

Abstract:

Deposits containing naturally occurring radioactive materials is an increasing problem in oil and gas production. Laws and regulations in this area is under preparation, and it is a wish for harmonisation with the other oil and gas producing countries in the North Sea. An overview of amounts of waste and activity levels, decontamination methods and waste handling in Norway, Great Britain and the Netherlands is prepared.

Prosjektleder: Irene Lysebo

Godkjent:

Per Strand, avdelingsdirektør, Avdeling Miljø

55 sider Utgitt: 1999-03-15

Opplag: 200

Form, omslag, trykk: Lobo Grafisk AS

Bestilles fra:

Statens strålevern, Postboks 55, 1332 Østerås

Telefon 67 16 25 00, telefax 67 14 74 07

e-post: postmottak@nrpa.no

Internettadresse: <http://www.nrpa.no>

ISSN 0804-4910

Innhold

Forord	9
Sammendrag	10
English summary	12
1. Innledning	14
1.1 Dannelse av avleiringer	14
1.1.1 Naturlig forekommende radioaktivitet	14
1.1.2 Dannelse av radioaktive avleiringer	15
1.2 Helse - og miljørisiko	16
2. Eksisterende lovverk	20
2.1 Transportreguleringer	20
2.2 Lovverk i Norge	21
2.3 Lovverk i Storbritannia	22
2.4 Lovverk i Nederland	23
2.5 Lovverk i andre land	25
3. Typer og mengder avleiringer	26
3.1 Norge	26
3.1.1 Produksjonsvann	26
3.1.2 Faststoffprøver	28
3.2 Storbritannia	30
3.2.1 Avfall fra offshore plattformer	31
3.2.2 Avfall fra onshore dekontaminering	32
3.3 Nederland	32
3.3.1 Avfall lagret på COVRA	32
3.3.2 Sammensetning av avleiringer og slam målt hos renseselskap 1	33
4. Dekontaminering	34
4.1 Norge	34
4.2 Storbritannia	38
4.2.1 Offshore dekontaminering	38
4.2.2 Onshore dekontaminering	39
4.3 Nederland	40
4.3.1 Offshore dekontaminering	40
4.3.2 Onshore dekontaminering	41
5. Avfallshåndtering og sluttdeponering	42
5.1 Norge	42
5.2 Storbritannia	43
5.2.1 Offshore	43
5.2.2 Onshore	44
5.3 Nederland	45

5.3.1 Offshore	45
5.3.2 Onshore	45

Referanser	46
-------------------	----

Forord

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 startet Statens strålevern 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 sluttdeponering av avfall.

Det ble i prosjektet identifisert en rekke områder med behov for nærmere utredning. Lovverk og reguleringer på dette området er under utarbeidelse, og det er i denne sammenheng et ønske fra norsk side om harmonisering med de andre oljeproduiserende land i Nordsjøen. Statens strålevern og Oljedirektoratet startet høsten 1996 et prosjekt med målsetning å skaffe en oversikt over mengder/typer avleiringer, lovverk og reguleringer, metoder for dekontaminering og løsninger for avfallshåndtering i de oljeproduiserende landene i Nordsjøen, med vekt på Norge, Storbritannia og Nederland.

Oljedirektoratet og Statens strålevern har i fellesskap finansiert prosjektet.

En rekke personer har gitt bistand i forskjellige deler av prosjektet. Vi vil spesielt få takke følgende personer:

Simon Wait & Tom Bell, Scotoil, Skottland
Peter Escott, NRPB, Skottland
Albert van Weers, ECN, Nederland
Terje Strand, Statens strålevern

Østerås 17. desember 1998

Irene Lysebo
prosjektleder

Sammenheng

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 av disse. 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. Denne rapporten tar for seg håndtering av dette problemet i Norge, Nederland og Storbritannia.

Strålevern av personell er integrert i de generelle sikkerhetsprosedyrene til oljeselskapene. Dette inkluderer tiltak for å redusere eksponeringen fra ekstern stråling og begrense innånding eller inntak av kontaminert støv og materiale.

Lover og reguleringer på dette området varierer mye fra land til land. Disse reguleringene inkluderer friklassifiseringsgrenser, krav til opplæring, godkjenning av personell og håndtering av avfall.

Det er flere operatører på norsk kontinentalsokkel som maler opp avfall fra rensing offshore og slipper det ut i sjøen. Det gis ikke grenser for utslipp. Det er ingen grenser for utslipp av produksjonsvann som inneholder naturlig radioaktive stoffer. Hver installasjon i den britiske delen av Nordsjøen må ha en autorisasjon for å akkumulere, oppbevare og håndtere radioaktivt materiale dersom aktiviteten er over visse nivåer. Avfall fra rensing offshore kan males opp og slippes ut så lenge mengden ikke overskrider det som er gitt i de enkelte autorisasjonene. Mengden og aktiviteten i avfallet må måles og registreres og gjøres tilgjengelig for myndighetene. Kontaminert produksjonsvann kan slippes ut uten begrensninger. Nederlandske operatører kan ikke slippe ut avfall fra offshore rensing direkte i sjøen, og må samle opp avfallet i egnede beholdere. Dersom den totale aktiviteten er over 100 Bq/g må avfallet sendes til det sentrale anlegget for håndtering og lagring av radioaktivt avfall i Borsele (COVRA). Det kreves lisens for utslipp av produksjonsvann dersom aktivitetskonsentrasjonen overstiger 0,5 Bq/l for alfa-emittere og 10 Bq/l for beta- eller gamma-emittere.

Det kreves at avfall fra «onshore» dekontaminering i Norge mellomlagres etter de retningslinjer som gis av Statens strålevern dersom aktiviteten er over 10 Bq/g av ^{226}Ra , ^{228}Ra eller ^{210}Pb . Alternativer for sluttdeponering er under utredning av norske myndigheter. Avfall fra «onshore» dekontaminering i Storbritannia håndteres avhengig av hvilket av de to renseselskaper som har stått for dekontamineringen. Det ene selskapet har tillatelse til å slippe oppmalt avfall ut i sjøen i havnen der hvor anlegget ligger. Det andre selskapet lagrer avfallet nedgravd og innkapslet i henhold til en generell tillatelse for lagring av radioaktivt avfall. Alt avfall fra «onshore» og «offshore» dekontaminering i Nederland samles opp og sendes til det sentrale lageret for radioaktivt avfall i Borsele.

Det er i hovedsak de samme rensemetodene som benyttes i de tre landene. Utstyr som dekontamineres offshore består i hovedsak av stort, fastmontert utstyr som separatorene og tanker, samt en del småutstyr som vedlikeholdes offshore. Det benyttes

høytrykkspyling med vann på de aller fleste installasjoner. Noe småutstyr renses mekanisk med verktøy eller manuelt på annen måte. Annet utstyr enn ovennevnte sendes onshore for dekontaminering. Det benyttes høytrykkspyling med vann i de aller fleste tilfeller. Rørstrenger dekontamineres hel- eller halvautomatisk, mens rensing av annet utstyr foregår manuelt. Renseselskaper i Nederland og Storbritannia må ha lisens for å drive denne typen arbeid. Dette kreves for tiden ikke i Norge.

English summary

English title:

Experiences in handling NORM in oil and gas industry in Norway, Britain and the Netherlands

Radioactive deposits, often referred to as LSA (Low Specific Activity) scale, can under certain conditions be formed inside production equipment in oil production. These deposits contain elevated levels of radioactivity, mainly ^{226}Ra , ^{228}Ra and their daughter products. Thin layers containing enhanced levels of ^{210}Pb can be formed inside production equipment, storage tanks and transport systems in gas production. This report deals with experiences in handling this problem in Norway, Britain and the Netherlands.

Radiation protection is generally integrated in the general safety procedures in the different oil companies. This includes measures to reduce the exposure from external radiation and to prevent inhalation or intake of contaminated dust or material.

Laws and regulations differs widely between countries. These regulations include exemption limits, requirements for training and approval of personnel and handling of waste.

Operators on the Norwegian continental shelf are allowed to grind waste from offshore decontamination and dispose it into the sea. There are no limits for release of this type of waste. Nor are there limits for release of production water containing naturally occurring radioactive materials. Each installation in the British sector of the North Sea must have an authorization to accumulate, store and handle radioactive materials if the activity concentration is above the levels given in Table 2.2. Waste from offshore decontamination can be grinded and released into the sea if the released amounts do not exceed the amounts given in each authorization. The amounts and the activity of the waste must be recorded and made available for the authorities. Contaminated production water can be released without restrictions. Dutch operators can not release waste from offshore decontamination into the sea, and must collect the waste in suitable containers. If the total activity is above 100 Bq/g the waste must be sent to COVRA for temporary storage. The installations must have an authorization for release of production water if the activity concentration is above 0,5 Bq/l of alfa-emitters and 10 Bq/l of beta- and gamma-emitters.

