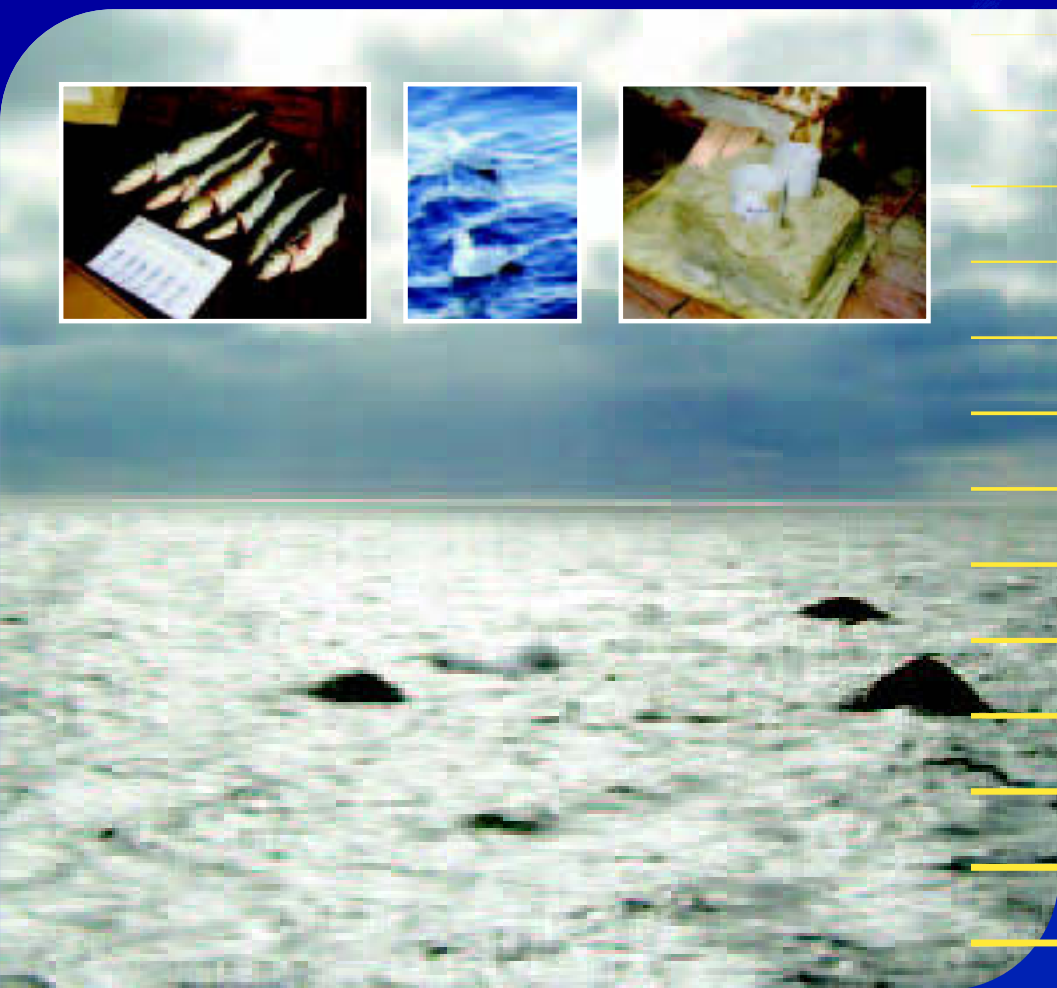
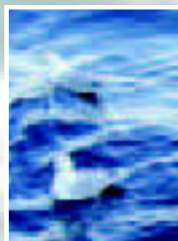


Tilførsel av radioaktive stoffer til Barentshavet – vurdering av utvalgte scenarier

Grunnlagsrapport for Forvaltningsplan for Barentshavet,
utredning av konsekvenser av ytre påvirkninger



Referanse:

Brekken A, Thørring H, Liland A, Iosjpe M, Færevik I, Amundsen I. Tilførsel av radioaktive stoffer til Barentshavet – vurdering av utvalgte scenarier. Grunnlagsrapport for Forvaltningsplan for Barentshavet, utredning av konsekvenser av ytre påvirkninger. StrålevernRapport 2004:5. Østerås: Statens strålevern, 2004.

Emneord:

Barentshavet. Radioaktive stoffer. Utslipp. Modellering. Havtransport. Sellafield. Kola kjernekraftverk. Olje. Petroleumsvirksomhet.

Resymé:

Rapporten presenterer utvalgte scenarier for tilførsel av radioaktive stoffer til Barentshavet fra kilder utenfor området. To scenarier omfatter verst tenkelige uhell ved Sellafieldanlegget og ved Kola kjernekraftverk. Ett scenarie beskriver tilførsel av driftsutslipp fra norsk petroleumsvirksomhet. Forventet tilførsel av radioaktive stoffer dersom det ikke skjer uhell i perioden som scenariene dekker er også beskrevet.

Reference:

Brekken A, Thørring H, Liland A, Iosjpe M, Færevik I, Amundsen I. Supply of radioactive substances to the Barents Sea – evaluation of selected scenarios. Basis report for a Management Plan for the Barents Sea, assessment of consequences of external influences. StrålevernRapport 2004:5. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2004. Language: Norwegian.

Key words:

Barents Sea. Radioactive substances. Discharges. Box model. Ocean transport. Sellafield. Kola Nuclear Power Plant. Oil. Petroleum activity.

Abstract:

The report presents selected scenarios for supply of radioactive substances to the Barents sea from external source areas. The scenarios include worst case accidents at the Sellafield site and at the Kola Nuclear Power Plant, supply from Norwegian petroleum activity and expected concentration development if no accident occurs in the period covered by the scenarios.

Prosjektleder: Anne Brekken.

Godkjent:



Per Strand, avdelingsdirektør, Avdeling Beredskap og miljø.

39 sider.

Utgitt 2004-07-28.

Opplag 250 (04-07).

Form, omslag: Lobo Media AS, Oslo.

Trykk: Lobo Media AS, Oslo.

Bestilles fra:

Statens strålevern, Postboks 55, 1332 Østerås.

Telefon 67 16 25 00, telefax 67 14 74 07.

e-post: nrpa@nrpa.no

www.nrpa.no

ISSN 0804-4910

Tilførsel av radioaktive stoffer til Barentshavet – vurdering av utvalgte scenarier

Grunnlagsrapport for Forvaltningsplan for Barentshavet,
utredning av konsekvenser av ytre påvirkninger

Anne Brekken

Håvard Thørring

Astrid Liland

Mikhail Iosjpe

Inger Færevik

Ingar Amundsen

Statens strålevern

Norwegian Radiation
Protection Authority
Østerås, 2004

Innhold

Sammendrag	5
1 Innledning	6
1.1 Bakgrunn	6
1.2 Barentshavet i dag	6
1.2.1 <i>Generelt om miljøtilstanden</i>	6
1.2.2 <i>Kilder til radioaktiv forurensning</i>	6
1.2.3 <i>Menneskeskapte radionuklider - nivåer og trender</i>	10
1.2.4 <i>Naturlige nuklider</i>	13
1.3 Beskyttelse av miljøet mot ioniserende stråling	13
2 Metoder og modeller	14
2.1 Beskrivelse av den marine boksmodellen	14
2.2 Opptak i og doser til marine organismer	15
2.2.1 <i>Referanseorganismer</i>	16
2.2.2 <i>Beregning av aktivitetskonsentrasjoner</i>	17
2.2.3 <i>Doseberegninger</i>	18
3 Scenarier	19
3.1 Sannsynlig utvikling	19
3.2 Uhell ved Sellafieldanlegget	19
3.2.1 <i>Beskrivelse av virksamheten</i>	19
3.2.2 <i>Beskrivelse av uhellsscenariet</i>	20
3.2.3 <i>Resultater fra modellering</i>	21
3.3 Uhell ved Kola kjernekraftverk	23
3.3.1 <i>Beskrivelse av virksamheten</i>	23
3.3.2 <i>Beskrivelse av uhellsscenariet</i>	24
3.3.3 <i>Resultater fra modellering</i>	25
3.4 Norsk petroleumsvirksomhet	27
3.4.1 <i>Beskrivelse av virksamheten</i>	27
3.4.2 <i>Beskrivelse av scenariet</i>	28
3.4.3 <i>Resultater fra modellering</i>	29
3.5 Vurdering av eksponeringsveier og dosebidrag	32
3.5.1 <i>Uhellsscenarier</i>	32

	<i>3.5.2</i>	<i>Petroleumsvirksomhet</i>	<i>33</i>
4		Effekter av ioniserende stråling på biota	34
5		Konklusjoner og anbefalinger	35
6		Referanser	37

Sammendrag

Denne rapporten utgjør en del av grunnlaget for utarbeidelsen av en Helhetlig forvaltningsplan for Barentshavet. Rapporten gir bakgrunnsstoff for temaet radioaktiv forurensning i en utredning om konsekvenser for miljøet og ressursene av "ytre påvirkning", dvs. aktiviteter som skjer utenfor utredningsområdet. I rapporten behandles ulike scenarier for tilførsel av radioaktive stoffer til Barentshavet. Scenariene omfatter uhellsutslipp fra Sellafield og fra Kola atomkraftverk, og forventet utvikling dersom det ikke skjer ulykker i utredningsperioden. Tilførsel til Barentshavet som følge av norsk petroleumsvirksomhet er også vurdert. Scenariene er definert i programmet for utredningen, og skal dekke perioden 2005 - 2020.

For å vurdere mulig tilførsel av radioaktive stoffer til utredningsområdet som følge av de ulike scenariene er det brukt boksmodellering. Opptak i og doser til marine organismer er beregnet med basis i en metode som er utviklet i forbindelse med pågående internasjonalt arbeid for beskyttelse av miljøet mot ioniserende stråling.

Hovedkildene til radioaktiv forurensning i Barentshavet i dag er atomprøvesprengningene mellom 1950 og 1980, utslipp fra europeiske gjenvinningsanlegg for brukt brensel og nedfall etter Tsjernobyl-ulykken i 1986. Lokalt kan andre kilder være av betydning. Utslipp fra kilder langt unna kan føres til Barentshavet med havstrømmer. Gjennom internasjonale konvensjoner er de fleste landene i vår del av verden forpliktet til betydelige reduksjoner i sine utslipp av radioaktive stoffer. Det er en klar sammenheng mellom utslipp til Nordsjøen og tilgrensende havområder og observerte konsentrasjoner av radioaktive stoffer i Barentshavet. Dersom det ikke skjer alvorlige atomulykker, forventes det derfor at konsentrasjonene i Barentshavet reduseres i perioden fram til 2020.

En verst tenkelig ulykke med utslipp av høyaktivt avfall fra tankene i Sellafield vil kunne føre til betydelig tilførsel via havstrømmer av Cs-137 og Sr-90 til utredningsområdet. Det forventes en tydelig observerbar konsentrasjonsøkning 2 – 3 år etter det skisserte uhellet, og konsentrasjonene forventes å nå et maksimum om lag 8 – 10 år etter uhellet. De høyeste modellerte konsentrasjonene vil være betydelig høyere enn de høyeste konsentrasjonene som er målt tidligere i området.

En verst tenkelig ulykke ved Kola atomkraftverk vil også kunne gi betydelig økte konsentrasjoner av Cs-137, Cs-134 og Sr-90 i Barentshavet. Siden utslippet i dette scenariet avsettes direkte i det aktuelle havområdet, forventes de høyeste konsentrasjonene rett etter uhellet, og konsentrasjonene forventes å synke forholdsvis raskt etter utslippet. I følge modelleringsresultatene vil ikke aktivitetskonsentrasjonene i dette scenariet nå opp i de høyeste konsentrasjonene fra Sellafieldscenariet.

Det kan forventes konsentrasjonsøkninger i marine organismer som følge av økte konsentrasjoner av radioaktive stoffer i sjøvann. Resulterende doser til marine organismer er i følge anslagene lave. Det er imidlertid betydelig kunnskapsmangel når det gjelder langtidseffekter av lavdosestråling i miljøet, og det er derfor vanskelig å trekke konklusjoner om mulige effekter på miljøet. Det pågår nå arbeid internasjonalt for å øke kunnskapen på dette feltet og med tida sette felles standarder for beskyttelse av miljøet mot stråling.

Utslipp av naturlig forekommende radioaktive stoffer i produsert vann fra petroleumsvirksomhet i Nordsjøen og Norskehavet kan også føres til Barentshavet med havstrømmene. Tilleggsbidrag i Barentshavet fra norsk virksomhet forventes imidlertid å være små sammenlignet med dagens konsentrasjoner av disse stoffene i området, og det vurderes som lite sannsynlig at bidraget vil føre til miljøskadelige konsentrasjoner i Barentshavet.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Denne rapporten utgjør en del av grunnlaget for utarbeidelsen av en Helhetlig forvaltningsplan for Barentshavet. Rapporten gir bakgrunnsstoff for temaet radioaktiv forurensning i en delutredning om konsekvenser for miljøet og ressursene av "ytre påvirkning", dvs. aktiviteter som skjer *utenfor* utredningsområdet. Konsekvenser av fiskeri og havbruk, skipstrafikk og petroleumsvirksomhet som foregår *innenfor* utredningsområdet er behandlet i andre delutredninger. Disse delutredningene skal til sammen danne grunnlaget for en Helhetlig forvaltningsplan for Barentshavet.

I føringene for delutredningene er det lagt opp til at påvirkningene skal behandles i ulike scenarier som spenner over ulike nivåer av aktivitetene/påvirkningene i perioden 2005 - 2020. Utredningene skal baseres på eksisterende kunnskap.

Tilførsel av radioaktiv forurensning til utredningsområdet fra ytre kilder skal behandles i scenarier som er beskrevet i programmet for utredningen (Norsk polarinstitutt, 2003). I scenariet kalt "sannsynlig utvikling", forutsettes det at internasjonale målsettinger om betydelige reduksjoner i utslipp av radioaktive stoffer til sjø oppfylles, og at det ikke skjer alvorlige ulykker i perioden som scenariet dekker. Tilførsler til utredningsområdet som følge av et verst tenkelig uhell ved Sellafieldanlegget i England og et verst tenkelig uhell ved Kola kjernekraftverk skal også utredes. I tillegg vurderes tilførsler som følge av norsk petroleumsvirksomhet utenfor utredningsområdet.

1.2 Barentshavet i dag

1.2.1 Generelt om miljøtilstanden

Barentshavet er et av verdens rikeste områder for fisk, sjøfugl og marine pattedyr. Havområdet utgjør under en tiendepart av arktiske havområder, men en vesentlig del av biologisk produksjon i nord skjer her. Flere av Nordøst-Atlanterens viktigste høstbare arter lever hele eller deler av sitt liv innenfor det definerte forvaltningsplanområdet (Føyn et al., 2002).