Waste from onshore decontamination in Norway must be stored temporary after guidelines given by the authorities if the activity concentration is above 10 Bq/g of ^{226}Ra , ^{228}Ra or ^{210}Pb . Alternatives for final storage is under consideration by the Norwegian authorities. Waste from onshore decontamination in Britain is treated in two different ways. One company is permitted to release grinded waste into the sea in the Aberdeen harbour. The other company stores the waste buried and encapsulated under a general permit to store radioactive waste. All waste from onshore and offshore decontamination in the Netherlands is collected and sent for temporary storage at COVRA.

The same cleaning procedures are basically used in the three countries. Fixed equipment like separators and tanks, together with some smaller equipment, is usually decontaminated offshore. Most installations decontaminate using high pressure water jetting. Some smaller equipment is cleaned mechanically using tools or other methods. All other types of equipment is decontaminated onshore using high pressure water jetting. Cleaning companies in Britain and the Netherlands must have a licence to perform this type of work. This is not required in Norway at the moment.

1. Innledning

1.1 Dannelse av avleiringer

1.1.1 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 Occurring 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 halveringstid 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 emitte enten alfa- eller beta-stråling.

I forbindelse med radioaktive avleiringer i olje- og gassproduksjon er det særlig to isotoper av radium i uran- og thoriumserien som er viktig; ^{226}Ra og ^{228}Ra . Halveringstiden for ^{226}Ra og ^{228}Ra er henholdsvis 1620 år og 5,8 år. Disse stoffene finnes naturlig i så og si alt materiale vi omgir oss med.

Tabell 1.1 Uran- og Thoriumserien

<i>Uranserien</i>				<i>Thoriumserien</i>			
	Decay	Halveringstid	Energi (MeV) ²		Decay	Halveringstid	Energi (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	$\alpha \beta$	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 P o	α	138 dager	5,30				
²⁰⁶ P b	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%)

Noen bergarter, som bl.a. alunskifer, kan inneholde aktivitetskonsentrasjoner av ²²⁶Ra på opp mot 5 Bq/g, og innenfor strålevernet har særlig radonproblematikken i områder med store forekomster av slike bergarter fått høy oppmerksomhet (Strand *et al.* 1992). Normalkonsentrasjonene i jord og berggrunn ligger vanligvis tre størrelsesordener lavere enn det som er normal i avleiringer fra olje- og gassproduksjon. Aktivitetskonsentrasjonen av ²²⁸Ra vanligvis er noe lavere enn for ²²⁶Ra, med unntak av noen bergarter med små forekomster og begrenset til et gammelt gruveområde ved Ulefoss i Telemark (Stranden & Strand, 1986). 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 forbindelse med radioaktive avleiringer er det satt en foreløpig friklassifiseringsgrense på 10 Bq/g (Statens strålevern, 1996c) for hhv. ²²⁶Ra, ²²⁸Ra og ²¹⁰Pb. Man kommer svært sjelden opp i aktivitetskonsentrasjoner som er høyere enn dette i jord og bergarter.

1.1.2 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 at løseligheten for mineraler synker, og at løselighetsproduktet av den grunn overstiges og skaper en overmettet løsning.
- Ved transport av olje og vann fra reservoar til overflaten av havet, tappes 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.

Hvert element i de radioaktive kjedene har de kjemiske egenskaper som er karakteristisk for det spesielle elementet. På grunn av disse forskjellige kjemiske egenskapene 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 sulfatavleiringer. 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 m.h.p. de nevnte mineralene, og man får en utfelling (Smith, 1987). Det radioaktive grunnstoffet radium har kjemiske egenskaper som er svært like egenskapene til barium, strontium og kalsium, og ved utfelling av disse stoffene vil også radium *medfelles*. Avleiringene får dermed en forhøyet radioaktivitet i forhold til det normale for sedimentære bergarter. Karbonatavleiringer dannes som et resultat av at både trykk og temperatur i produksjonsstrengen avtar med avstanden fra brønnhullet. 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, oppvarmingstanker 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 radiumkontaminert materiale. 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 representerer derfor ikke noe stort strålevernsmessig problem. 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 form av et veldig tynt lag som inneholder ^{210}Pb . Dette er et langlivet datterproduktet av ^{222}Ra . Halveringstiden for ^{210}Pb er 22,3 år, mens halveringstiden 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. 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 per overflateenhet (Bq/cm^2), og ikke som aktivitet per masseenhet (Bq/g).

1.2 Helse- og miljørisiko

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

Dersom mennesker utsettes for stråling fra ioniserende stråling over lengre tid, kan dette ha forskjellige virkninger i kroppen. Viktigst er:

- **Kreft:** Stråling kan gi skade på arvestoffene i cellene, og dette kan føre til at en celle blir til en kreftcelle. Fra skader på cellenivå til kreft kan diagnostiseres medisinsk tar det lang tid. For lungekreft kan det ta mellom 20 og 30 år, mens for leukemi mellom 5 og 10 år.
- **Genetiske skader:** Genetiske skader er også skader på arvestoffene i kroppen, og fordi det her er kjønnscellene som blir skadet, vil virkningen først komme til syne hos etterkommere av det bestrålte individet.

De radioaktive stoffene i forbindelse med avleiringer i olje- og gassproduksjon avgir både alfa-, beta- og gamma-stråling. De ulike typene stråling har svært forskjellige egenskaper:

- Alfa-stråling er heliumkjerner som er partikler med kort rekkevidde i luft (noen centimeter) og vev (noen titalls mikrometer). Beskyttelseslaget i huden ("dødhuden") er effektiv beskyttelse mot alfa-stråling og vi kan bare få stråledoser til kroppen ved at vi puster stoffene inn eller ved at vi får stoffene i oss via vann eller næringsmidler.
- Beta-stråling er elektroner og de har noe lengre rekkevidde i både luft og vev enn alfa-stråling. De har vanligvis høy nok energi til å kunne trenge gjennom beskyttelseslaget i huden og gi stråledoser til levende hudceller. Stoffet som avgir beta-stråling kan også gi stråledoser ved at vi puster de inn eller via inntak av vann eller næringsmidler.
- Gamma-stråling er fotoner med høy energi. De har stor gjennomtrengelighet og kan gi stråledoser til alle deler av kroppen selv om stoffene som avgir strålingen befinner seg utenfor kroppen.

Den risiko som et gitt radioaktivt stoff representerer for helse og miljø avhenger av mange faktorer, 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

Det er 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 gamma-stråling og beta-stråling 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). Tabell 1.2 viser doser fra rensing av radioaktive avleiringer sammenliknet med naturlig stråling fra andre kilder.

I forbindelse med vedlikehold og rensing av kontaminert utstyr kan personell 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.

Tabell 1.2 Persondoser 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⁾
Persondoser i forbindelse med rensing av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer ¹⁾	0,1	0,01 til 0,7
Ekstern gamma-stråling 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
Radoneksponering i inneluft	2,0	0,5 til 500

1) Det forutsettes at nødvendige verne- og beskyttelsestiltak er truffet.

2) 99% konfidensintervall

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

Peroralt inntak er av langt mindre betydning bl.a. p.g.a. lavt opptak av radiumforbindelser i via mage- og tarmsystemet, og fordi mulighetene for inntak av kontaminert vann eller mat er liten. Det er en forutsetning at spising og drikking ikke forekommer i områder hvor utstyr renses.

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 overflatedeponering 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.

2. Eksisterende lovverk

Lovverk som er relevant for naturlig radioaktivitet i olje- og gassproduksjon varierer fra land til land, men er basert på de samme prinsippene, gitt av IAEA (International Atomic Energy Agency) og ICRP (International Commission of Radiation Protection). Transportreguleringer er i hovedsak like for Nordsjølandene, og diskuteres derfor for seg.

2.1 Transportreguleringer

De nasjonale transportreguleringer som er relevant for kontaminert utstyr og materiale er basert på reguleringer gitt i IAEA Safety Series No. 6 & 7 (IAEA, 1990 a & b). Disse reguleringene, for tiden under revisjon, dekker transport på land, vann og i luft, og danner grunnlaget for den europeiske avtalen om vegtransport av farlig gods, kjent som ADR (DBE, 1997) og transport av farlig gods på havet, kjent som IMDG (SI, 1981).

Radioaktive stoffer

Transportreguleringene gjelder bare for materialer med total spesifikk aktivitet høyere enn 70 Bq/g (uten emballasje). Dette generelle unntaket fra transportreguleringene gjelder uavhengig av mengden radioaktivt materiale det er snakk om. IAEA spesifiserer ikke hvordan den totale spesifikke aktiviteten skal beregnes. Friklassifiseringsgrenser gitt av de ulike landene m.h.p. lisenser og avfallshåndtering har ingen konsekvenser for de regler som gjelder for transport.

Unntakskolli

Begrensede mengder radioaktivt materiale kan transporteres i pakker, tanker eller containere som *unntakskolli* etter de retningslinjer som er gitt i IMDG, klasse 7, blad 1 eller ADR, klasse 7, blad 1. For at radioaktivt materiale skal kunne fraktes som unntakskolli må løstsittende overflatekontamineringen på ytre overflater ikke overstige 0,4 Bq/cm² for beta-, gamma- eller lite giftige alfa-emittere og 0,04 Bq/cm² for alle andre alfa-emittere. I tillegg må doseraten på utsiden av utstyret ikke overstige 5 µSv/h. Prøver av avleiringer eller slam som tas for analyse av nuklidesammensetning og aktivitet kan normalt sendes som unntakskolli.

Overflatekontaminert utstyr

Produksjonsutstyr som ikke selv er radioaktivt, men som er overflatekontaminert, kan transporteres som *overflatekontaminert utstyr* - SCO-I eller SCO-II - avhengig av aktiviteten og sammensetningen av kontamineringen. Grensene for tillatt overflatekontaminering er gitt i Tabell 2.1. Utstyr fra olje- og gassproduksjon vil kun unntaksvis falle i kategori SCO-II. Utstyr som faller i gruppe SCO-I kan transporteres upakket i Type IP-I industripakke dersom tilstrekkelige tiltak for at det ikke skal lekke radioaktivitet under transport er gjennomført. Utstyret må merkes i h.h.t. ADR eller IMDG.

LSA-II

Krav til transport av fast avfall fra rensing av utstyr er gitt i Klasse 7, Blad 6 i ADR. Dette inkluderer grenser for løstsittende kontaminering, strålenivåer på ytre overflater, pakking samt merking. Avfall fra rensing av kontaminert utstyr vil som regel falle inn under kategori LSA-II i Klasse 7 i ADR.

Tabell 2.1 Tillatt overflatekontaminering av SCO

Forurensingstype	Løstsittende på tilgjengelig overflate	Fastsittende på tilgjengelig overflate	Sum av fast- og løstsittende på utilgjengelig overflate
SCO-I			
Beta-, gamma- og lite giftige alfa-emittere	4 Bq/cm ²	4 x 10 ⁴ Bq/cm ²	4 x 10 ⁴ Bq/cm ²
Alle andre alfa-emittere	0,4 Bq/cm ²	4 x 10 ³ Bq/cm ²	4 x 10 ³ Bq/cm ²
SCO-II			
Beta-, gamma- og lite giftige alfa-emittere	400 Bq/cm ²	8 x 10 ⁵ Bq/cm ²	8 x 10 ⁵ Bq/cm ²
Alle andre alfa-emittere	40 Bq/cm ²	8 x 10 ⁴ Bq/cm ²	8 x 10 ⁴ Bq/cm ²

2.2 Lovverk 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 i petroleumsvirksomheten, som også dekker arbeid med radioaktive materialer (Oljedirektoratet, 1996). Det er Oljedirektoratet som forvalter begge disse forskriftene offshore. Ut over dette finnes det få forskrifter eller andre krav som retter seg spesielt mot denne type arbeid eller håndtering av avfall og rensing av utstyr som er belagt med slike avleiringer.

Statens strålevern har innført en midlertidig friklassifiseringsgrense for hva som er å betrakte som *radioaktivt avfall* fra olje- og gassproduksjon, og som følgelig må spesialbehandles. Denne grensen er på 10 Bq/g for ²²⁶Ra, ²²⁸Ra og ²¹⁰Pb. 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 tatt initiativer for å få regulering av radioaktivt miljøavfall inn under samme lovgivning som regulerer annen type forurensning og behandling av spesialavfall.

I 1998 ble det satt ned en tverrfaglig myndighetsgruppe som skal vurdere forskjellige løsninger for sluttdeponering av radioaktive avleiringer i olje- og gassproduksjon. Denne utredningen vil foreligge ved årsskiftet 1998/1999.

2.3 Lovverk i Storbritannia

De viktigste lovgivende dokumentene som styrer arbeid med radioaktive avleiringer i Storbritannia er «Radioactive Substances Act» (RSA ,1993) og «Ionising Radiations Regulations» (IRR, 1985). Disse dokumentene gir lovfestede krav til behandling og håndtering av radioaktive materialer.

Lovverket fastslår at dersom radioaktive materialer - som beskrevet i RSA 93, Section 1 - med vitende vilje håndteres, lagres eller produseres, må den som behandler det registreres og godkjennes for denne typen arbeid av EPA - «The Environmental Protection Agency» (tidligere HMIP - «Her Majesties Inspectorate of Pollution») eller SEPA - «The Scottish Environmental Protection Agency» (tidligere HMIPI - «Her Majesties Industrial Pollution Inspectorate»). Anlegg, personell og operasjonelle prosedyrer må være i overensstemmelse med RSA 93 og IRR 85 for at lisens for denne typen arbeid skal gis. Det må videre gis en egen autorisasjon dersom avfall fra aktive operasjoner skal lagres eller slippes ut. Autorisasjoner for avfallsdeponering dekker alle former for avfall - både væsker og fast avfall - og gis av EPA/SEPA. Prosedyrer for avfallshåndtering må være i overensstemmelse med RSA 93 og IRR 85. EPA/SEPA gir grenser for utslipp av avfall i samarbeid med lokale myndigheter, og gir utslippsgrenser i total aktivitet som tillates sluppet ut per år - GBq/år.

RSA 93

RSA 93 regulerer i hovedsak områder som har med utslipp til miljøet og doser til befolkningen. RSA består av 51 seksjoner som definerer forskjellige lovbestemte krav forbundet med radioaktive materialer.

Seksjon 1, paragraf 2(a), er relevant når det gjelder naturlig forekommende radioaktive stoffer, og gir grenser for hva som skal defineres som *radioaktive stoffer*. Tabell 2.2 viser en oversikt over disse grensene for de stoffer som er relevante i sammenheng med produksjon av olje og gass.

Seksjon 13 og 14 omhandler akkumulering og avhending av radioaktive materialer. Utslppsautorisasjoner krever at produsenten av avfallet gjennomfører analyser av avfallet og registrer alle utslipp. Dette skal gjøres tilgjengelig for EPA/SEPA for kontroll.

Unntaksbestemmelser

«Radioactive Substances (Phosphatic Substances, Rare Earth Etc.) Exemption Order» ble opprinnelig innført for å dekke større utslipp av naturlig radioaktivitet fra gjødselindustrien, men er også relevant for olje- og gassindustrien. Denne unntaksbestemmelsen benyttes etter avtale med EPA/SEPA og tillater at radioaktivt materiale håndteres, lagres og slippes ut som friklassifisert materiale selv om aktivitetskonsentrasjonen er høyere enn det som er gitt i RSA 93. Alle materialer som er kontaminert med ett eller flere av de radioaktive stoffene oppført i Seksjon 1 i RSA 93 kan håndteres og slippes ut uten restriksjoner opp til en grense på 14,8 Bq/g for hver isotop. Det kreves fortsatt autorisasjon for denne typen arbeid dersom aktivitetskonsentrasjonen er høyere enn i Paragraf 2(a) i RSA.

Tabell 2.2 Grenser for hvilken aktivitetskonsentrasjoner som fører til at stoffene skal sees på som radioaktive stoffer i h.h.t. RSA 93.

Element	Fast form (Bq/g)	Væskeform (Bq/l)
Actinium	0,37	$7,4 \times 10^{-2}$
Bly	0,74	$3,7 \times 10^{-3}$
Polonium	0,37	$2,59 \times 10^{-2}$
Radium	0,37	$3,7 \times 10^{-4}$
Thorium	2,59	$3,7 \times 10^{-2}$
Uran	11,1	0,74

IRR 85

IRR 85 regulerer i hovedsak områder som har med yrkeshygiene å gjøre. IRR 85 gir en oversikt over lovbestemte prosedyremessige krav for anlegg som håndterer radioaktive materialer. Disse kravene dekker følgende 9 spesifiserte områder innen generell strålevernspraksis:

1. Tolkning og generelle krav
2. Dosegrenser
3. Regulering av arbeid med ioniserende stråling
4. Dosimetri og medisinsk overvåkning
5. Kontroll av radioaktive materialer
6. Monitorering av ioniserende stråling
7. Vurdering og bekjentgjørelse
8. Sikkerhet m.h.p. gjenstander og utstyr
9. Diverse

Avfallshåndtering og sluttdeponering

Avfall fra produksjon og dekontaminering offshore bli vanligvis analysert, blandet med vann, malt opp og sluppet på sjøen. Hver installasjon må ha en egen autorisasjon - gitt av EPA/SEPA - for utslipp av radioaktivt materiale. Utslippstillatelsene varierer fra 1 til 40 GBq/år. Det kreves ikke lisens for utslipp av produksjonsvann som inneholder radioaktive stoffer.