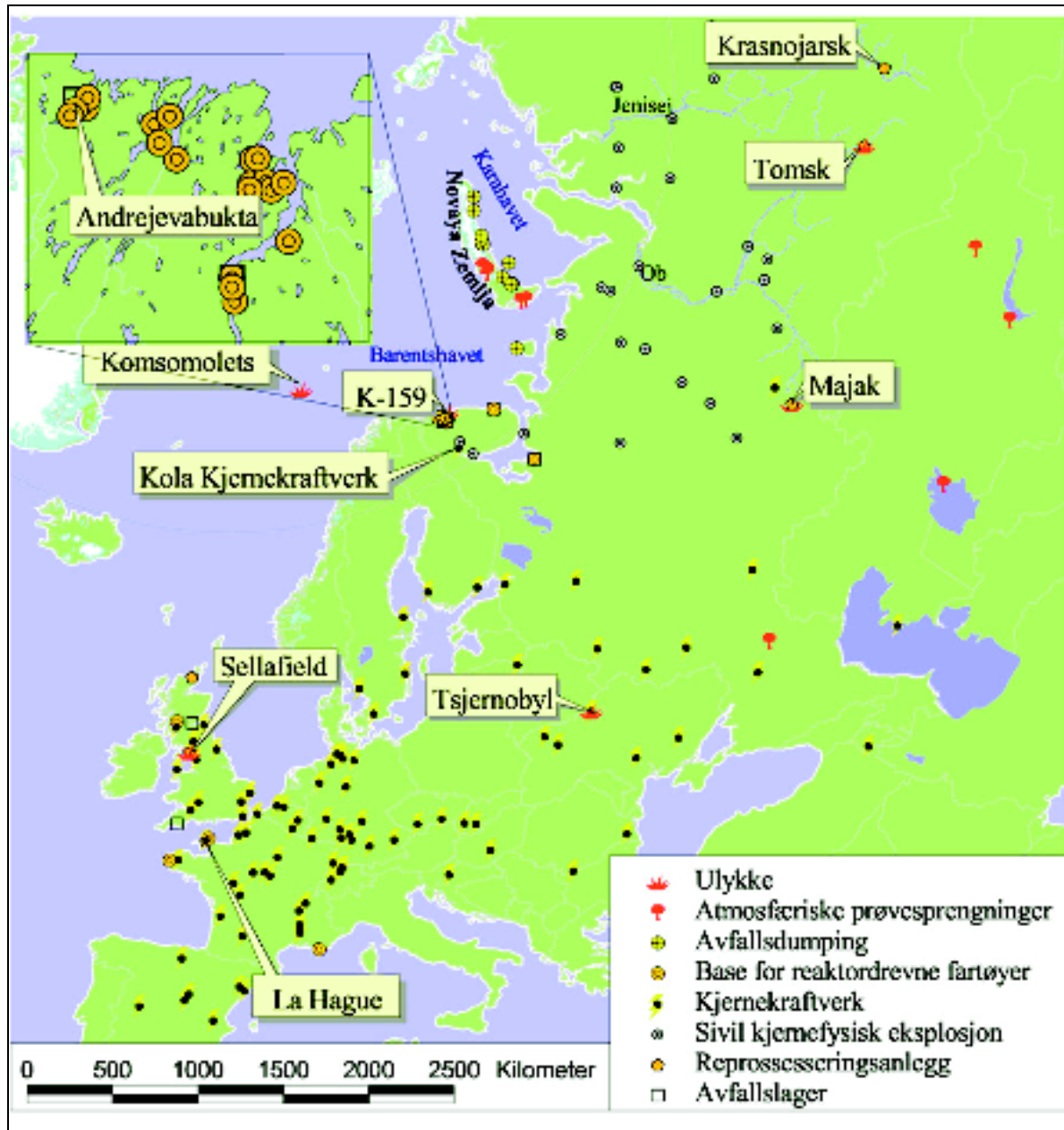
Dyr og planter i Arktis er sårbare for forurensning. Variasjoner i vær og vind, lys og næringstilgang skaper harde livsbetingelser. Og selv om det ikke er mye industri i Arktis, fører luft-, elve- og havstrømmer miljøskadelige stoffer fra sentrale strøk i Europa og Asia til Arktis. Arktiske hav er imidlertid renere enn mange andre hav i verden. Den viktigste alvorlige miljøfaren er organiske miljøgifter i fisk og marine pattedyr (OSPAR, 2000; AMAP, 1998).

Radioaktiv forurensning i Barentshavet er lav og antas per i dag ikke å representere noen strålefare av betydning verken for mennesker eller miljø (AMAP, 1998). Generelt er nivåene av radioaktiv forurensning i Arktis synkende (AMAP, 2002), men et viktig unntak er økte nivåer av technetium-99 i Barentshavet de siste årene som følge av utslipp fra europeiske gjenvinningsanlegg. Utslippene fra Sellafieldanlegget i Storbritannia ventes imidlertid redusert med minst 90 % fra 2004 ved at en ny rensemetode for Tc-99 (TPP) tas i bruk ved anlegget. Britene tok i bruk denne rensemetoden bl.a. etter langvarig faglig og politisk dialog med Norge.

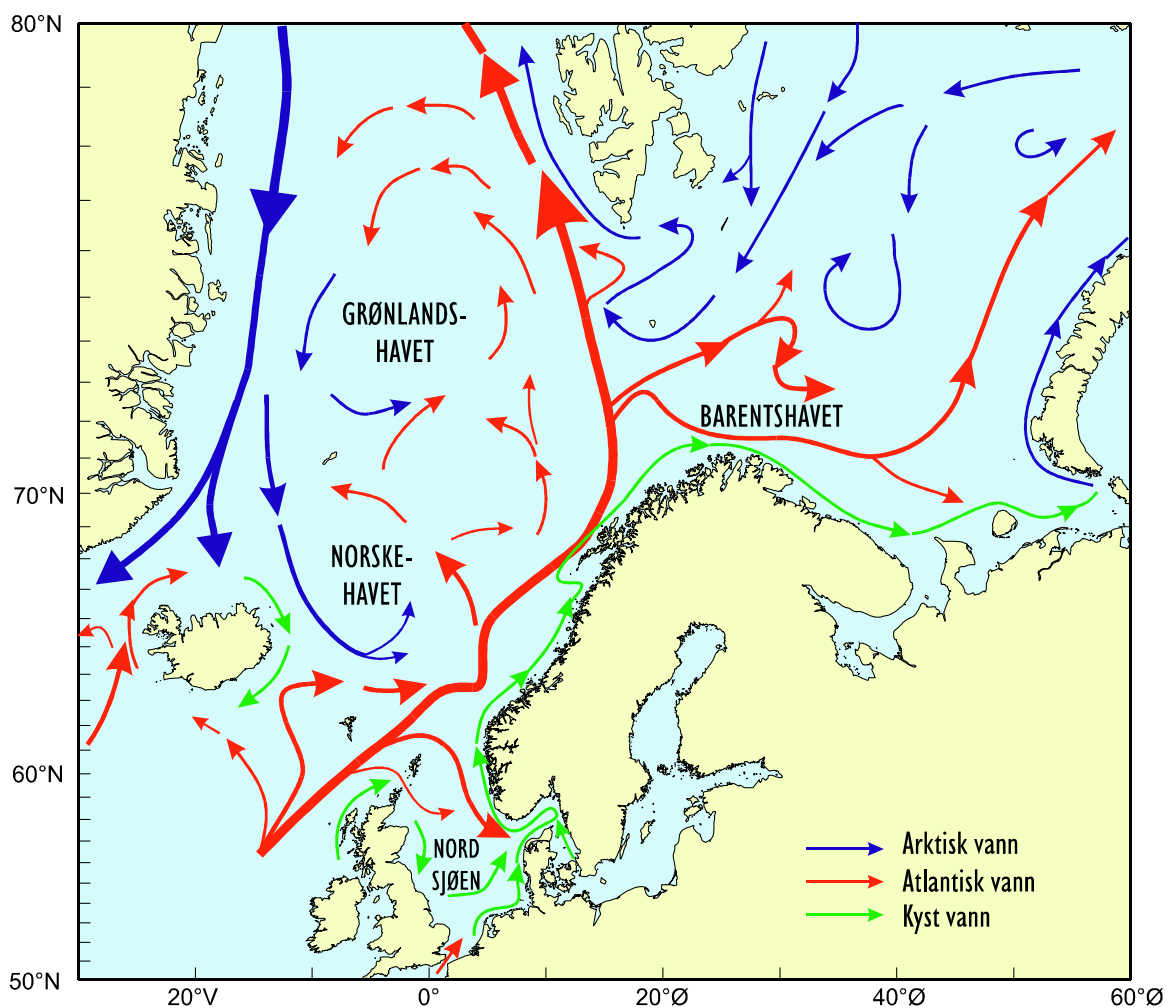
1.2.2 Kilder til radioaktiv forurensning

Det er tre hovedkilder til dagens radioaktive forurensning i Arktis: Atomprøvesprengningene mellom 1950 og 1980, utslipp fra europeiske gjenvinningsanlegg for brukt brensel og nedfall etter Tsjernobyl-ulykken i 1986. Lokalt kan andre kilder være av betydning.

Mange av dagens eksisterende og potensielle kilder til radioaktiv forurensning ligger langt fra Barentshavet (Figur 1), men de radioaktive stoffene kan føres nordover fra Vest- og Sentral-Europa med hav- og luftstrømmer (Figur 2). Mange av de radioaktive stoffene har lang halveringstid, og kan transporteres over store avstander. Med unntak av den russiske atomubåten Komsomolets, som sank sør for Bjørnøya i 1989, ligger ingen av kildene innenfor forvaltningsplanområdet.



Figur 1: Utvalgte nåværende og potensielle kilder til radioaktiv forurensning i vår del av verden (kilde: AMAP datasenter).



Figur 2: Overflatestrømmer i nordlige havområder (kilde: Havforskningsinstituttet).

Atomprøvesprengningene

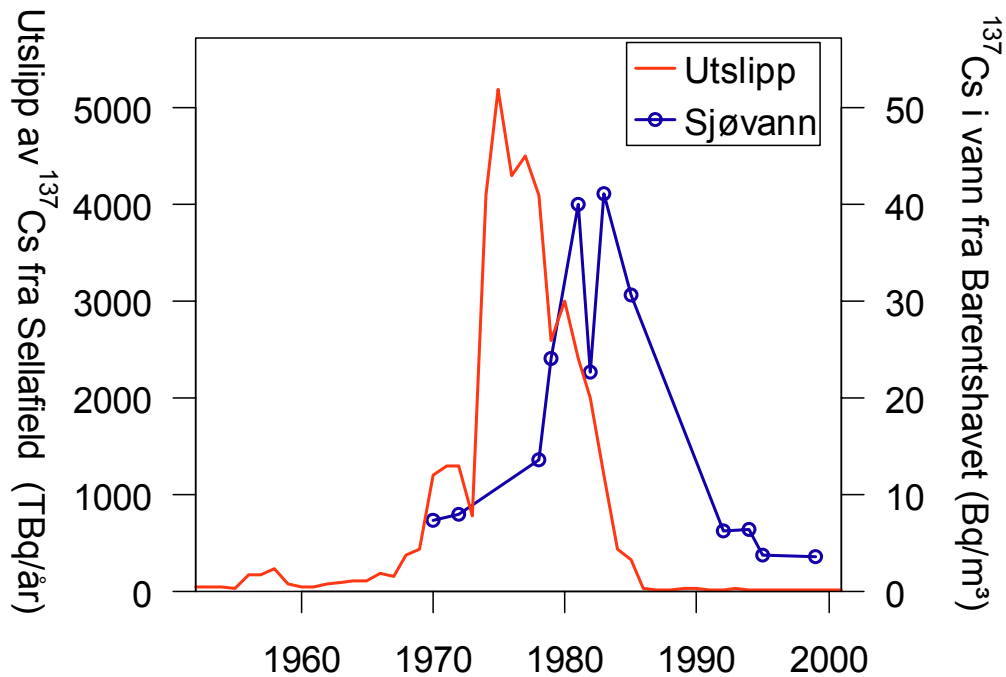
Fram til 1980 ble det totalt utført 520 atmosfæriske prøvesprengninger av atomvåpen. Mesteparten av disse foregikk på den nordlige halvkule. Det er beregnet at rundt 12 prosent av nedfallet fra sprengningene ble avsatt i nærområdene. Ca. 10 prosent ble spredt i et belte rundt samme breddegrad som sprengningene, og de resterende 78 prosentene ble spredt over samme halvkule hvor testene foregikk (UNSCEAR, 1993). Atmosfæriske prøvesprengninger i Arktis foregikk på Novaja Zemlja. De siste sprengningene på Novaja Zemlja ble foretatt i 1962. Prøvesprengninger under jorden og under vann pågikk på Novaja Zemlja helt fram til 1990 (AMAP, 1998). Da hadde Sovjetunionen utført i alt 132 kjernefysiske tester på Novaja Zemlja (BAS, 1995). Nivåene av radioaktiv forurensning fra atomprøvesprengninger er synkende, ettersom radionuklidene dør hen og sprengningene er stanset. Prøvesprengninger under vann har forurenset sjøbunnen utenfor Novaja Zemlja, men det antas at radioaktive stoffer i sedimentene i liten grad frigjøres til vannmassene (AMAP, 1998).

Vesteuropeiske gjenvinningsanlegg for brukt kjernebrensel

Driften av gjenvinningsanlegg for brukt kjernebrensel gir regelmessige utslipp til sjø av blant annet plutonium-, strontium- og cesiumisotoper. I Vest-Europa er det nå to anlegg i drift: Sellafield på nordvestkysten av England og La Hague ved kysten av Normandie i Frankrike. Aktiviteten ved gjenvinningsanlegget i Dounreay i Skottland ble avsluttet i 1996.

Sellafield har hatt de langt høyeste utslippene og har bidratt mest til forurensning i Arktis. Utslippene begynte i 1952. Fra da av og utover er utslippene og spredningen av radioaktive stoffer til Barentshavet godt dokumentert. Målinger viser at cesium-137 kan spores i Barentshavet 5-7 år etter utslippet (Figur 3).

Cesium-137 hadde en utslippstopp på 1970-tallet. I siste halvdel av 1970-tallet ble det årlig sluppet ut mellom 3000 og 5000 TBq cesium-137 fra Sellafield (AMAP, 1997). Utslippskontroll og renseteknologi har i de seinere år redusert disse utslippene betraktelig til 8 TBq i 2002 (OSPAR, 2004).



Figur 3: Årlige utslipp fra Sellafield (TBq) sammenliknet med målte konsentrasjoner av Cs-137 (Bq/m³) i sjøvann fra Barentshavet (kilde: AMAP datasenter).