Avfall fra rensing onshore håndteres ulikt avhengig av hvilket renseselskap det er snakk om. Et selskap har tillatelse til må male opp avfallet og slippe det ut i sjøen. Et annet selskap lagrer avfallet på sin egen eiendom under en generell tillatelse til å lagre radioaktivt avfall.

2.4 Lovverk i Nederland

De reguleringer som er relevante for naturlig forekommende radioaktive stoffer i olje- og gassproduksjon er nedfelt i «Bestemmelser om strålevern i kjernekraft» (Besluit van 10 September etc., 1986) og «Reguleringer av utvinning på kontinentalsokkelen»

(Besluit van 15 Augustus etc., 1994). Unntaksbestemmelser er gitt i Artikkel 6 og 7 i «Bestemmelser...» og i tilsvarende Artikler 168 og 169 i «Reguleringer...»

Artikkel 6 og 168

Disse artiklene beskriver når radioaktive materialer kan prepareres, lagres eller benyttes uten lisens. Materialer med total aktivitetskonsentrasjon mindre enn 100 Bq/g, eller fast naturlig radioaktive materialer i sin opprinnelige form med aktivitetskonsentrasjon mindre enn 500 Bq/g, friklassifiseres. I tillegg gis det separate friklassifiseringsnivåer for total aktivitet av nuklider som sammen kan sees på som én 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. I praktisk gjennomføring av friklassifiseringsgrensen på 100 Bq/g krever myndighetene at det tas hensyn til datterprodukter. Total aktivitet beregnes ut fra likningen:

$$A = 6 \cdot ^{226}\text{Ra} + 3 \cdot ^{210}\text{Pb} + 9 \cdot ^{228}\text{Ra}$$

Artikkel 7 og 169

Offshore installasjoner må ha lisens for å bringe radioaktivt avfall eller kontaminert utstyr på land dersom aktivitetskonsentrasjonen, beregnet som forklart over, er over 100 Bq/g. Avfallet kan overføres til selskaper med lisens for å håndtere, besitte eller benytte denne typen materiale eller til selskaper med lisens for å transportere radioaktivt materiale til selskaper med ovennevnte type lisens.

I tillegg gir Artikkel 7 og 169 friklassifiseringsgrenser for utslipp av radioaktivt materiale til luft eller vann. Det kreves egne utslippstillatelser for produksjonsvann som inneholder radioaktive materialer dersom:

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

Frikklassifiseringsgrensene for utslipp til luft er:

- 50 mBq/m³ for alfa-emittere
- 5 Bq/m³ for beta- og gamma-emittere

Under forskriftene til Artikkel 7 og 169 kreves det at olje- og gasselskapene måler mengden radioaktivitet som slippes ut med produksjonsvannet og søker om lisens for utslipp dersom nivåene overgår de ovennevnte nivåene.

Fast avfall fra olje- eller gassproduksjon - onshore eller offshore - med en total aktivitetskonsentrasjon over 100 Bq/g må overføres til selskaper med lisens for lagring av denne typen avfall. Det eneste selskapet med denne typen lisens er for tiden COVRA. Det er ikke tillatt å slippe fast avfall ut i sjøen. I prinsippet er det tillatt å reinjisere avfallet i produksjonsstrenger som skal plugges og forlates, men denne muligheten benyttes ikke per i dag.

2.5 Lovverk i andre land

Tyskland

Lovgivningen som er relevant for naturlig forekommende radioaktive stoffer er felt ned i «Atomgesetz ATG-85», «Strahlenschutzverordnung, Strl SchV-89» og innarbeidet i flere reguleringer av regionale myndigheter for gruvedrift. De lovmessige og operasjonelle aspekter ved behandling av naturlig forekommende radioaktivitet i olje- og gassproduksjon har nylig blitt oppsummert som «Retningslinjer for sikker håndtering» av organisasjonen av tyske olje- og gassprodusenter.

Avleiringer og slam friklassifiseres dersom total spesifikk aktivitet er mindre eller lik 0,5 Bq/g. Den totale spesifikke aktiviteten er definert som summen av aktivitetskonsentrasjonene av ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{228}Ra og ^{228}Th , og tar ikke hensyn til kortlivede datterprodukter. Avfall med total spesifikk aktivitet mellom 0,5 og 500 Bq/g må ha skrevne prosedyrer for håndtering. Dersom total spesifikk aktivitet er større eller lik 500 Bq/g må myndighetene varsles dersom avfallet skal transporteres eller lagres. Avfallet kan bare overføres til selskaper med autorisasjon til å behandle eller lagre denne typen avfall.

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 «Naturally Occurring Radioactive Materials» - NORM. Det er opp til de enkelte statene å regulere dette området. I de fleste statene dekkes slik regulering av den generelle strålevernsløvgivningen, 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. Typer og mengder avleiringer

3.1 Norge

3.1.1 Produksjonsvann

Når oljen 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 (Snavely, 1989). Forholdet mellom aktiviteten av ^{226}Ra og ^{228}Ra kan variere betydelig fra prøve til prøve.

Statens strålevern har utført en rekke analyser av produksjonsvann m.h.p. nuklide-sammensetning og aktivitetskonsentrasjon av ^{226}Ra og ^{228}Ra (Strand *et al.*, 1997). Resultatene er vist i Tabell 3.1.

Det er i gjennomsnitt tatt to parallelle prøver fra hvert prøvepunkt. Aktiviteten av ^{226}Ra varierer mellom 0,7 og 10,4 Bq/l, med et gjennomsnitt på 4,1 Bq/l. Aktiviteten av ^{228}Ra varierer mellom 0,3 og 10,0 Bq/l, med et gjennomsnitt på 2,1 Bq/l.

Det slippes ut store mengder produksjonsvann i Nordsjøen hvert år. I 1989 ble det sluppet ut totalt $130 \times 10^6 \text{ m}^3$ produksjonsvann fra olje- og gassplattformer. 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 3.1.

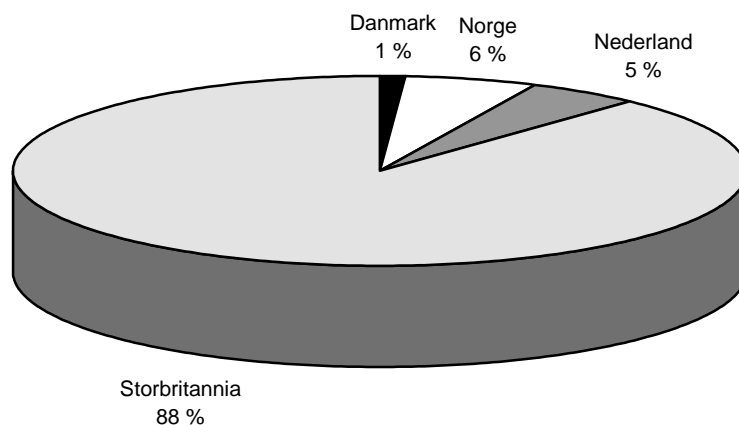
Totalt ble det i 1991 sluppet ut $8,9 \times 10^{11}$ Bq radium i Nordsjøen som følge av olje- og gassproduksjon, tilsvarende 0,0105 gram radium. Dette tilsvarer totalt $5,3 \times 10^{12}$ Bq, medregnet radiumdøtre (E & P Forum, 1993).

Tabell 3.1 Aktivitetskonsentrasjon av ^{226}Ra og ^{228}Ra i produksjonsvann og oppgitt mengde per døgn fra 11 plattformer på norsk kontinentalsokkel (Strand et al., 1997).

Plattform	Prøvepunkt	^{226}Ra (Bq/l)	^{228}Ra (Bq/l)	Antall prøver	Utslipp av produksjonsvann per 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.



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

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

Statens strålevern har utført en rekke analyser av avleiringer m.h.p. nuklide-sammensetning og aktivitetskonsentrasjon av ^{226}Ra og ^{228}Ra (Strand *et al.*, 1997). De fleste prøvene er tatt fra separatorene, tanker og ventiler under revisjonsstanser sommeren 1995. I alt er det tatt prøver fra 9 plattformer, med hovedvekt på Statfjord B. Prøvene er delt inn i fire kategorier etter konsistens; harde avleiringer, porøse avleiringer, sand og slam. Noen av prøvene inneholder en blanding av ulike stoffer, og det foreligger en viss mulighet for feilklassifisering. Resultatene er vist i Tabell 3.2.