Utslippet av technetium-99 fra Sellafield økte imidlertid kraftig i 1994, fra om lag 4 – 6 TBq per år til et maksimumsnivå på 190 TBq i 1995. Bakgrunnen for denne økningen var at flytende avfall fra virksomheten fram til da (fra 1981) hadde blitt lagret i tanker på anlegget i påvente av at et nytt rensanlegg (EARP) skulle startes opp. Dette rensanlegget var ikke konstruert for å fjerne Tc-99 fra avfallet. Da rensingen av det lagrede avfallet startet opp i 1994, gikk således Tc-99 i avfallet urensset ut i havet. Fra midten av 1990-tallet gikk utslippene gradvis ned til 85 TBq i 2002 (OSPAR, 2004). I 2003 - 2004 har operatøren ved Sellafieldanlegget prøvd ut en ny metode for rensing av technetium-99. Forsøkene har vært vellykkede, og utslippene ventes å bli redusert med minst 90 % fra 2004.

Utslippene fra Sellafield til Irskesjøen har pågått siden 1950-tallet. Radioaktive stoffer som har sedimentert ut i Irskesjøen kan senere frigjøres fra sedimentene og føres ut i Nordsjøen. Det er beregnet at det remobiliseres 86 TBq cesium-137 fra sedimentene per år (Cook et al, 1997). Dette er over ti ganger mer enn utslippet av denne nukliden fra gjenvinningsanlegget i 2002. Det er sett et behov for studier av prosesser i forbindelse med remobilisering og mulig transport av remobiliserte nuklider nordover innen radioøkologisk forskning framover.

Tsjernobyl-ulykken

Ulykken ved Tsjernobyl atomkraftverk i 1986 brakte radioaktivt jod, cesium, strontium og andre nuklider opp i atmosfæren. Nedfallet forurenset områder i Øst-Europa og Skandinavia og i mindre grad Arktis. På Kolahalvøya, i Nord-Norge og i Nord-Finland ble det avsatt fra 2 000 til 10 000 becquerel radioaktivt cesium-137 per kvadratmeter. Områder sør i Skandinavia fikk opptil 180 000 becquerel per kvadratmeter (AMAP, 1997). Konsekvensene av nedfallet fra Tsjernobyl-ulykken var betydelige større på land enn i marint miljø. Havmiljøet tilføres imidlertid fortsatt radioaktive stoffer fra Tsjernobyl-ulykken gjennom avrenning fra land. Tilførsel av cesium-137 til Nordsjøen fra Østersjøen som følge av Tsjernobylnedfall er beregnet til omtrent 40 TBq per år (Dahlgaard, 2002).

Nåværende og potensielle kilder i Russland

I det nordvestlige Russland er det mange nåværende og potensielle kilder til radioaktiv forurensning av arktiske områder (Figur 1). Kola kjernekraftverk vurderes som en viktig potensiell kilde til forurensning i Arktis, selv om utslipp fra regelmessig drift av anlegget er små (AMAP, 1997).

På Kolahalvøya finnes også hovedbasene til Nordflåten og den sivile isbryterflåten. Lager for brukt reaktorbrensel finnes blant annet i Andrejevabukta. Flere anlegg har spesialisert seg på opphugging av atomdrevne ubåter og skip og andre driftsoppgaver (bl.a. brenselsbytte). Regulære utslipp av radioaktive stoffer fra anleggene er etter det vi kjenner til relativt begrenset. Disse er likevel vurdert som mulige framtidige kilder til utslipp, blant annet i forbindelse med større uhell.

I Russland er det tre anlegg som behandler store mengder brukt kjernebrensel. Disse tre anleggene er kjent under navnene Majak, Tomsk og Krasnojarsk. Fra disse er det utslipp av radionuklider til elver som via Ob og Jenisej munner ut i Arktis. Beregninger av historiske utslipp samt analyser av prøver av sjøbunnen ved utløpet av disse elvene tyder imidlertid på at forurensningen der hovedsakelig stammer fra atmosfærisk nedfall og i mindre grad fra gjenvinningsanleggene (AMAP, 1997; Joint Norwegian-Russian Expert Group, 1997).

I perioden 1959 til 1991 dumpet det tidligere Sovjetunionen radioaktivt avfall i Barentshavet og Karahavet. Dumpeområdene på østkysten av Novaja Zemlja ble undersøkt på 1990-tallet. Sedimentene var forurenset av cesium-137, strontium-90, kobolt-60 samt plutonium-239 og plutonium-240 lokalt ved de dumpede objektene. Prøver av fisk og sjøvann viste derimot ingen forurensning, med unntak av fisk fra en av fjordene (StrålevernRapport 1997:1). AMAP Assessment Report og det norsk-russiske miljøsamarbeidet konkluderer med at forurensning som følge av dumping er lokal, og det antas at det heller ikke i framtida vil være betydelig remobilisering fra sedimentene (AMAP, 1998; Joint Norwegian-Russian Expert Group, 1996). Det antas at utslipp som følge av lekkasjer fra avfallet ikke vil gi signifikante stråledoser til mennesker (AMAP, 2002). Imidlertid er lite kjent om doser til biota.

Sannsynligheten for store lekkasjer fra den sunkne atomubåten Komsomolets anses som liten (AMAP, 1998). Undersøkelser rundt atomubåten Kursk, som sank i 2000, viste at radioaktive stoffer ikke lekket ut av vraket (StrålevernRapport 2001:5). Kursk er nå hevet. Ved atomubåten K-159, som sank i 2003, er det ikke rapportert om utslipp. Russiske myndigheter har signalisert at de ønsker å heve vraket.

En annen mulig kilde til forurensning kan være strontiumbatterier i russiske fyrlykter. Det pågår nå arbeid med å bytte ut disse strømkildene med solcelleteknologi.

1.2.3 Menneskeskapt radionuklider – nivåer og trender

I det marine overvåkningsprogrammet som koordineres av Statens strålevern blir det gjennomført prøveinnsamling i Barentshavet hvert tredje år. Det blir hovedsakelig samlet inn prøver av sjøvann, sediment, fisk, tang og hummer. De fleste prøvene blir analysert for cesium-137 og technetium-99, og

utvalgte prøver blir også analysert for plutoniumisotoper, americium-241, strontium-90 og naturlig forekommende radioaktive stoffer som radiumisotoper og polonium-210. Det eksisterer også data fra andre undersøkelser i Barentshavet. I det følgende gjengis et utvalg tidligere rapporterte data for de radioaktive stoffene som er behandlet i de ulike scenariene i Kapittel 3 i denne rapporten.

Cesium-137

Det er blitt utført målinger av Cs-137 i vann fra Barentshavet siden 1970 (AMAP, 1998). Som det framgår av Figur 3, speiler nivåene i havområdet i hovedsak utslippsmønstret fra Sellafield, med en forskyvning på 5-7 år som følge av transporttida fra Irskesjøen. Toppnivået av Cs-137 på omtrent 50 Bq/m³ tidlig på 80-tallet, er trolig det høyeste som har forekommet i Barentshavet.

Basert på tilgjengelige overvåkningsdata fra forskjellige deler av Barentshavet i perioden 1999-2001, kan dagens nivå av Cs-137 i overflatevann anslås å ligge mellom 2 og 6 Bq/m³ (StrålevernRapport 2001:9; 2003:8; 2004:2). Dette er omtrent det samme som nivåene fra 1995, rapportert i Grøttheim (2000). Bunnvannsprøver tatt i 1995 indikerer en relativt uniform dybdefordeling av Cs-137 (Grøttheim, 2000).

Dagens nivå av Cs-137 i overflatesedimenter anslås å ligge mellom 1 og 8 Bq/kg tørrvekt (StrålevernRapport 2001:9; 2003:8; 2004:2). Nivåer av Cs-137 for enkelte marine organismer er gitt i StrålevernRapport 1995:1; 2001:9; 2003:8. Generelt er aktivitetsnivåene lave (<0,5 Bq/kg våtvekt). Et utdrag er gitt i Tabell 1. Utvalg av arter er i henhold til Kapittel 2.2.

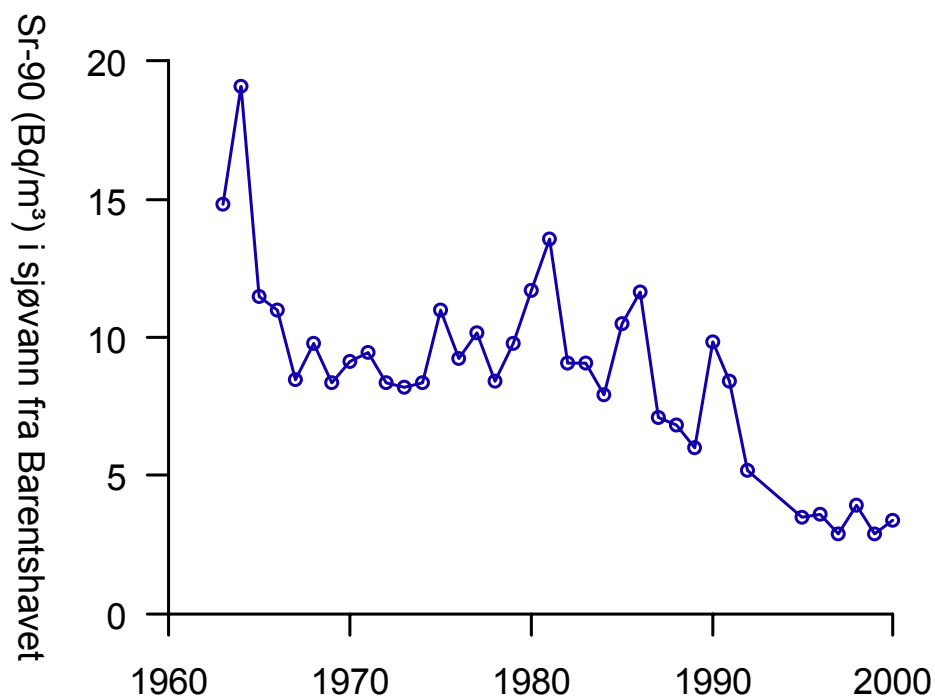
Tabell 1: Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i utvalgte marine arter fra Barentshavet, fra StrålevernRapport 1995:1; 2001:9; 2003:8.

	Art	Cs-137 (Bq/kg)	Kommentar
Vågehval	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	0,9 - 3,4	Muskel
Torsk	<i>Gadus morhua L.</i>	0,15 - 0,50	Muskel
Rødspette	<i>Pleuronectes platessa</i>	0,18 - 0,40	Muskel
Reke	<i>Pandalus borealis</i>	0,1 - 0,2	
Blåskjell	<i>Mytilus edulis</i>	<0,1 - 0,2	Fra Hillesøy og Hamarøy. Ingen data kjent for Barentshavet

Seler og hvaler fra havområder nær Grønland er rapportert å inneholde 0,2-0,5 Bq/kg (AMAP, 1998).

Strontium-90

Nivåene av Sr-90 i nordlige havområder stammer i all hovedsak fra nedfall fra atmosfæriske prøvesprengninger. Det er blitt gjort målinger av konsentrasjoner i sjøvann fra Barentshavet siden 1963. Etter maksimumsnivået på 15-20 Bq/m³ på midten av 1960-tallet (Figur 4), har det vært en nedadgående trend (AMAP, 1998).



Figur 4: Konsentrasjoner av Sr-90 i overflatevann fra Barentshavet (kilde: AMAP datasenter).

Data fra høsten 2002 viser en konsentrasjon av Sr-90 i vann fra Barentshavet på mellom 0,8 og 2,1 Bq/m³ (data fra Statens strålevern). Bakgrunnsnivåer av Sr-90 i en del fiskearter er generelt lave (StrålevernRapport 2001:9). Et utvalg er presentert i Tabell 2.

Tabell 2: Strontium-90 (Bq/kg våtvekt) i utvalgte fiskearter fra Barentshavet (StrålevernRapport 1995:1; 2001:9).

Art		Sr-90 (Bq/kg)	Kommentar
Torsk	<i>Gadus morhua L.</i>	0,0094 - 0,11	muskel
		0,089	bein
Rødspette	<i>Pleuronectes platessa</i>	0,023	muskel

Andre menneskeskapte nuklider

Som omtalt i Kapittel 1.2.2, tilføres også andre menneskeskapte nuklider Barentshavet. Siden de utvalgte scenariene som beskrives i denne rapporten kun innbefatter radioaktivt cesium og strontium, legges det imidlertid ikke vekt på andre menneskeskapte radionuklider enn Cs-137, Cs-134 og Sr-90 i denne rapporten. For informasjon om nivåer av Tc-99 henvises det til StrålevernRapport 2002:6, 2003:8; 2004:2. For Pu henvises det til Grøttheim (2002) og StrålevernRapport 2003:8; 2004:2.

1.2.4 Naturlige nuklider

Naturlige forekommende radioaktive materialer innbefatter nuklider som rubidium-87, kalium-40, karbon-14, tritium og radionuklider som tilhører uran-, thorium- og actiniumseriene. Spesielt to isotoper i uran- og thorium-serien er viktige i forbindelse med utslipp av produsert vann fra olje- og gassproduksjon og er følgelig vektlagt her: Radium-226 og radium-228. Generelle nivåer av begge nuklider i Nord-Atlanteren (åpent hav) er gitt i Tabell 3. Ellers er også bly-210 og polonium-210, som begge er datterprodukter av Ra-226, av betydning i forbindelse med utslipp av produsert vann. Tabell 3 viser generelle havnivåer av disse nuklidene.

Tabell 3: Nivåer av utvalgte naturlige radionuklider i sjøvann (Bq/m^3).

Radionuklide	Nivå i sjøvann (Bq/m^3)	Kilde
Ra-226	0,74 - 4,44	IAEA (1990)
Ra-228	0,017 - 1,04	IAEA (1990)
Pb-210	0,4 - 5,0	IAEA (1988)
Po-210	0,19 - 3,7	IAEA (1988)

Informasjon om konsentrasjoner av disse radionuklidene i marine organismer fra Barentsregionen er ikke kjent. For informasjon om generelle bakgrunnskonsentrasjoner i biota henvises det til IAEA (1990), Cherry og Shannon (1974) og Brown et al (2004). Konsentrasjoner av naturlige nuklider i biota kan også beregnes med basis i nivåer for havvann, slik det er gjort i forbindelse med scenarievurderingene i denne rapporten (se Kapittel 2.2.2).

1.3 Beskyttelse av miljøet mot ioniserende stråling

Lenge har internasjonale retningslinjer for strålevern basert seg på antagelsen om at så lenge menneskene er beskyttet mot skadevirkninger av stråling, så vil også alle andre deler av økosystemet være beskyttet (ICRP, 1977). I den seinere tid er det stilt spørsmål ved denne antagelsen. Det er også påpekt at dette ikke er i tråd med miljøbeskyttelsesstandarder for andre miljøgifter. Miljøets verdi i seg selv og dets krav på beskyttelse har fått økt fokus.

Det er nå omfattende internasjonal interesse for å utvikle et felles system for beskyttelse av miljøet når det gjelder stråling. Det arbeides nå med å organisere alle data som eksisterer på feltet på en systematisk måte. Deretter skal det utvikles sammenlignbare standarder og felles doseberegningsmodeller. Målet er at systemet skal brukes ved konsekvensvurderinger av utslipp og ulykker.

Arbeidet med å utvikle dette systemet er i gang, blant annet innenfor IAEA¹, IUR² og ICRP³. Prosjektene FASSET⁴ og EPIC⁵ innen EUs 5. rammeprogram for forskning og utvikling, har gitt vesentlig bidrag til dette arbeidet. Arbeidet med beskyttelse av miljøet videreføres nå under EUs 6. rammeprogram i prosjektet ERICA⁶.

¹ International Atomic Energy Agency

² International Union of Radioecology

³ International Commission on Radiological Protection

⁴ Framework for ASSESSment of Environmental ImpacT (Contract FIGE-CT-2000-00102)

⁵ Environmental Protection from Ionising Contaminants (Contract ICA2-CT-2000-10032)

⁶ Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessments and Management (Contract FIGR-CT-2003-508847)

2 Metoder og modeller

For alle scenariene som er beskrevet i denne rapporten er Strålevernets marine boksmodeLL blitt brukt til modellering av vann- og sedimentkonsentrasjoner av radionuklider i Barentshavet (Iosjpe et al., 2002). Videre behandling av data er gjort med basis i metoden utviklet innenfor EPIC (Brown et al., 2003b).

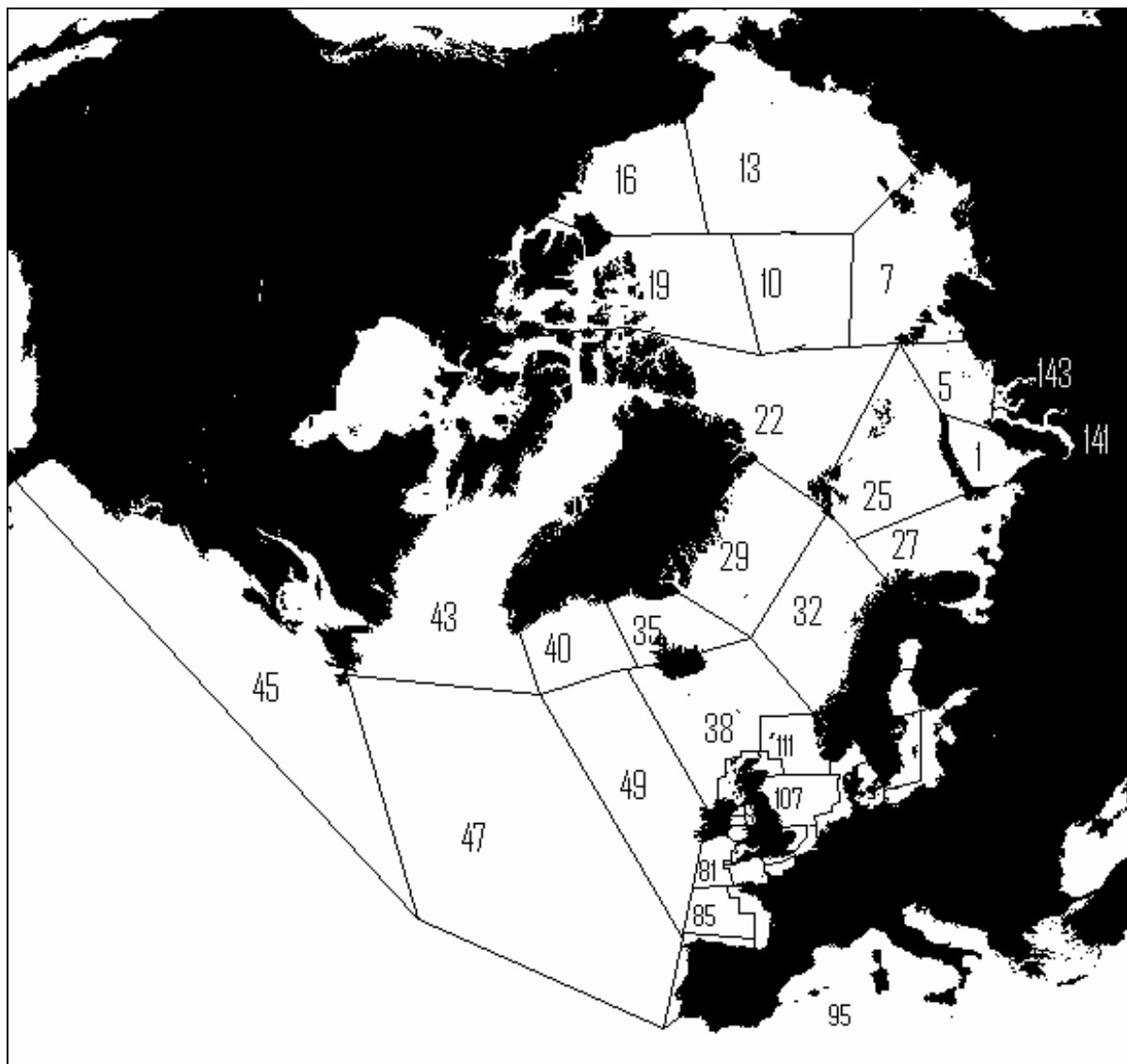
2.1 Beskrivelse av den marine boksmodeLLen

Marine boksmodeLLer kan brukes for å beskrive transport av radionuklider i havområder over større avstander (>1000 km) og over lengre tid (hundrevis av år). Modelleringen omfatter spredning av radionuklider i vann og utveksling av radionuklider mellom vann og sediment. Opptak i og doser til dyr og mennesker kan også beregnes. EU-kommisjonen har anbefalt at boksmodeLLering brukes for konsekvensanalyser etter utslipp av radionuklider i havmiljø (EC, 1995).

Boksinndelingen i Strålevernets marine boksmodeLL (Figur 5) er basert på kunnskaper om bl.a strømningsforhold, ulike miljøfaktorer, samt betydning av de ulike havområdene for eksempel for fiskeri eller nærhet til potensielle kilder. På grunnlag av informasjon om forhold som volum, dybde, strømningsforhold, suspenderte partikler, sedimenteringshastighet og interaksjon, samt fordeling/dynamikk mellom vann og sedimenter, benyttes modeLLen til å vurdere spredning til boksene over gitte tidsperioder.

I tradisjonell boksmodeLLering foretas to generelle antakelser ved spredning av radionuklider i havet: (1) Uniform og (2) øyeblikkelig blanding i hver boks. En øyeblikkelig blanding medfører at man i praksis regner med øyeblikkelig blanding i hele havet. Dette representerer en ekstra kilde til systematisk usikkerhet i resultatene, noe som kan føre til feilaktige resultater for enkelte scenarier, spesielt ved vurderinger over korte tidsrom. Det er i løpet av de siste årene utviklet modeLLtilnærminger som reduserer usikkerheten i forbindelse med disse antakelsene (Iosjpe et al., 2002).

Ved modeLLberegningene antas det videre at radionuklider i vannsøylen fins i løst form (som fritt ion i vannfasen) og assosiert med suspenderte partikler. Den partikkelassosierte aktiviteten sedimenterer med suspendert materiale og blir således en del av bunnsedimentene. Utover dette inkluderer modeLLen: Diffusjon av radionuklider i porevann, resuspensjon, blanding som følge av bioturbasjon, samt nedlekking av radionuklider til dypere sedimentlag. Det tas hensyn til radioaktivt henfall i alle bokser. En nærmere beskrivelse av modeLLen er gitt i Iosjpe et al. (2002).



Figur 5: Boksstruktur i Strålevernets marine boksmoell.

Boksmoellen er for tida under utvikling, og for de to scenariene som beskrives i denne rapporten som involverer transport langs Norskekysten (Sellafield og petroleumsvirksomhet), er resultatene ytterligere bearbeidet med kunnskaper fra siste versjon av moellen. Denne har høyere oppløsning (flere bokser) enn det Figur 5 viser.

2.2 Opptak i og doser til marine organismer

I det følgende er EPIC-metoden for evaluering av radioaktiv eksponering til biota nærmere omtalt. Metoden består av tre hoveddeler: (1) Valg av referanseorganismer og representative arter, (2) opptak i referanseorganismer og (3) bestemmelse av doser til referanseorganismer. Effekter av ioniserende stråling på biota utgjør også en viktig del EPIC. Dette er nærmere omtalt i Kapittel 4.

2.2.1 Referanseorganismer

På grunn av det store antallet ulike arter, er det nødvendig å identifisere egnede representanter for arktiske økosystemer. Kriteriene som er brukt i EPIC for utvelgelse av slike referanseorganismer er gitt i Tabell 4.

Tabell 4: Kriterier brukt ved utvelgelse av referanseorganismer i EPIC (Brown *et al.*, 2003b).

Kriterium	Kommentar
Økologisk nisje	Brukt for å være sikre på å ha med minst en representant fra ulike trofiske nivåer
Radiosensitivitet	Sammenlikninger av akutte letale doser for ulike typer organismer, slik at de mest radiosensitive arter er inkludert
Radioøkologisk følsomhet	Identifisere organismer som vil kunne motta høy dose - enten p.g.a. høy bioakkumulering av radionuklider eller høye aktivitetskonsentrasjoner i organismenes habitat
Geografisk spredning	Vanlig forekommende organismer – fortrinnsvis i Arktis hele året
Egnethet i forsknings- og overvåkningsøyemed	Tilgjengelige data fra overvåkningsstudier? Vil det være mulig å foreta framtidig forskning på organismegruppen - f.eks. eksponeringsforsøk?

Med bakgrunn i utvelgelseskriteriene, er følgende referanseorganismer foreslått for marint miljø i Arktis (Brown *et al.* 2003b):

- Bentisk bakterie
- Fytoplankton
- Makroalge
- Pelagisk krepsdyr
- Bentisk krepsdyr
- Musling
- Mangebørstemark
- Pelagisk planktonetende fisk
- Pelagisk rovfisk
- Bunnfisk
- Fiskeegg
- Sjøfugl
- Sjøpattedyr

Av disse 13, har vi i denne rapporten valgt å fokusere på fem referanseorganismer: Musling, pelagisk rovfisk, bunnfisk, sjøfugl og sjøpattedyr. Referanseorganismene representerer relativt bredt definerte kategorier. For eksempel kan kategorien "sjøpattedyr" i utgangspunktet romme alt fra sel til hval. Ved innsamling av nødvendig økologisk informasjon i forbindelse med en eksponeringsvurdering, kan det således være en fordel å benytte en bestemt art som representant for den generiske

referanseorganismen. Hva som er en passende representativ art vil selvfølgelig avhenge av sammenheng og situasjon. I EPIC ble for eksempel torsk valgt som representant for kategorien pelagisk rovfisk.

De fem valgte referanseorganismene og mulige representative arter (brukt i forbindelse med EPIC) er vist i Tabell 5. For mer utførlig informasjon henvises det til Brown *et al.* (2003b).

Tabell 5: Utvalgte referanseorganismer og representative arter.

Referanseorganisme	Representativ art
Pelagisk rovfisk	Torsk (<i>Gadus morhua</i>)
Bunnfisk	Rødspette (<i>Pleuronectes platessa</i>)
Musling	Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)
Sjøfugl	Gråmåke (<i>Larus argentatus</i>)
Sjøpattedyr	Grønlandssel (<i>Phoca groenlandica</i>)

2.2.2 Beregning av aktivitetskonsentrasjoner

Basert på resultater fra boksmodellingene av konsentrasjoner i vann og sedimenter i utredningsområdet (Kapittel 2.1) beregnes aktivitetskonsentrasjoner i de utvalgte referanseorganismene ut fra likningen:

$$C_{b,i} = CF_{b,i} * C_{aq} \quad (2.1)$$

Hvor:

$C_{b,i}$ = Aktivitetskonsentrasjon (hele organismen) av radionuklide i for referanseorganisme b
(Bq kg⁻¹ ferskvekt);

$CF_{b,i}$ = Konsentrasjonsfaktor for referanseorganisme b og radionuklide i ;

C_{aq} = Aktivitetskonsentrasjon av radionuklide i , vannfase (Bq kg⁻¹) – filtrert sjøvann.

Konsentrasjonsfaktoren (CF) er et mål på opptaksgraden av en radionuklide i en gitt referanseorganisme. Relevante konsentrasjonsfaktorer for arktisk miljø er foreslått i Brown *et al.* (2003b). For cesium, strontium og polonium er disse i hovedsak basert på Arktis-spesifikke data, mens det for radium, bly og polonium også er brukt generelle empiriske data fra IAEA (in press). For enkelte organismer og nuklider hvor empiriske data mangler, er det brukt biokinetisk allometrisk modellering for å estimere konsentrasjonsfaktoren (Brown *et al.* 2003a); dette gjelder strontium, radium, bly og polonium i sjøfugl, samt radium i pattedyr. Dette fører til større usikkerhet i resultatene.

2.2.3 Doseberegninger

Total absorbert doserate⁷ angir absorbert energi per masseenhet og brukes som et mål på eksponering for ioniserende stråling. Dette uttrykkes i gray (Gy) per år, og er summen av intern og ekstern eksponering. For å beregne disse, er det nødvendig med spesifikk informasjon om:

1. Aktivitetskonsentrasjon i referanseorganisme (se Kapittel 2.2.2)
2. Aktivitetskonsentrasjoner i vann og sedimenter (se Kapittel 2.1)
3. Dosekonverteringsfaktorer⁸ (DCF)
4. Informasjon om relativ oppholdstid (andel tid en organisme befinner seg ulike steder)

(1) og (3) er relevante ved beregning av intern eksponering, mens (2), (3) og (4) trengs ved estimering av eksterndose.

I forbindelse med (4), er det nødvendig å definere et begrenset antall oppholdssteder for at oppgaven skal være overkommelig. Det er her antatt at pelagiske rovfisk og sjøpattedyr befinner seg hele livet i vannsøylen. Benthiske organismer (dvs. bunnfisk og muslinger) antas, for enkelhets skyld, å befinne seg utelukkende nede på bunnsedimentene (antakelsen vil også medføre maksimal eksterndose til disse organismene). Det antas videre at sjøfugl oppholder seg 1/3 av tida henholdsvis på vannoverflata, i lufta og på land. Nærmere beskrivelse av metoden er gitt i Brown et al (2003b).