Tabell 3.2 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 (Strand *et al.*, 1997).

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 , ^{228}Ra eller ^{210}Pb (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 m.h.t. 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.

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 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 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 sand, 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 kan ha forhøyet aktivitet av ^{210}Pb , ofte høyere enn aktiviteten av radium (van Weers, 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. Per 1. januar 1996 var det lagret totalt 3280 tønner på ca. 210 liter ved dette anlegget. Av dette volumet var 9,4% lavradioaktive avleiringer som også utgjorde den største enkeltkategorien av avfall (IFE, 1992).

De første mengdene med radioaktive avleiringer som lagres på IFE ble mottatt i juni 1990, og per januar 1996 var det i dette anlegget lagret 45 slike beholdere med totalt ca. 77 tonn med 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.

Det er tidligere nevnt 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. 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 noe for enkel. 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 p.g.a. forskjellige geologiske forhold. I tillegg har flere av operatørene nå blitt oppmerksom på problemet, noe som fører til at mer utstyr enn før blir rensset, men dette kan bli påvirket av fremtidige krav fra myndighetene.

Den årlige tilveksten av avfall fra rensing av produksjonsutstyr i oljeindustrien, i perioden 1990 til utgangen av 1995, er vist i Tabell 3.3. 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 3.3 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

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

Hvis den årlige mengden av avleiringer forholder seg omtrent på 1993 nivå, vil den totale mengden avfall 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.

3.2 Storbritannia

Storbritannia deler ofte lavradioaktivt avfall fra olje- og gassproduksjon inn i to kategorier;

- Avfall fra produksjon offshore. Denne kategorien innbefatter slam og avleiringer fra dekontaminering, og avfallet slippes ut i sjøen under visse restriksjoner gitt av ansvarlige myndigheter.
- Avfall fra dekontaminering onshore. Det finnes to renseselskaper med tillatelse til denne typen arbeid. Selskap 1 har under visse restriksjoner tillatelse til å slippe avfall fra dekontaminering ut i sjøen nær rensanlegget. Selskap 2 lagrer avfallet på land.

Aktivitetskonsentrasjonen av ^{226}Ra og ^{228}Ac i avfallet måles rutinemessig. Analyser av avleiringer i den oljeproduiserende sentrale og nordre sektoren av Nordsjøen inkluderer ikke analyser av aktivitetskonsentrasjonen av ^{210}Pb . Denne nukliden har blitt funnet å være den dominerende nukliden i avleiringer fra en onshore produksjonsenhet i Sør-England.

3.2.1 Avfall som slippes ut fra offshore installasjoner

Dersom en installasjon måler aktivitet i avleiringer over 0,37 Bq/g, må operatøren søke om autorisasjon til å akkumulere radioaktivt materiale. Denne autorisasjonen dekker

også utslipp av flytende radioaktivt avfall fra installasjonen og overdragelse av fast avfall til onshore anlegg med lisens. Autorisasjonen gis av The Environmental Protection Agency - EPA - i England og Wales eller The Scottish Environmental Protection Agency - SEPA - i Skottland. Register av utslippene må være tilgjengelige for myndighetene. Autorisasjonene for utslipp av flytende radioaktivt avfall varierer mellom 1 - 40 GBq for de ulike plattformene. Tabell 3.4 viser en oversikt over de ulike installasjonenes autorisasjoner for utslipp (van Weers *et al.*, 1996)

I følge EPA slippes det bare ut 10% av tillatt mengde under utslippstillatelsene per år.

Tabell 3.4 Autoriserte årlige utslippsgrenser (1994) for flytende radioaktivt avfall fra britiske installasjoner i Nordsjøen (van Weers *et al.*, 1996)

Selskap	Installasjon	Årlig grense GBq		Selskap	Installasjon	Årlig grense GBq
1	1	10		10	2	5
2	1	5		10	3	5
3	1	5		11	1	10
3	2	5		12	1	5
3	3	12		12	2	5
4	1	20		13	1	5
4	2	10		14	1	5
4	3	5		14	2	3
4	4	10		14	3	3
4	5	10		14	4	3
4	6	10		14	5	3
4	7	10		14	6	5
4	8	10		14	7	5
4	9	5		14	8	3
4	10	5		14	9	5
4	11	10		14	10	1
4	12	5		14	11	6
4	13	20		14	12	5
4	14	5		15	1	5
5	1	10		16	1	1
6	1	5		17	1	5
6	2	5		18	1	5
6	3	5		19	1	5
7	1	12				
8	1	40				
8	2	20				
9	1	10				
10	1	5		Alle selskaper	Alle installasjoner	382

3.2.2 Avfall fra onshore dekontaminering

Selskap 1:

Selskapet har base i Aberdeen, og har tillatelse til å slippe oppmalt avfall ut gjennom en rørledning i sjøen ved renseanlegget. Det renses flere typer utstyr, hovedsakelig

rørstrenger, pumper, ventiler, spoler, juletrær og andre komponenter. Det ble generert omtrent 69 tonn tørre avleiringer i 1993 med en total aktivitet på rundt 17 GBq av ^{226}Ra , ^{228}Ra og radiumdøtre (van Weers *et al.*, 1996). Konsentrasjonen av ^{226}Ra og ^{228}Ra varierte mellom henholdsvis 0,2 - 270 Bq/g og 0,2 - 280 Bq/g. I 1994 ble det generert såvidt over 6 tonn tørre avleiringer med total aktivitet på rundt 700 MBq. Konsentrasjonene av ^{226}Ra og ^{228}Ra varierte mellom henholdsvis 0,2 - 260 Bq/g og 0,2 - 160 Bq/g (van Weers *et al.*, 1996).

Selskap 2:

Selskapet, som har base i Dounreay, har sammenstillet informasjon fra dekontaminering fra 1993 og 1994. Utstyret som dekontamineres er hovedsakelig rørstrenger, men inkluderer også manifoiler, kjøleplater, juletrær og andre komponenter. Det renses utstyr fra flere ulike felt og installasjoner. Avfallet fra rensing analyseres for ^{226}Ra og ^{228}Ra . Det ble generert omtrent 19 tonn tørre avleiringer i 1993 med en total aktivitet på rundt 5 GBq (van Weers *et al.*, 1996). Konsentrasjonen av ^{226}Ra og ^{228}Ra varierte mellom 1 og 65 Bq/g. I 1994 ble det generert såvidt over 26 tonn tørre avleiringer med total aktivitet på rundt 7 GBq. Konsentrasjonene av ^{226}Ra og ^{228}Ra varierte mellom henholdsvis 1 - 220 Bq/g og 1 - 170 Bq/g (van Weers *et al.*, 1996). Det finnes ikke tilgjengelig informasjon om konsentrasjonen av ^{210}Pb . Avfallet lagres på stedet, noe som koster ca. £ 5,50 per kg.

3.3 Nederland

3.3.1 Avfall lagret på COVRA

Tabell 3.5 viser en oversikt over lavradioaktivt avfall fra olje- og gassproduksjon lagret hos Central Organisation for Radioactive Waste - COVRA.

Tabell 3.5 Data fra COVRA over NORM avfall mottatt for lagring (van Weers *et al.*, 1996)

Beskrivelse av avfall	1992	1993	1994
Fast avfall i 100-l fat (#)	10	31	15
Slam (m ³)	-	-	11,7

Det finnes ingen oversikt over nuklidesammensetning i avfallet. Total aktivitet er beregnet ut fra likningen:

$$A = 6 \cdot ^{226}\text{Ra} + 3 \cdot ^{210}\text{Pb} + 9 \cdot ^{228}\text{Ra}$$

3.3.2 Sammensetning av avleiringer og slam målt hos renseselskap 1

Renseselskap 1 utfører rutinemessige målinger av aktiviteten av ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{228}Th og ^{210}Pb i avfall fra rensing. Aktivitetskonsentrasjonene og konsentrasjonsforholdene mellom de ulike nuklidene varierer svært mye. Noen avleiringer har lavt innhold av alle

fire nuklidene. Andre høyt innhold av ^{210}Pb og veldig lite av de andre nuklidene. Noen avleiringer har veldig høyt innhold av ^{226}Ra , middels innhold av ^{228}Ra og lite av de andre to, imens andre prøver viser en mellomting av det ovennevnte (van Weers *et al.*, 1996). Det bemerkes i van Weers *et al.* (1996) at i avleiringer med høyt innhold av ^{226}Ra kan tilstedeværelsen av ^{210}Pb delvis forklares med innvekst gjennom decay av radium. Det er velkjent fra gamma spektrometriske analyser av avleiringer at radiumdatteren ^{222}Rn - en edelgass - forblir i avleiringene. Dette er tydelig av aktivitetskonsentrasjonen av ^{214}Pb og ^{214}Bi , døtre av ^{222}Rn . Dermed vil ^{210}Pb dannes. Analyser av aktivitetskonsentrasjonen i slam viser at variasjonen mellom de ulike nuklidene også her er svært stor (van Weers *et al.*, 1996).