⁷ Det antas uniform fordeling av radionuklider i hele organismen

⁸ Konverterer aktivitetskonsentrasjoner, enten i en organisme eller i dens habitat, til doserater for organismen

3 Scenarier

På bakgrunn av Program for utredning av konsekvenser av ytre påvirkning (Norsk polarinstitutt, 2003), er det i påfølgende avsnitt beskrevet ulike scenarier for tilførsel av radioaktiv forurensning til Barentshavet. To er hypotetiske utslipp ved henholdsvis Sellafieldanlegget og Kola kjernekraftverk – disse omtales under fellebenevnelseren "Uhellsscenarier". I tillegg er det tatt med et scenario som fokuserer på kontinuerlige utslipp fra olje og gassproduksjon på norsk sokkel. Dette omtales som "Oljescenariet". For disse scenariene må det bemerkes at beregnede aktivitetskonsentrasjoner representerer tilleggsbidrag i forhold til dagens nivå (bakgrunnsnivået). På grunn av usikkerhetene og forenklingene i scenarier og modeller, kan resultatene kun betraktes som estimater for forventet utvikling som følge av utslippene. Det er også redegjort kort for forventet utvikling i årene framover dersom det ikke skjer alvorlige ulykker i perioden. Aktuelle bakgrunnsnivåer av de omtalte radioaktive stoffene er presentert i Kapittel 1.2.3 og 1.2.4.

3.1 Sannsynlig utvikling

Medlemslandene i OSPAR⁹ er forpliktet til årlig å rapportere utslipp til det marine miljø. De siste ti årene har utslippene av radioaktive stoffer samlet sett gått ned. For beta-emitterende radioaktive stoffer (f.eks Tc-99) har nedgangen vært relativt beskjeden, mens nedgangen i utslipp av alfa-emitterende radioaktive stoffer, som for eksempel plutonium, har vært merkbart større.

I en ministererklæring fra 1998 (Sintra-deklarasjonen) er det i OSPAR-regi inngått forpliktende målsettinger om reduksjon i utslipp til det marine miljø. Utslippene skal reduseres "vesentlig og progressivt" fram til år 2020. I år 2020 skal konsentrasjonene i miljøet være "nær null" for menneskeskapt stoffer og nær bakgrunnsnivåer for naturlig forekommende radioaktive stoffer. HELCOM¹⁰ har en tilsvarende målsetting. En sannsynlig utvikling vil være at disse målsettingene overholdes og at utslippene dermed reduseres. På lang sikt vil dette medføre at konsentrasjonene og forurensningen i miljøet også reduseres. Historisk har en sett en klar korrelasjon mellom utslipp og forurensningsnivåer i miljøet (jf. Figur 3). En forutsetning for en slik antagelse er at det i mellomtida ikke forekommer alvorlige atomulykker med påfølgende forurensning av det marine miljøet.

3.2 Uhell ved Sellafieldanlegget

3.2.1 Beskrivelse av virksomheten

Sellafieldanlegget på nordvestkysten av England (Figur 6) driver nå hovedsakelig med gjenvinning (reprosessering) av plutonium og uran fra brukt kjernebrensel, produksjon av nytt kjernebrensel fra gjenvunnet materiale, avfallshåndtering og nedbygging (dekommisjonering) av tidligere virksomhet. Kraftproduksjonen ved Calder Hall ble avsluttet i 2003.

I forbindelse med gjenvinningsaktiviteten dannes det såkalt høyaktivt avfall (HAL - Highly Active Liquor) som lagres i egne tanker ved anlegget for at kortlivede nuklider skal dø hen, før det støpes inn i glass og deponeres. Det er totalt 21 tanker for høyaktivt avfall på anlegget med et samlet totalvolum på nærmere 2500 m³. Tankene hadde en maksimumsbeholdning på 1500 m³ i 1990. Dagens beholdning i

⁹ Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic

¹⁰ Baltic Marine Environment Protection Commission (Helsinki Commission)

tankene er anslått til om lag $6,7 \cdot 10^{18}$ Bq og $4,8 \cdot 10^{18}$ Bq av henholdsvis Cs-137 og Sr-90 (Turvey og Hone, 2000). For Cs-137 tilsvarer dette en aktivitet som er nærmere 100 ganger høyere enn det som ble frigjort ved Tsjernobyl-ulykken. Rundt 95 % av aktiviteten i en typisk tank skyldes aktivitet av Cs-137 og Sr-90.

I de seinere årene er det satt mye fokus på den potensielle faren som er forbundet med store lagre av radioaktivt avfall på anlegget. De britiske tilsynsmyndighetene for sikkerhet ved nukleære anlegg har pålagt BNFL å sørge for at HAL-avfallet er redusert til et buffervolum på 200 m³ innen 2015 (HSE, 2000). En oppsummering av tilgjengelige vurderinger av risiko forbundet med lagringen av høyaktivt avfall på anlegget og mulige konsekvenser av uhell (av britiske myndigheter, Det irske strålevernet og miljøorganisasjonen WISE-Paris) er gitt i StrålevernRapport 2003:2.



Figur 6: Sellafieldanlegget (foto: BNFL).

3.2.2 Beskrivelse av uhellsscenarioet

Dette scenariet innebærer et utslipp fra fire av de 21 HAL-tankene ved anlegget. Det er anslått at henholdsvis 5 og 3,7 % av tankenes innhold av Cs-137 og Sr-90 slippes ut til omgivelsene i forbindelse med dette scenariet (Tabell 6). Et lignende scenario er brukt av det irske strålevernet (RPII) i forbindelse med deres beredskapsplanlegging. Siden denne undersøkelsen gjelder mulige konsekvenser for Barentshavet, antas det her som en forenkling at alt materiale avsettes i sjøen like ved anlegget og at det transporteres videre med havstrømmene nordover.

Tabell 6: Innhold av Cs-137 og Sr-90 i en typisk nyfylt tank for høyaktivt avfall, totalbeholdning i alle 21 tankene (Turvey og Hone, 2000) og utslippsscenario som innebærer 5% utslipp av Cs-137 og 3,7% utslipp av Sr-90 fra fire tanker.

Radioaktivt stoff	Halveringstid (år)	Typisk aktivitet i en tank (PBq)	Total aktivitet i alle tanker (PBq)	Utslippsscenario (PBq)
Cs-137	30,2	526	6720	105
Sr-90	28,5	360	4770	53

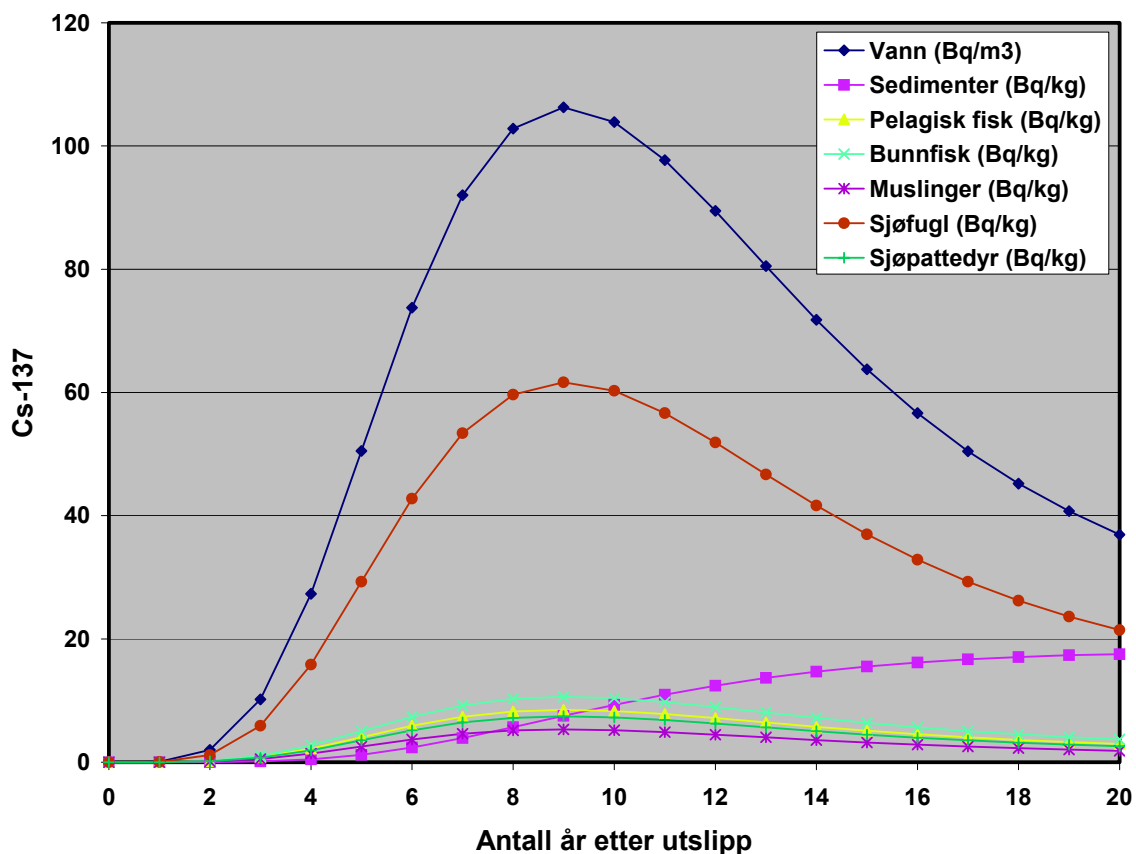
3.2.3 Resultater fra modellering

Cesium-137

Modelleringene viser at et akutt utslipp fra Sellafield vil kunne føre til betydelige tilførsler av radioaktive stoffer til Barentshavet. Etter 2-3 år vil man kunne se en begynnende økning i vannkonsentrasjonen av Cs-137 (Figur 7). Konsentrasjonen vil deretter stige jevnt, og nå en topp 8-10 år etter utslippet, for deretter å avta gradvis. De høyeste estimerte konsentrasjonene av Cs-137 vil ligge klart over maksimumsnivåene som ble målt i Barentshavet på 1980-tallet (50 Bq/m³). Etter 20 år vil fortsatt konsentrasjonen av Cs-137 i Barentshavet være godt over dagens nivå.

I sedimentene vil konsentrasjonen av Cs-137 som følge av uhellet begynne å stige ca. 3 år etter utslippet, og passerer dagens nivå i Barentshavet etter ca. 5-10 år. Den gradvise økningen skyldes en langsom sedimenteringsprosess av Cs-137 fra sjøvann. Nivået i sedimentene ser ut til å stabilisere seg ca. 20 år etter utslippet.

For marine organismer forventer man å finne de høyeste konsentrasjonene av Cs-137 i sjøfugl, men det må bemerkes at den relativt høye konsentrasjonsfaktoren som er brukt for denne referanseorganismen (CF=580) er forholdsvis usikker (basert på begrenset mengde empiriske data og på forholdet mellom konsentrasjonen i vann og i muskel hos sjøfugl). For andre organismer forventes økningen å være mindre.

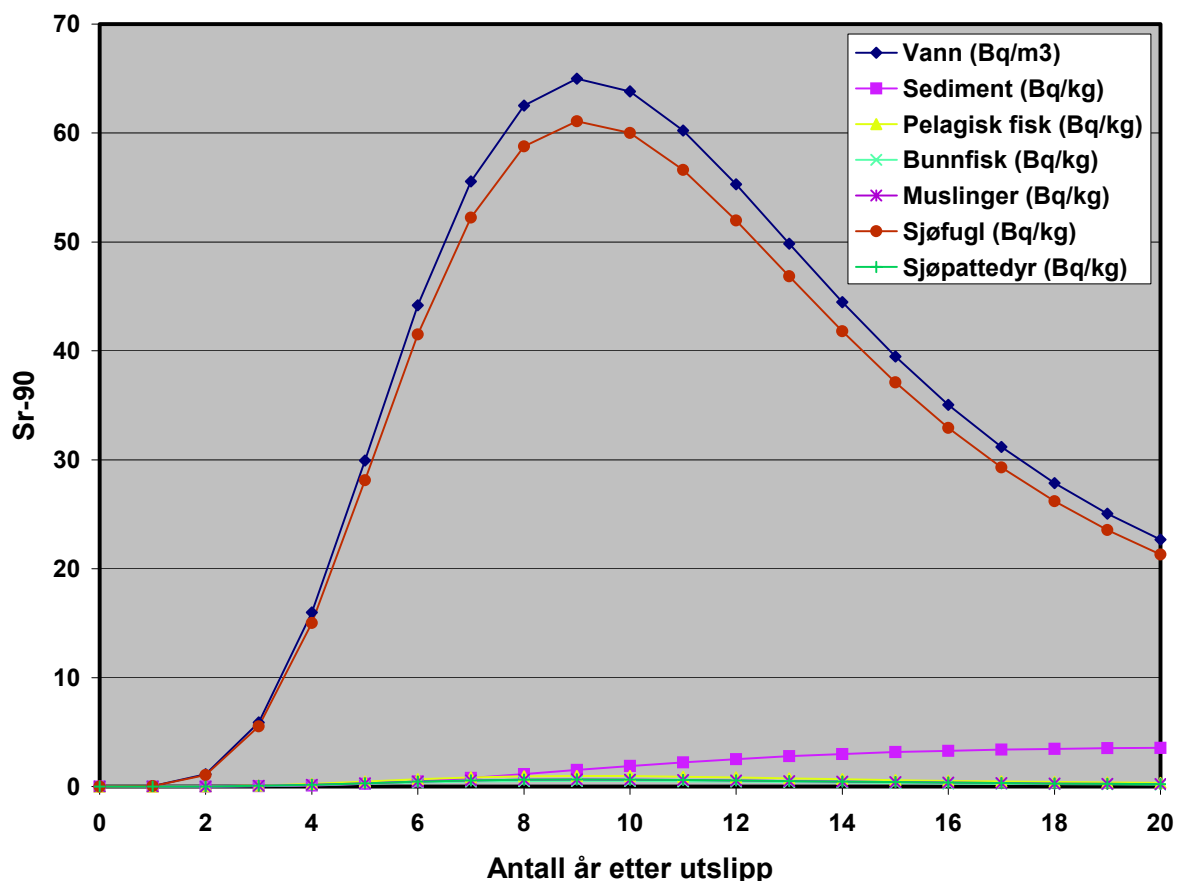


Figur 7: Modellerte tilleggskonsentrasjoner av Cs-137 i vann, sedimenter og marine referanseorganismer i Barentshavet i en 20-årsperiode som følge av en tenkt ulykke med tankene for høyaktivt avfall i Sellafield. Sedimentkonsentrasjoner er gitt i tørrvekt, konsentrasjoner i marine organismer er gitt i ferskvekt.

Strontium-90

For Sr-90 observeres et liknende forløp som for Cs-137, med gradvis økning i konsentrasjonen i sjøvann og en topp etter 8-10 år (Figur 8). Konsentrasjonene er imidlertid lavere, men denne forskjellen utjevner seg noe med tida ettersom strontium er mer mobilt enn cesium. Sr-90 vil ikke sedimenteres i samme grad som Cs-137, og viser et lavere nivå i sedimentene relativt til vannkonsentrasjonene (ca. 1/3 av Cs-137). Modellert maksimumskonsentrasjon av Sr-90 i sjøvann er godt over de høyeste målte nivåer i Barentshavet på 1960-tallet (15-20 Bq/m³).

Når det gjelder marine organismer, kan man også for Sr-90 observere et vesentlig høyere konsentrasjonsnivå i sjøfugl enn i andre referanseorganismer. Her må det imidlertid bemerkes at konsentrasjonsfaktoren for Sr-90 i sjøfugl er beregnet med bakgrunn i biokinetisk allometrisk modellering (se Kapittel 2.2.2), og kan tenkes å overestimere opptaket i denne dyregruppen. For de andre referanseorganismene, er opptaket av Sr-90 lavere enn for Cs-137. Dette skyldes både at Sr-90-konsentrasjonen i vann er lavere enn konsentrasjonen av Cs-137, og at Sr-90 i mindre grad tas opp i spiselige deler av organismene.



Figur 8: Modellerte tilleggskonsentrasjoner av Sr-90 i vann, sedimenter og marine referanseorganismer i Barentshavet i en 20-årsperiode som følge av en tenkt ulykke med tankene for høyaktivt avfall i Sellafield. Sedimentkonsentrasjoner er gitt i tørrvekt, konsentrasjoner i marine organismer er gitt i ferskvekt.

3.3 Uhell ved Kola kjernekraftverk

3.3.1 Beskrivelse av virksomheten

Kola kjernekraftverk (Figur 9) ligger om lag 250 kilometer fra norskegrensen. Det består av fire trykkvannsreaktorer som modereres og kjøles med lettvann. De to eldste reaktorene er av typen VVER-440/230 og ble tatt i bruk i 1973 og i 1974. De to nyeste er av typen VVER-440/213 og ble tatt i bruk i 1981 og i 1984. Hver reaktor har en termisk effekt på 1375 MW, og produserer 440 MW elektrisitet. Sikkerhetsmessige mangler har spesielt vært knyttet til de to eldste av de fire reaktorene ved anlegget (StrålevernRapport 1999:10).

Man har fra norsk side har foretatt vurderinger av risiko, mulige uhellsscenerier, atmosfærisk transport og konsekvenser for Norge etter en eventuell ulykke ved anlegget (StrålevernRapport 1999:10; Joint Russian-Norwegian Expert Group, 2002). Disse har i første rekke fokusert på konsekvenser på kort og lang sikt i forbindelse med nedfall over land.



Figur 9: Kola kjernekraftverk (foto: Svanhovd miljøsenster).

3.3.2 Beskrivelse av uhellsscenarioet

Scenariet som er brukt i denne studien, baserer seg på konsekvensvurderingene som er omtalt i Kapittel 3.3.1 (Strålevernrapport 1999:10; Joint Russian-Norwegian Expert Group, 2002). Scenariet tar utgangspunkt i et totalt tap av kjøling og blottlegging av reaktorkjernen ved en av de to eldste reaktorene med påfølgende smelting av kjernen samt frigivelse av radionuklider til miljøet (Stokke, 1997). Det må bemerkes at det er gjennomført sikkerhetsforbedringer ved anlegget i etterkant av denne scenarielvurderingen. Cs-137, Cs-134 og Sr-90 tas effektivt opp i næringskjedene, har relativt lange halveringstider og antas å kunne ha størst helse- og miljøeffekter på lang sikt. Disse er derfor valgt som utgangspunkt for modelleringene. Anslåtte utslipp er vist i Tabell 7. I denne studien er det for enkelhets skyld antatt at alt radioaktivt materiale som unnslipper, transporteres med luftmassene tvers over Kolahalvøya og avsettes jevnt og i sin helhet i boks 27 (se Figur 5 i Kapittel 2.1) i havområdet rett nord for anlegget.

Tabell 7: Total aktivitet i reaktoren, utslippsandel og beregnet verst tenkelig utslipp ved Kola kjernekraftverk (Stokke, 1997).

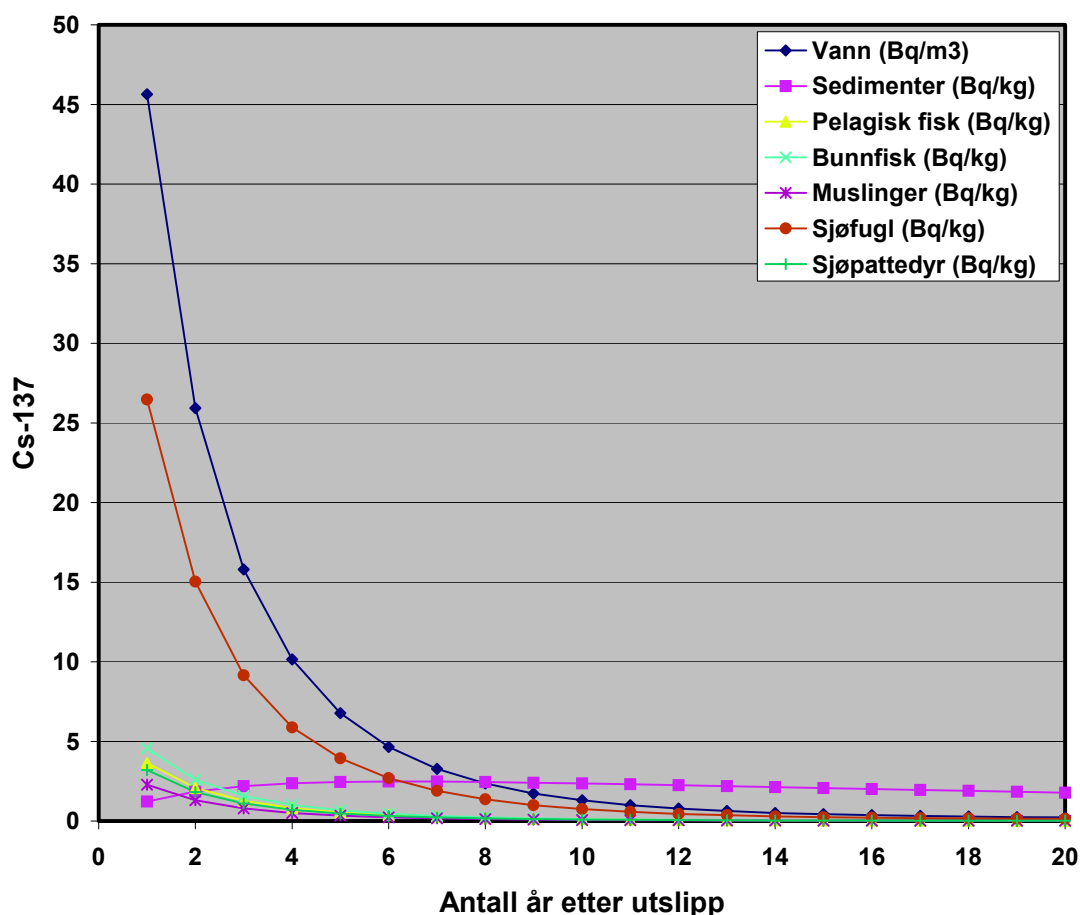
Isotop	Halveringstid (år)	Total aktivitet (PBq)	Utslipp (%)	Utslipp (PBq)
Cs-137	30,2	117	12	14
Cs-134	2,1	156	12	18,7
Sr-90	28,5	85	2	1,7

3.3.3 Resultater fra modellering

Cesium-137

Figur 10 viser modellerte aktivitetskonsentrasjoner av Cs-137 i vann, sedimenter og marine referanseorganismer som følge av uhellsscenarioet. I sjøvann vil man se klart forhøyede konsentrasjoner av Cs-137 sammenliknet med dagens nivå. Konsentrasjonene det første året etter ulykken er på størrelse med de høyest målte konsentrasjonene i Barentshavet, målt tidlig på 80-tallet. Aktivitetskonsentrasjonen avtar imidlertid raskt, og tilleggsbidraget fra uhellet ser ut til å være omtrent på størrelse med nåværende bakgrunnsverdier etter 6 – 9 år. Dette gjelder også for referanseorganismene. Som for Sellafielddscenariet, viser beregningene at sjøfugl vil kunne oppnå de høyeste konsentrasjonene av Cs-137. Etter 12 – 16 år er tilleggsbidraget av Cs-137 i sjøvann og referanseorganismer nær null.

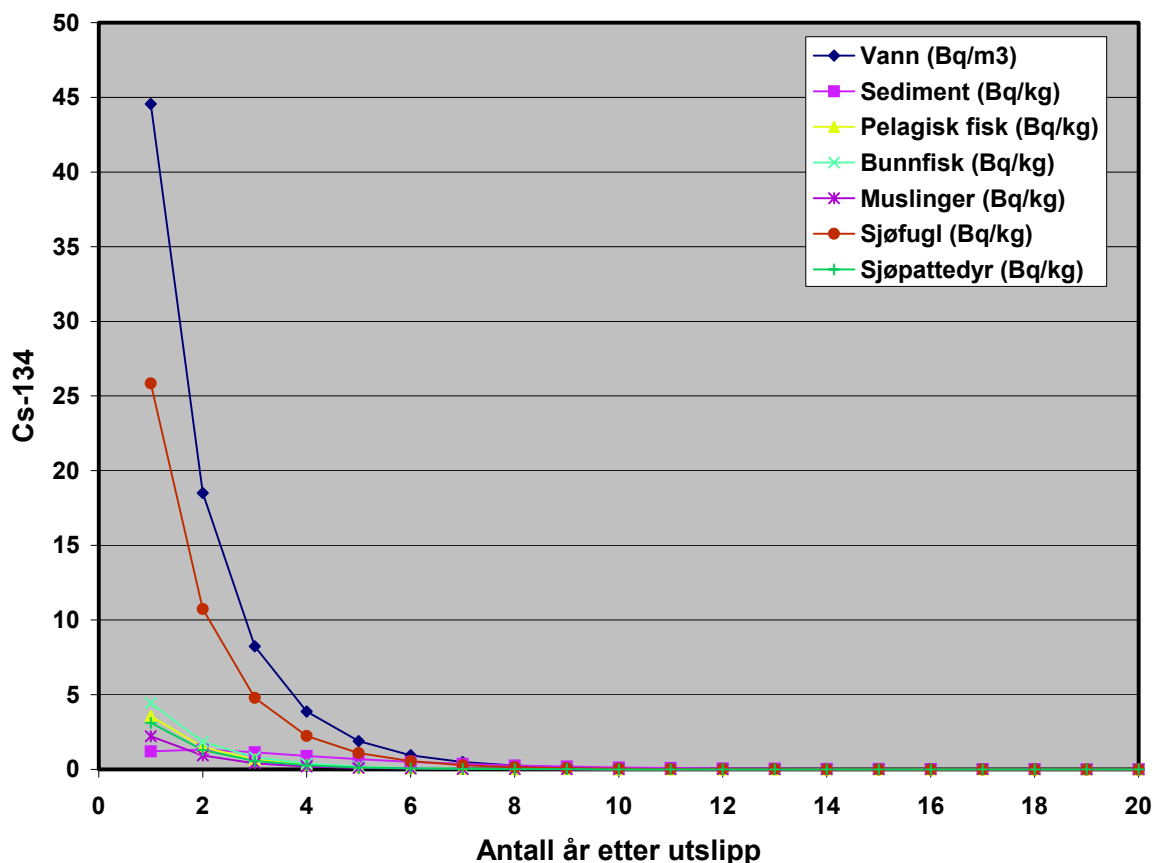
I motsetning til vannkonsentrasjonene, er konsentrasjonene av Cs-137 i sedimentene nokså stabile for hele simuleringsperioden.



Figur 10: Modellerte tilleggsbidrag til aktivitetskonsentrasjoner av Cs-137 i vann, sedimenter og marine referanseorganismer i Barentshavet i en 20-årsperiode som følge av en tenkt ulykke ved Kola kjernekraftverk. Sedimentkonsentrasjoner er gitt i tørrvekt, konsentrasjoner i marine organismer er gitt i ferskvekt.

Cesium-134

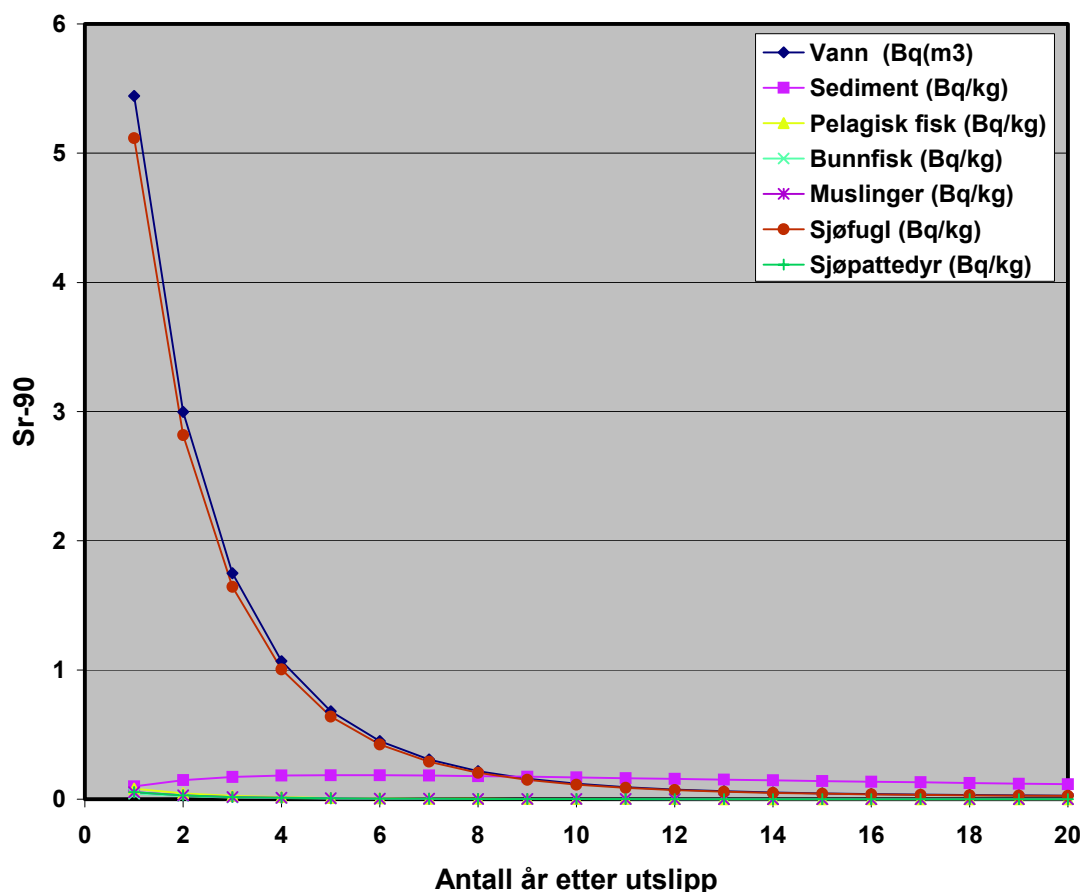
Som det går fram av Tabell 6, er det beregnede utslippet av Cs-134 litt høyere enn Cs-137-utslippene. Cs-134 har imidlertid en fysisk halveringstid på 2,1 år sammenliknet med 30,2 år for Cs-137, og viser derfor en raskere nedgang enn Cs-137 (Figur 11). Det er gjort relativt få målinger av Cs-134 i det marine miljø pga. relativt lave konsentrasjoner og pga. at halveringstida gjør at konsentrasjonene avtar forholdsvis raskt.