4. Dekontaminering

4.1 Norge

Det finnes få forskrifter eller andre krav som retter seg spesielt mot arbeid med radioaktive avleiringer eller 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 har 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 internkontroll prosedyrer for spesialavfall, dels på grunn av praksis som er etablert av oljeselskaper som opererer i flere land og dels fra nasjonale anbefalinger i andre land og anbefalinger fra internasjonale fora.

Fastmontert utstyr som tanker og separatorer, samt en del mindre utstyr som pumper og ventiler, renses offshore. Rensemetoder som benyttes er høytrykks spyling med vann eller sandblåsing. I noen tilfeller fjernes avleiringene mekanisk ved bruk av verktøy. Avfallet males opp til størrelse < 1 mm og slippes ut i sjøen.

Produksjonsutstyr kontaminert med radioaktive avleiringer har til nå i hovedsak blitt rensed 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 høyere tellerate enn bakgrunnen blir betraktet som radioaktivt og underlagt de rensesprosedyrer som dette krever. Slikt produksjonsutstyr blir rensed 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 prosessutstyr for høytrykksrens med vann. Alt avløpsvann blir silt under rensesprosessen slik at avfallet lett kan samles opp. Det gjøres dessuten rutinemessige målinger 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 klassifisering 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 beta-stråling 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 doserate større enn $7,5 \mu\text{Gy/t}$ i området der arbeidet skal pågå skal arbeiderne bære persondosimeter. Ved målt doserate 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 serien 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 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 slam - oljeutskiller 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, verneøvler, 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 selskapenes

prosedyrer. Det kan også være at noe utstyr som pumper, ventiler, etc. blir eksportert til andre land - fortrinnsvis Storbritannia - for rensing.

Oljeselskapenes 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 til nå ikke har inneholdt radioaktivitet over bakgrunnsnivå, og har derfor ikke hatt behov for å spesielt å regulere arbeidet med avleiringer. Andre selskaper er ikke godt nok informert om dannelse av radioaktive avleiringer offshore og de medfølgende problemer, og har derfor ikke god nok oversikt over problemet til å utarbeide sine egne prosedyrer. Ved enkelte oljefelt har radioaktive avleiringer vært et kjent fenomen over lengre tid. Operatøren har da kunnet få inngående kjennskap til problemet og bruke kunnskapen til å utarbeide omfattende prosedyrer til bruk for personell involvert i arbeidet med 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-/gass-produksjon på norsk sokkel. Denne forespørselen omfattet også spørsmål om identifisering, kartlegging og håndtering, samt målemetoder/kriterier for klassifisering, av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer av (Oljedirektoratet, 1994). Resultatene oppsummeres nedenfor, men uten å navngi de forskjellige selskapene:

Selskap 1:

- Utstyr offshore med strålenivå høyere enn 2,5 $\mu\text{Gy/t}$ 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 klassifisering.
- Mindre, løse komponenter med avleiringer spyles offshore. Avfallet knuses og males før det går på 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 ^{226}Ra 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.

- kontaminert demontert utstyr forsegles og lagres spesielt inntil den videre behandling er bestemt.
- Løse avleiringer fra demontering av utstyr samles opp i egne tønner.

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 deponeres på IFE, evt. rejsieres sammen med borekaks.
- 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 mekanisk eller ved vasking med syre. Dette kan gjøres offshore.
- Klassifisering av avfall offshore skjer ved at målt doserate på 1 m avstand 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 4.1.

Tabell 4.1 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 deponeres ved IFE, avfall med aktivitetsnivå under 100 Bq/g blir behandlet som vanlig spesialavfall.
- Produksjonsutstyr testes alltid for radioaktivitet under vedlikehold.
- Utrangerte 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; en prøve av materialet analyseres - dersom spesifikk aktivitet overstiger 500 Bq/g behandles

avfallet som radioaktivt og viderebehandles av CCB/IFE. Ved aktivitetsnivåer under 500 Bq/g er det oljeholdigheten som avgjør deponeringen (> eller < 5%).

Selskap 6:

Har for øyeblikket ingen etablert praksis. Hevder å foreløpig ikke ha problemer med radioaktive avleiringer i produksjons anleggene.

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 visse rutiner, men ingen skrevne prosedyrer. Hevder å ikke ha problemer med radioaktiv avleiring. Avventer resultater av prosjektsamarbeid NRPA/OD og E&P forum/OLF.

4.2 Storbritannia

4.2.1 Offshore dekontaminering

Forskjellige typer utstyr renses rutinemessig offshore i Storbritannia. Løse avleiringer og slam fjernes ofte fra tanker og tønner med håndverktøy. Det er også vanlig å spyle tanker og separatore, samt en del småutstyr som ventiler og spoler, med høytrykk vann. Som regel pakkes og sendes avfallet til oppmaling før det blandes med vann og slippes ut i sjøen. Denne typen operasjoner kommer inn under autorisasjonen hver installasjon har fra myndighetene til å akkumulere, håndtere og slippe ut lavradioaktivt materiale.

Rensearbeid utføres i kontrollerte områder hvor bare trenet personell har adgang. Dersom høytrykksspyling benyttes som rensemetode brukes egnede beskyttelsesklær. «UK Offshore Operators Association» - UKOOA - anbefaler i tillegg at det benyttes ansiktsmasker, vanntette klær, hansker og støvler. UKOOA anbefaler videre at personell som benyttes i denne typen arbeid ansettes som klassifiserte arbeidere.

Det finnes også lukkede systemer som kan brukes til å rense rørstrenger på stedet. Dette kan gjøres ved pigging eller utskylning. Avfallet fra denne typen rensning males også opp og slippes ut i sjøen.

4.2.2 Onshore dekontaminering

Det finnes to onshore renseselskaper med autorisasjon til å rense og akkumulere lavradioaktive avleiringer.

Selskap 1:

Selskapet har base i Aberdeen og mottar kontaminert utstyr fra de fleste olje- og gasselskapene på Britisk sokkel. Etter transport sorteres utstyret innenfor et lukket område. Deretter sjekkes utstyret for kontaminering. Til dette benyttes i hovedsak måleutstyr som måler overflateaktiviteten på ytre og indre flater. Utstyret kuttes opp dersom det ikke skal benyttes etter rensing for å komme til indre flater. Dersom utstyret ikke skal skrapes, måles doseraten på utsiden av utstyret. Det tas i tillegg prøver av avleiringene som sendes for analyse av nuklidesammensetning.

Selve rensarbeidet foregår i friluft innenfor et avstengt område. Metoden som benyttes er i hovedsak spyling med høytrykk vann, noe som foregår manuelt. Dersom avleiringene er svært harde, benyttes havsalt i spylevannet for å løse opp avleiringene bedre. Rensing av rørstrenger foregår halvautomatisk ved at en roterende dyse føres inn i og gjennom røret. Avfall fra rensing males opp og slippes ut i sjøen i havnen hvor rensanlegget ligger.

Selskap 2:

Selskapet har to anlegg i Storbritannia, det største er lokalisert i Dounreay - på basen til Dounreay Nuclear Power Establishment - med et mindre anlegg i Dorset - i Winfrith Nuclear Technology Centre. Renseteknikken som benyttes ved begge anleggene er i hovedsak spyling med vann under høyt trykk. Mesteparten av dekontamineringsarbeidet som beskrives i det følgende utføres ved anlegget i Dounreay.

Utstyr som skal dekontamineres lastes etter transport av i et overvåket område før klassifisering og dekontaminering. All rensaktivitet utføres inne i en lukket bygning. Dersom utstyret skal benyttes i produksjon senere, demonteres og kontrolleres det før rensing. Det tas prøver av avleiringene som analyseres for å finne nuklidesammensetning. Analyseresultatene rapporteres tilbake til selskapet det kontaminerte utstyret stammer fra og til de lokale lisensgivende myndighetene. Utstyr som skal skrapes, eller utstyr som på grunn av sin utforming ikke gir adgang til indre overflater, kuttes åpne før rensing.

Dekontaminering utføres ved høytrykk spyling med vann i et eget område for denne typen arbeid. Til utstyr annet enn rørstrenger benyttes det opp til 8 spyleslanger, som holdes for hånd, inne i separate avlukker. Spyleslangene har et trykk på 1000 bar og en strømningshastighet på 18 liter per minutt. Avfallet fra rensprosessen overføres direkte til 200-liters fat for midlertidig lagring. Avleiringer blandet med rens vann overføres til en egen tank. Når fast avfall har sunket til bunnen av tanken, fjernes det fra tanken og lagres sammen med det andre avfallet. Vannet som blir igjen i tanken filtreres og resirkuleres i høytrykk spylesystemet.