Figur 11: Modellerte tilleggsbidrag til aktivitetskonsentrasjoner av Cs-134 i vann, sedimenter og marine referanseorganismer i Barentshavet i en 20-årsperiode som følge av en tenkt ulykke ved Kola kjernekraftverk. Sedimentkonsentrasjoner er gitt i tørrvekt, konsentrasjoner i marine organismer er gitt i ferskvekt.

Strontium-90

Utslippet av Sr-90 er betraktelig lavere enn utslippene av Cs-137 og Cs-134. Man vil likevel kunne se en økning i konsentrasjonen av Sr-90 i sjøvann (Figur 12). Etter 3-5 år vil tilleggsbidraget fra uhellet være tilsvarende dagens nivå. Økning i andre komponenter vil i følge beregningene knapt være målbart, med unntak for sjøfugl. Sjøfuglkonsentrasjonene er imidlertid usikre (se kapittel 3.2.3).



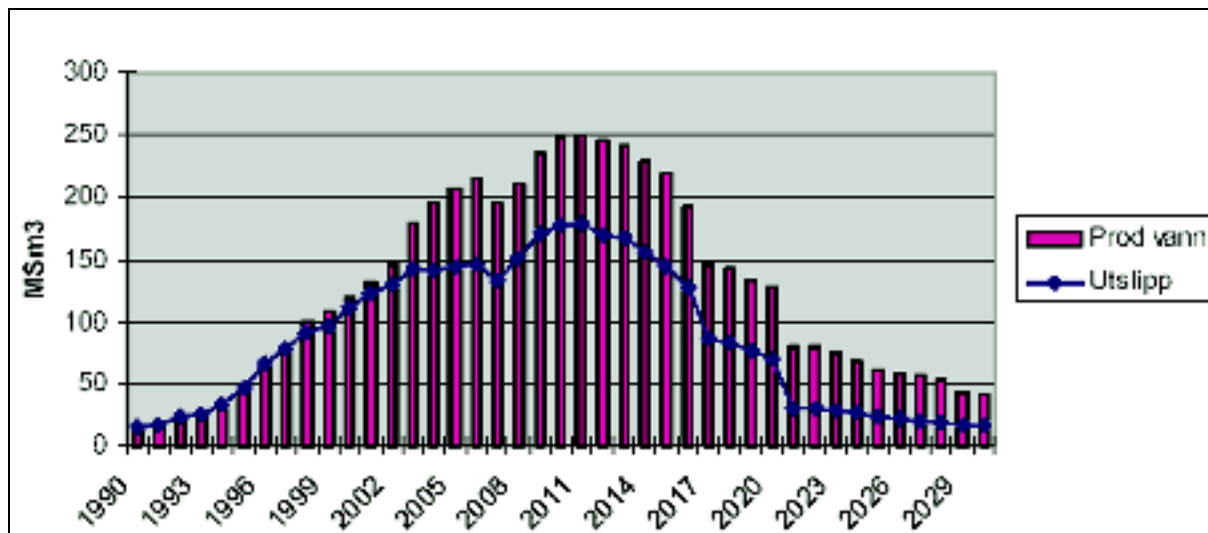
Figur 12: Modellerte tilleggsbidrag til aktivitetskonsentrasjoner av Sr-90 i vann, sedimenter og marine referanseorganismer i Barentshavet i en 20-årsperiode som følge av en tenkt ulykke ved Kola kjernekraftverk. Sedimentkonsentrasjoner er gitt i tørrvekt, konsentrasjoner i marine organismer er gitt i ferskvekt.

3.4 Norsk petroleumsvirksomhet

3.4.1 Beskrivelse av virksomheten

I forbindelse med utvinning av olje og gass slippes det ut store mengder produsert vann. Det produserte vannet kommer fra formasjonsvann i reservoaret og vann som sprøytes inn for å opprettholde trykket i reservoaret. Det inneholder forhøyede konsentrasjoner av naturlig forekommende radioaktive stoffer fra uran- og thoriumserien.

Figur 13 viser at utlippene av produsert vann fra norsk sokkel har økt betydelig de siste 10 årene. Økningen vil trolig fortsette frem til 2015 for deretter å avta som følge av redusert produksjon og ny teknologi (SFT, 2003). Forskjellen mellom produsert vann og selve utlippene i figuren skyldes at noe av vannet blir injisert tilbake i reservoaret. Injeksjon er en av teknologiene som på sikt vil redusere utlippene.



Figur 13: Historiske og antatt framtidige utslipp av produsert vann på norsk sokkel oppgitt i millioner standard kubikkmeter, MSm³ (Kilde: SFT, 2003).

Tidligere har det vært gjort få målinger av konsentrasjoner av radioaktive stoffer i produsert vann, men i de seinere årene er dette bedre kartlagt. Generelt har det vært anslått at konsentrasjonene av Ra-226 og Ra-228 i gjennomsnitt ligger om lag 100 - 1000 ganger høyere enn bakgrunnsnivåene i havvann. Det er betydelig variasjon mellom ulike målinger. Rapporterte verdier for Ra-226 fra norsk sokkel varierer fra 0,1 til 14 Bq/l (100 – 14 000 Bq/m³) med et gjennomsnitt i 2002 på 2,5 Bq/l vektet på utslippsvolum (StrålevernRapport 1997:1; Strålberg et al, 2003). Nye og mer omfattende data fra 2004 viser sammenlignbare resultater, men med et vektet gjennomsnitt for Ra-226 på 3,3 Bq/l (upublisererte data, Statens strålevern).

3.4.2 Beskrivelse av scenariet

Scenariet dekker en 20-årsperiode med kontinuerlig utslipp fra norsk oljeindustri. Ra-226 og datterproduktene Po-210 og Pb-210 er vurdert. Som en forenkling er det kun tatt hensyn til bidrag fra norsk oljevirkosomhet. Danske og nederlandske bidrag utgjør til sammen omtrent en fjerdepart av de norske utslippene (OSPAR, 2003). På britisk sektor slippes det årlig ut mer enn dobbelt så mye produsert vann som på norsk side (DTI, 2003; OSPAR, 2003). Det er videre antatt at framtidige årlige utslipp er tilsvarende utslippene som er anslått for 2002.

Totale utslipp av Ra-226 er beregnet fra aktivitetskonsentrasjoner av radium-226 i produsert vann fra 32 felt i 2002 (upublisererte data, Statens strålevern), og rapporterte utslippsvolum for produsert vann fra disse feltene dette året (OLF, 2003). Konsentrasjoner av datternuklidene Pb-210 og Po-210 er beregnet ut fra antatt likevekt med Ra-226 i henhold til metode beskrevet i Chartier et al (1989). Siden oljefeltene er spredt over et større område, vil de ikke bidra til samme boks i boksmodellen (Figur 5). Derfor er feltene inndelt i tre regioner som korresponderer til boksnumrene 107, 111 og 32. Tabell 8 viser utslipp av Ra-226 fordelt i de tre regionene. De klart største utslippene skjer i region 111. Denne regionen tilsvarer sentrale deler av Nordsjøen, og her ligger store felt som Statfjord og Troll.

Tabell 8: Oppsummering av utslippsdata for 2002 (upubliserte data, Statens strålevern).

Region	Antall felt	Ra-226 i produsert vann* (Bq/l)	Utslippsvolum, 2002 (10^6 m^3)	Utslipp (GBq)
107	6	0,22-5,20	8,8	9,2
111	22	0,04-14,7	102	231
32	4	0,08-9,5	1,4	1,4
Alle	32	-	112	241

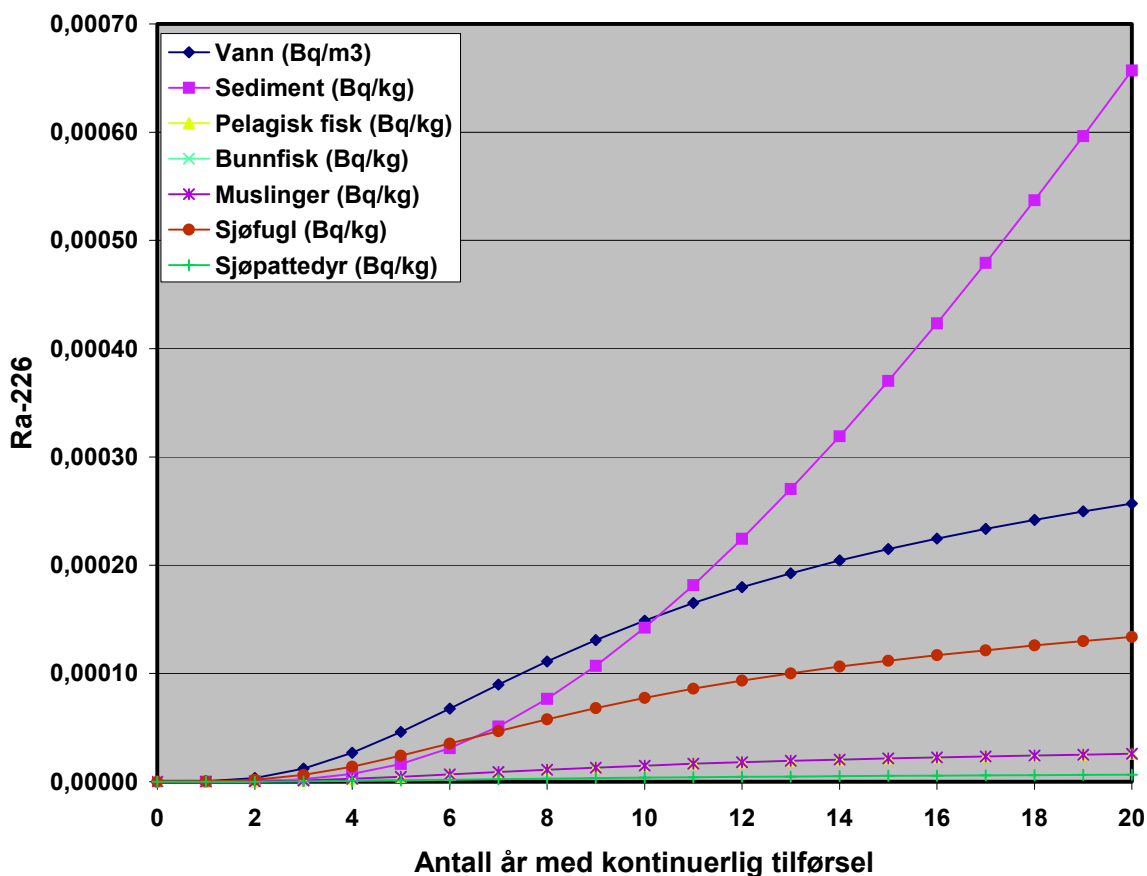
* Tallene er basert på én måling per felt gjort høsten 2002.

3.4.3 Resultater fra modellering

Som det framgår av Figur 14 - Figur 16 er modelleringstida på 20 år ikke lang nok til at det oppnås likevekt mellom utslipp og aktivitetskonsentrasjoner i vann, sedimenter og marine organismer. Spesielt gjenspeiles dette i sedimentkonsentrasjonene, som stiger hurtig sammenliknet med nivåene i vann og biota for alle tre nuklider. Det kan ta flere tiår før en slik likevekt oppnås. Sammenliknet med bakgrunnsverdiene for Ra-226, Pb-210 og Po-210 i sjøvann, er estimerte tilleggsbidrag i Barentshavet fra oljevirkosomhet i Nordsjøen og Norskehavet relativt lave.

Radium-226

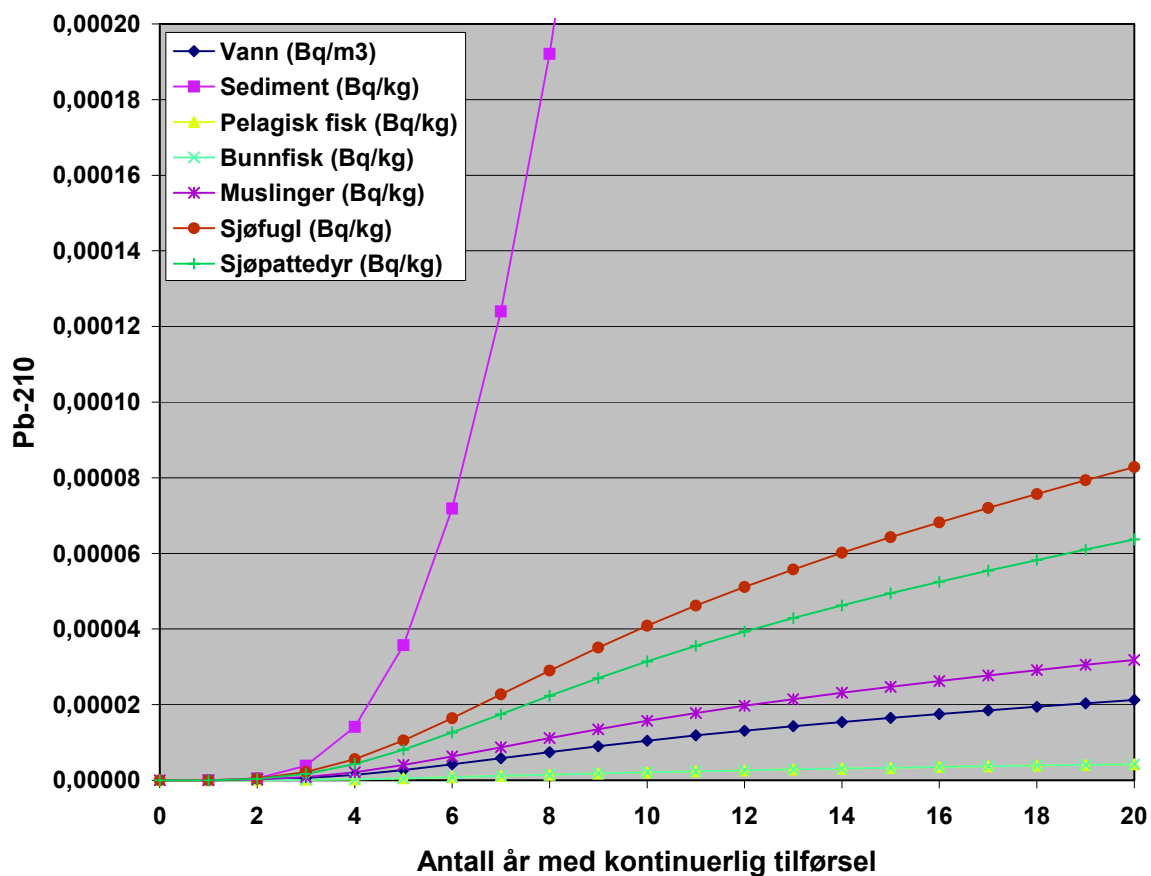
Figur 14 viser modellerte aktivitetskonsentrasjoner av Ra-226 i vann, sedimenter og marine referanseorganismer som følge av kontinuerlige utslipp fra norsk sokkel tilsvarende dagens nivå. Etter 20 års utslipp vil tilleggsbidraget fra virksomheten være på om lag $0,25 \text{ mBq/m}^3$. Dette er betydelig lavere enn dagens konsentrasjoner av Ra-226 i sjøvann (Tabell 3). I marine organismer er det sjøfugl som ser ut til å kunne oppnå de høyeste konsentrasjonene, men disse resultatene er usikre på grunn av manglende empiriske overføringsdata (se kapittel 2.2.2).