Produksjonsrør dekontamineres ved hjelp av et halvautomatisk rensesystem. En roterende spyleslange med et trykk på 1000 bar og en strømningshastighet på 113 liter per minutt føres gjennom strengen, som også kan roteres om nødvendig. Avfallet fra rensing av rør overføres til tanker og lagres på samme måte som avfall fra rensing av annet utstyr.

4.3 Nederland

4.3.1 Offshore dekontaminering

Dekontaminering av utstyr som er belagt med radioaktive avleiringer regnes i Nederland å være spesialisert arbeid som bare kan utføres av kontraktører med spesialkompetanse. Offshore installasjoner regnes å være for små og for dårlig utstyrt til å drive dekontaminering i særlig stor skala. Dessuten skal denne typen arbeid utføres av spesialtrenet personell, noe det også er liten tilgang på offshore. «The Netherlands Oil and Gas Exploration Production Association» - NOGEPa - anbefaler i sine retningslinjer at kun små deler og utstyr med lave aktivitetsnivåer, med avleiringer som lett kan tørkes av, dekontamineres offshore. Det frarådes mot andre metoder for dekontaminering. For at utstyret skal fungere skikkelig og for at personell ikke skal utsettes for risiko under inspeksjon av tanker o.l. dekontamineres allikevel en del større utstyr offshore. Avleiringene skal under all rensing holdes fuktig for å unngå støvdannelse. NOGEPa anbefaler følgende metoder for dekontaminering offshore:

- 1) Rensing av utstyr med en stoff- eller papirbit. For eksempel renses spiraler på denne måten. Siden denne metoden fører til at man får en del biavfall brukes den så lite som mulig.
- 2) Rensing av små deler, utstyr eller verktøy med vann. Løs radioaktiv slam kan fjernes ved å skylle med vann. Hvis nødvendig kan utstyret plasseres i en bolle med vann og renses forsiktig med en børste. Man må da være forsiktig slik at det ikke søles kontaminert vann rundt bollen. Dersom avfallet ikke kan fås av med børsten, kan utstyret ligge i bløt i vann blandet med dekontamineringvæske i ca. 10 minutter før man igjen renser forsiktig med en børste.
- 3) Spyling med høytrykk vann. En blanding av vann og såpe kan benyttes for å fjerne avleiringer fra separatorer og tanker. Metoden benyttes ofte før inspeksjon av tanker og separatorer.
- 4) Rensing av beholdere i lukket system med varm saltsyre. Denne metoden for dekontaminering er bare effektiv for avleiringer som inneholder CaCO_3 . Beholderen eller utstyret kobles fra hovedsystemet og plasseres i et lukket system hvor vann sirkulerer og saltsyre tilsettes sakte. Rensevæskens pH måles kontinuerlig. Når pH-verdien bli konstant, indikerer dette at CaCO_3 ikke reagerer med syren lenger, og en korrosjons inhibitor pumpes inn i systemet. Rensevæsken nøytraliseres og samles som radioaktivt avfall.

4.3.2 Onshore dekontaminering

Det kreves en egen lisens for å bringe kontaminert materiale på land for dekontaminering. Det kontaminerte utstyres må forsegles med blindflenser, plastdeksler eller plast folie. Løs overflatekontaminering skal fjernes så godt som mulig. Alle deler skal pakkes inn på en slike måte at radioaktive materialer ikke kan spres.

Det finnes to godkjente renseselskaper i Nederland:

Selskap 1:

Selskapet ligger i Petten og har lang erfaring med dekontaminering av utstyr fra olje- og gassindustrien. Utstyr som leveres for rensing må være utstyrt med papirer som forteller aktivitetsnivå, størrelse og vekt på utstyret. Det benyttes 3 forskjellige teknikker for dekontaminering:

- 1) kjemisk dekontaminering
- 2) sand- eller glassblåsing
- 3) spyling med høytrykk vann

Når utstyret ankommer renseselskapet undersøkes det for farlige kjemikalier som kvikksølv, benzen eller H₂S. Hvis noen av disse kjemikalierne er tilstede tar man spesielt hensyn til dette under rensing. Smådeler og -utstyr renses først med vann og alkaliske såper for å fjerne søle, fett og rust. Spesialkonstruerte fat med eller uten ristemuligheter benyttes til dette sammen med børster og spyleslanger med lavt trykk. Deretter demonteres utstyret og indre deler renses ved hjelp av kjemikalier eller vann,- sand- eller glassblåsing. Gulvet i dekontamineringshallen består av et gitter. Vann som inneholder radioaktivt avfall samles opp under dette gitteret og behandles i et sentralt lagringsanlegg. Fast avfall separeres fra væsken og sendes til COVRA. Kontaminert vann renses i et eget vannrenseanlegg. Renset vann slippes ut i sjøen. Større utstyr som tanker og fat renses ved høytrykk spyling med vann. Det benyttes spesielle høytrykksdrakter under rensingen. Høytrykkspumpene kan gi opp til 1900 bar, og dette har gjort høytrykkspyling den mest effektive metoden for å fjerne radioaktive avleiringer. Det benyttes et helautomatisk system med høytrykk vann for rensing av rørstrenger. En slange med en spesialdesignet dyse føres gjennom røret. Både denne og røret selv kan rotere etter behov. Vannet har et trykk på opptil 2500 bar. Systemet er fullstendig lukket slik at det ikke forekommer spredning av radioaktivt støv til arbeidsmiljøet.

Selskap 2:

Selskapet ligger i Arnhem, og har til nå dekontaminert utstyr fra olje- og gassindustrien i liten skala. Tilgjengelige metoder for dekontaminering inkluderer kjemiske og mekaniske metoder inkludert sand- og vannblåsing. Fast avfall samles opp og sendes til COVRA dersom aktivitetsnivået er over de fastsatte friklassifiseringsgrensene.

5. Avfallshåndtering og sluttdeponering

5.1 Norge

Som nevnt i kapittel 4 males avfall fra rensing offshore opp til størrelse < 1 mm og slippes på sjøen. Det kreves i dag ingen spesielle tillatelser til dette. Det kreves heller ikke at oljeselskapene skal rapportere mengder eller aktivitet av avfallet som slippes ut

til myndighetene. Målinger viser at avfallet sjelden har aktivitetskonsentrasjoner over friklassifiseringsgrensen på 10 Bq/g av ^{226}Ra , ^{228}Ra eller ^{210}Pb .

Frem til 1994 var det i hovedsak rørstrenger som ble rensset på land. Siden da har man sett en jevn økning i antall forskjellige typer utstyr som renses, og det renses i dag både pallringer, ventiler, pumper og flere andre typer utstyr. Avfallet fra de to renseselskapene som driver med denne typen rensing - CCB og AGR - ble frem til 1996 sendt til Institutt for Energiteknikk - IFE - på Kjeller utenfor Oslo. Avfallet skulle etter mellomlagring på Kjeller sendes til sluttdeponering i det planlagte deponiet for lav og middels radioaktivt avfall i Himdalen. Mengdene avleiringer økte imidlertid på midten av 90-tallet mer enn det som ble estimert i utredningen av deponiet. Deponiet var dessuten beregnet for atomavfall, en kategori lavradioaktive avleiringer fra olje- og gassproduksjon ikke kommer inn under. Statens strålevern besluttet derfor i oktober 1995 at avfall med naturlig radioaktivitet fra oljeindustrien ikke skulle lagres i deponiet i Himdalen og at oljeindustrien selv hadde som oppgave å utrede alternative løsninger for sluttdeponering. I januar 1996 ble det fra Statens strålevern gitt aksept for at avfall fra rensing av kontaminert utstyr fra oljeindustrien kunne mellomlagres på oljeselskapenes baser under følgende betingelser:

- Lagringsplassen må godkjennes av Statens strålevern
- 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 det ikke måles mer enn $7,5 \mu\text{Sv/t}$. Lagringsplassen skal merkes med standard skilter
- Avfallsbeholderene må sikres mot direkte regn
- Personer som direkte involveres i håndtering av materialet skal utstyres med persondosimetre.

Det mellomlagres i dag denne typen avfall på seks steder i Norge.

Midlertidig lagring før etablering av permanent løsning for sluttdeponering vil omfatte alt avfall som frem til nå er generert - totalt ca. 130 tonn - og dessuten alt avfall som vil bli generert i perioden frem til etablering. Løsninger for sluttdeponering er under utredning. Videre utredningsarbeide vil avhenge av hvilken eller hvilke løsninger som velges.

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 per i dag er lagret på Kjeller (ca. 77 tonn) og Ågotnes (ca. 50 tonn). Kraven til løsninger for mellomlagring vil imidlertid være de samme.

Statens strålevern har gjort en vurdering av ulike løsninger for sluttdeponering m.h.p. aktualitet og kostnader (Strand *et al.*, 1997). Rapporten oppsummerer forskjellige løsninger for sluttdeponering av radioaktive avleiringer fra oljeproduksjon. Løsningene er rangert etter aktualitet i fire kategorier.

På bakgrunn av denne gjennomgangen er følgende løsninger vurdert som mest aktuelle (Strand *et al.*, 1997):

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
4. Etablering av deponi i nedlagte gruver eller andre typer fjellanlegg

Løsninger med volumreduksjon vurderes som aktuelle, men kan vise seg å være mindre aktuell p.g.a. 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 mulig må det gjennomføres mer omfattende utredninger. De yrkeshygieniske forhold ved slike løsninger bør også utredes.

Eksport av utstyr i forbindelse med vedlikehold og gjenvinning 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 behov for en nærmere vurdering om eksport av annet utstyr - bl.a. større volumer av produksjonsrør - vil være i strid med norsk regelverk og/eller policy.

Løsninger som innebærer å fylle avfall i produksjonsstrenger i brønner som skal plugges og forlates kan også være aktuelle, men slike løsninger kan vise seg å være mindre aktuelle p.g.a. 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 p.g.a. internasjonale konvensjoner som Norge har forpliktet seg til å følge.

5.2 Storbritannia

5.2.1 Offshore

Under autorisasjoner gitt under Radioactive Substances Act 1993 (RSA, 1993) kan flytende radioaktivt avfall fra produksjon av olje og gass under følgende betingelser slippes ut i sjøen:

- avfallet må slippes direkte ut i sjøen
- ikke mer enn 2 % av vekten på det som slippes ut skal være partikler med diameter > 1 mm
- total aktivitet i avfallet som slippes ut per år skal ikke overskride det som er gitt i autorisasjonen for den aktuelle installasjonen

Autorisasjonene som gis til de ulike installasjonene tillater at avleiringer eller slam som fjernes fra utstyr kan slippes ut i sjøen forutsatt at avfallet tilfredsstiller de ovennevnte kriterier. Avleiringer males opp og blandes med sjøvann før det slippes ut via røropplegg som har utløp flere meter under havoverflaten.

Det er en forutsetning i autorisasjonen for utslipp at installasjonen registrerer og beskriver typer og mengder avfall som slippes ut. Dette skal gjennomgå av en inspektør

og rapporteres tilbake til EPA/SEPA. Operatøren må videre følge lokale prosedyrer og regler.

5.2.2 Onshore

Som nevnt i kapittel 4.2.2 er det to selskaper i Storbritannia som er har autorisasjon til å akkumulere og kvitte seg med avfall fra olje- og gassproduksjon. Autorisasjonen gir tillatelse til å avhende fast radioaktivt avfall under følgende betingelser:

- avfallet skal fjernes fra eiendommen til Selskap 1 eller Selskap 2
- hver kontaminert gjenstand skal merkes tydelig slik at det kommer frem hvilken operatør og installasjon gjenstanden kommer fra
- avfallet skal pakkes på en slik måte at det under transport ikke kan kontaminere annet utstyr eller stoffer.

Selskap 1:

Selskapet har i sin autorisasjon tillatelse til å slippe oppmalt avfall ut i sjøen ved renseanlegget under følgende betingelser:

- avfallet skal slippes ut gjennom en rørledning som går ut i sjøen ved nordre molo i Aberdeen havn
- rørledningen skal vedlikeholdes og holdes i god stand uten lekkasjer
- i løpet av én dag skal antall bequerell som slippes ut via rørledningen dividert på antall milliliter vann som slippes ut samme dag ikke overstige 0,1
- ikke mer enn 2 % av total vekt på væsken som slippes ut gjennom rørledningen skal bestå av partikler med diameter > 0,25 mm.

Anlegget må videre være tilgjengelig for inspeksjon og typer og mengder avfall som slippes ut skal registreres og være tilgjengelig for SEPA.

Selskap 2:

Avfall fra de to rensesystemene til dette selskapet samles opp i 200 liters fat som er beregnet til lagring av lavradioaktivt avfall. Når fatene er fulle veies de og tilsettes gips slik at avfallet danner en fast kloss. Fatene forsegles og lagres under grunnen i et eget lagringsanlegg for lavradioaktivt avfall knyttet til atomanlegget i Dounreay.

5.3 Nederland

5.3.1 Offshore

Fast avfall:

Nederlandske olje- og gasselskaper har ikke tillatelse til å slippe ut fast avfall i sjøen. Avleiringer og slam samles derfor opp i lagringstanker. Fast avfall bestående av avleiringer, sand og slam legger seg på bunnen av tanken imens olje og vann separeres i ulike lag og behandles separat. Når lagringstankene er fulle overføres slurryen til

transporttanker og transporteres til lagringsanlegg på land. Det tas prøver fra tankene før eller etter de transporteres til land, og prøvene analyseres for ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{228}Ra og ^{228}Th . Analyseresultatene rapporteres tilbake til det aktuelle selskapet. Dersom total aktivetskonsentrasjon i avfallet overstiger 100 Bq/g tørr vekt skal hele tanken med avfall sees på som radioaktivt materiale. Tanken sendes da til COVRA for mellomlagring.

Produksjonsvann:

Det kreves lisens for utslipp av produksjonsvann dersom aktivetskonsentrasjonen overstiger 0,5 Bq/l for alfa-emittere og 10 Bq/l for beta- eller gamma-emittere. Konsentrasjonen av naturlige nuklider varierer mye mellom de ulike installasjonene. De høyeste konsentrasjonene i produksjonsvann finnes på oljeplattformer. Konsentrasjoner av ^{226}Ra , ^{210}Pb og ^{228}Ra varierer mellom fra < 0,1 Bq/l til > 100 Bq/l. Årlig utslipp av de enkelte nuklidene variere fra < 1 kBq til noen får titalls MBq.

5.3.2 Onshore

Som nevnt i kapittel 5.3.1 sees avfall med total konsentrasjon over 100 Bq/g på som radioaktivt avfall, og skal sendes til COVRA for mellomlagring. Dette gjelder også avfall fra dekontaminering ved landbaserte renseanlegg - i hovedsak ECN. ECN har også tillatelse til å dekontaminere utstyr fra andre land under forutsetning av at avfallet sendes tilbake til eierne av utstyret. ECN har tillatelse til å slippe ut flytende avfall fra rensing gjennom en rørstreng ut i Nordsjøen.

Anlegget til COVRA var opprinnelig tenkt å være et langtids mellomlager for avfall fra kjernekraftanlegg, nukleære forskningsanlegg og sykehus. Avfall fra olje- og gassproduksjon har nylig blitt tillatt lagret på COVRA.

Referanser

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*.

ATG-95, 1995, Radioactive Ablagerungen niedriger spezifischer Aktivität, *Leitfaden, Stand 5/95, W.E.G. Wirtschaftsverband Erdöl - und Erdgasgewinnung e-V.*

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 Petroleum 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*

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 Kernenergiewet, zoals gewijzigd en aangeveld*.

Besluit van 15 Augustus, 1994, tot wijziging van het Mijnerreglement 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*.

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*.

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

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 - Hjellnes 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.*

DBE, 1997, ADR - Vegtransport av farlig gods, *Elanders forlag, 1997*

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

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

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 oljevirksomheten 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.*

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

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.

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.*

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.*

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 a, Safety Series No. 6, Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material, 1985 Edition, *Vienna 1990.*

IAEA, 1990 b, Safety Series No. 7, Explanatory Material for the IAEA Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material, 1985 Edition, *Vienna 1990.*

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, 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.*

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 fur Strahlenschutz e.V., Germany, 1984.*

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

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, Gravdahl 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.*

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

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

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.*

Radioactive Substances (Phosphatic Substances, Rare Earth Etc.) Exemption Order, 1962 , 1962 No. 2769

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

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 meddelelse, S.Waite, Februar 1996.*

SI, 1981, No 1747 The Merchant Shipping Amended by SI 1986 Mo 1069 (Dangerous Goods) Regulations

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

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.*

Snavely 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..*

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, 1994, En strålehygienisk vurdering av radioaktive avleiringer på produksjonsutstyr i forbindelse med oljevirkomheten 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.*

Strand, T., Lysebo, I., Kristensen, D., Birovljev, A., 1997, Radioaktive avleiringer i olje- og gassproduksjon, *StrålevernRapport 1997:1, Statens strålevern 1997*

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

Stranden E 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 Pioneer 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, Desideri 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 Effets 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 Effets 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.*

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.*

Ørgersen A, 1995, Opplysninger gitt på forespørsel