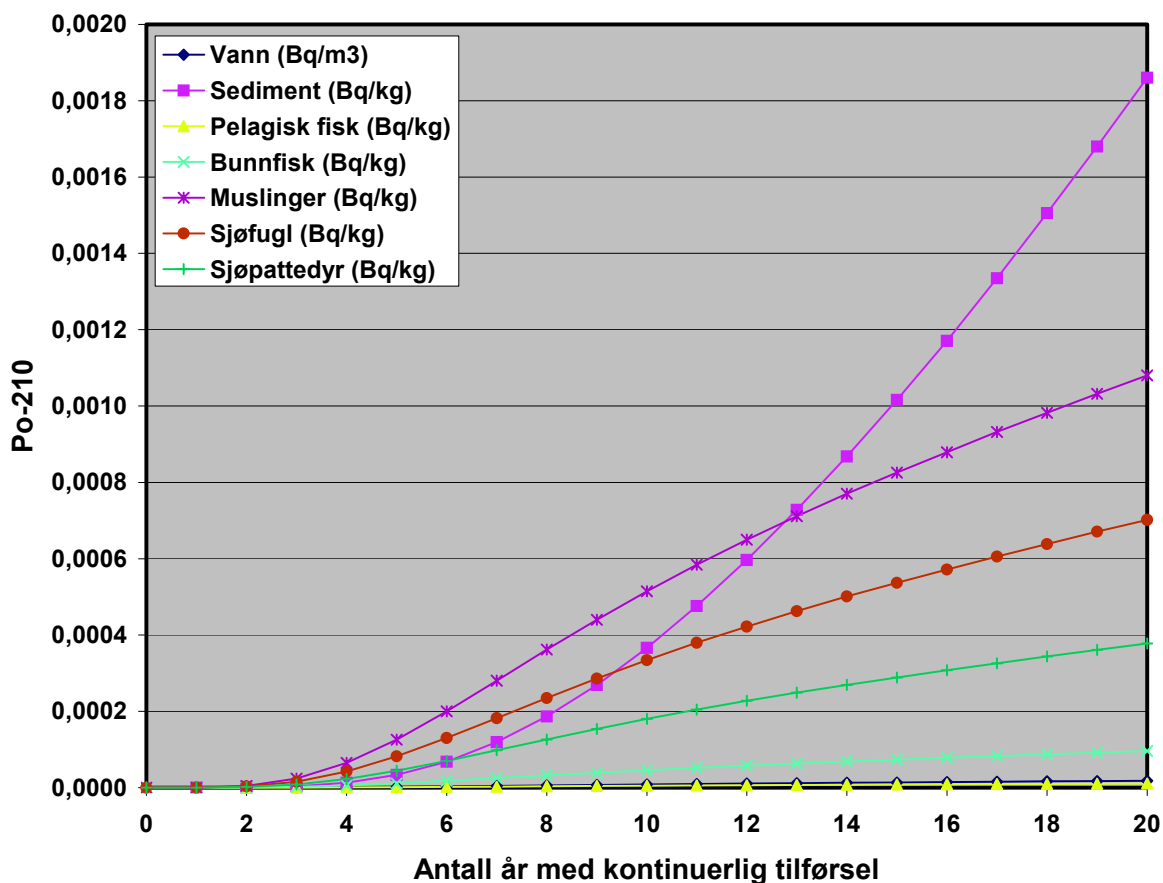
Figur 14: Modellerte tilleggsbidrag til aktivitetskonsentrasjoner av Ra-226 i vann, sedimenter og marine referanseorganismer i Barentshavet i en 20-årsperiode som følge av kontinuerlig tilførsel fra norsk petroleumsvirksomhet med utslipp tilsvarende dagens nivå. Sedimentkonsentrasjoner er gitt i tørrvekt, konsentrasjoner i marine organismer er gitt i ferskvekt.

Datternuklidene Pb-210 og Po-210

Aktivitetskonsentrasjoner av Pb-210 og Po-210 i vann, sedimenter og marine organismer er gitt i Figur 15 og Figur 16. Generelt er aktivitetskonsentrasjonene av Pb-210 og Po-210 i vann under en tidel av tilsvarende for Ra-226. Til tross for dette vil aktivitetskonsentrasjonene av datternuklidene kunne overstige Ra-226 i enkelte referanseorganismer pga. jevnt over høyere konsentrasjonsfaktorer. Dette gjelder spesielt for Po-210, som akkumuleres i betydelig grad i enkelte referanseorganismer, spesielt i muslinger (CF = 60 000), sjøfugl (CF=39 000) og sjøpattedyr (CF=21 000). De høyeste aktivitetskonsentrasjonene av Pb-210 finner man i sjøfugl (CF=3 900), pattedyr (CF=3 000) og muslinger (CF =1 500).



Figur 15: Modellerte tilleggsbidrag til aktivitetskonsentrasjoner av Pb-210 i vann, sedimenter og marine referanseorganismer i Barentshavet i en 20-årsperiode som følge av kontinuerlig tilførsel fra norsk petroleumsvirksomhet med utslipp tilsvarende dagens nivå. Sedimentkonsentrasjoner er gitt i tørrvekt, konsentrasjoner i marine organismer er gitt i ferskvekt (Aktivitetskonsentrasjonen i sedimentene vil være 0,00185 Bq/kg etter 20 år).



Figur 16: Modellerte tilleggsbidrag til aktivitetkonsentrasjoner av Po-210 i vann, sedimenter og marine referanseorganismer i Barentshavet i en 20-årsperiode som følge av kontinuerlig tilførsel fra norsk petroleumsvirksomhet med utlipp tilsvarende dagens nivå. Sedimentkonsentrasjoner er gitt i tørrvekt, konsentrasjoner i marine organismer er gitt i ferskvekt.

Både bly og polonium har en høyere affinitet til partikler enn radium. Dette avspeiles i aktivitetkonsentrasjonene av nuklidene i sedimentene: Etter 20 år er tilleggsbidraget til aktivitetkonsentrasjonene av bly-210 og polonium-210 ca. 3 ganger høyere enn tilsvarende for radium-226.

3.5 Vurdering av eksponeringsveier og dosebidrag

Hittil er det bare lagt vekt på aktivitetkonsentrasjoner i vann, sedimenter og referanseorganismer i Barentshavet. For å oppnå et mer helhetlig bilde, er det nødvendig også å beregne totale doser til referanseorganismer – dette fordi ekstern eksponering, for enkelte arter, kan ha vel så stor betydning som doser fra internt akkumulerte radionuklider.

3.5.1 Uhellsscenarioer

Alle de 5 referanseorganismene som er inkludert i denne rapporten kan leve 20 år eller mer. Dosebidragene over hele perioden, estimert ved bruk av metoden fra EPIC, kan summeres opp på følgende måte:

Totale dosebidrag til biota er beregnet til å være lave for begge ulykkesscenarier: For Sellafieldscenariet er ervervede doser over 20 år beregnet til 0,22-5,0 mGy, mens tilsvarende for Kolascenariet ligger på omtrent en tidel av disse verdiene. Cs-137 bidrar mest til totaldosene i begge scenariene, med unntak for sjøpattedyr i Kolascenariet og sjøfugl i Sellafieldscenariet, hvor henholdsvis Cs-134 og Sr-90 bidrar mer. Bidraget fra Cs-134 er størst de første 2-3 årene på grunn av den korte halveringstida (2,1 år).

Dosebidraget fra Sr-90 (inklusive bidraget fra datternukliden Y-90) er beskjedent for Kolascenariet, typisk under 5 %, med unntak for sjøfugl. I Sellafieldscenariet dominerer Sr-90 totaldosen til sjøfugl, mens bidraget til de øvrige referanseorganismene er på om lag 20 %. Som nevnt i Kapittel 2.2.2, er datagrunnlaget for sjøfugl spesielt usikkert, og det kan tenkes at opptaket av Sr-90 i denne dyregruppen er overestimert.

Sammenlikner man total integrert dose til ulike referanseorganismer, vil den for begge scenarier fordele seg som følger (etter avtagende dose):

Sjøfugl > bunnfisk > musling > sjøpattedyr > pelagisk rovfisk

Interndosen forventes å dominere for pelagiske arter og sjøfugl. Eksterndosen har betraktelig større betydning for bentiske organismer, og vil kunne bidra mer til total ervervet dose enn intern eksponering.

3.5.2 Petroleumsvirksomhet

Tilleggsbidraget til naturlige radionuklider i vann, marine arter og sjøfugl i Barentshavet grunnet norsk offshorevirksomhet utenfor området, vil være svært lavt, og vil ikke kunne skilles fra den naturlige variasjonen av naturlige radionuklider i sjøvann og arter. Eksterne bidrag til totaldosen vil være ubetydelige sammenliknet med bidragene fra den interne eksponeringen.

4 Effekter av ioniserende stråling på biota

I databasen "Radiation effects on biota", utarbeidet i forbindelse med EPIC, er det samlet informasjon om en lang rekke effekter av ioniserende stråling på arktisk biota, inklusive marine arter (Sazykina et al, 2003). Innsamlede data omfatter en rekke plante- og dyrearter og et stort spenn i doserate – fra 10^{-5} Gy d^{-1} til over 1 Gy d^{-1} . I hovedsak er effektdataene kategorisert i fire bredt definerte endepunkter:

- Morbiditet (effekter på immunsystem, blodsystem, nervesystem, etc.)
- Mortalitet (letal dose, forkortet levetid)
- Effekter på reproduksjon (reduisert fruktbarhet, færre avkom)
- Cytogenetisk skade (mutasjoner)

Denne kategoriseringen av effekter er i samsvar med Woodhead og Zinger (2003), Pentreath (1999) og IUR (2002).

I EPIC-databasen fokuseres det på doserater og endepunkter som anses å være relevante ut fra perspektivet om beskyttelse av miljø – derfor vektlegges kronisk eksponering (framfor akutt). Data er videre arrangert i en form tilpasset utarbeidelse av dosegrenser.

På det nåværende tidspunkt finnes det ingen dosegrenser som kan benyttes til å vurdere hvorvidt biota i arktisk miljø er beskyttet mot eksponering for ioniserende stråling. Ved vurdering av potensielle effekter kan muligens to referansepunkter brukes: (a) Naturlige bakgrunnsdoserater, (b) Doserater som er kjent for å ha biologiske effekter på individuelle organismer. Dette er i overensstemmelse med tilnæringsmåte beskrevet i Pentreath (2002).

Det er imidlertid vesentlige kunnskapshull knyttet til begge referansepunkter: Målte aktivitetskonsentrasjoner av naturlige nuklider i arktisk miljø er av begrenset omfang, noe som gir usikre estimater av bakgrunnsdoserater. Det mangler data angående kronisk lavdoseeksponering for store, langlevende arktiske arter (f.eks. seler). Disse er sannsynligvis de mest strålingsfølsomme artene i arktiske marine økosystemer. Det er videre grunn til å tro at arktiske klimaforhold kan virke inn på hvordan strålingsinduserte effekter uttrykkes, samt at arktiske arter er potensielt mer følsomme for forurensende stoffer enn organismer som lever i andre (europeiske) klimasoner (Brown et al., 2003b). Dosegrenser utarbeidet for tempererte områder trenger følgelig ikke være direkte anvendbare i Arktis.

5 Konklusjoner og anbefalinger

Barentshavet er et av de reneste havområdene vi har og et viktig område for marin biologisk produksjon i nord. Det er et felles ønske å bevare dette området rent til kommende generasjoner. Dyr og planter i Arktis er spesielt sårbare for forurensning. Derfor er det svært viktig å overvåke situasjonen for å følge langtidstrender og mulige effekter på marine organismer av tilført forurensning. Overvåkning er også viktig for å kunne avdekke nye forurensningskilder. Ett eksempel på dette er overvåkingen av Tc-99-økningen fra Sellafield etter 1994.

Dersom det ikke skjer ulykker og utslippene av radioaktive stoffer til sjø reduseres i henhold til internasjonale forpliktelser, forventes det avtagende nivåer av menneskeskapt radioaktive stoffer i sjøvann, sedimenter og marine organismer.

Mulig tilførsel av radioaktive stoffer til utredningsområdet som følge av uhell kan anslås ved modellering. I denne rapporten er det valgt å se på verst tenkelige uhellsscenarioer ved atomgjenvinningsanlegget i Sellafield og ved Kola kjernekraftverk. I begge uhellsscenarioene forutsettes det for enkelhets skyld at hele utslippet avsettes direkte i havet, og videre modelleringer av konsentrasjonsforløp er gjort på dette grunnlaget. Det er også betydelig usikkerhet i videre modelleringer og beregninger, og de framkomne resultatene må derfor betraktes som anslag over mulig forventet utvikling i tyveårsperioden som følge av scenariene.

Det skisserte uhellsscenarioet i Sellafield kan medføre betydelig tilførsel via havstrømmer til utredningsområdet av Cs-137 og Sr-90 sammenlignet med dagens aktivitetskonsentrasjoner av disse stoffene i området. Økningen i Barentshavet vil forventes å komme om lag 2-3 år etter uhellet, og konsentrasjonen forventes videre å nå et maksimum om lag 8-10 år etter utslippet. Høyeste antatte aktivitetskonsentrasjoner av begge nuklidene, gitt som tilleggskonsentrasjon, vil kunne nå vel 100 Bq/m^3 for Cs-137 og vel 60 Bq/m^3 for Sr-90. Dette er betydelig høyere enn de høyeste konsentrasjonene som er målt tidligere i området.

Det skisserte verst tenkelige uhellsscenarioet ved Kola kjernekraftverk vil også kunne gi betydelig økte konsentrasjoner av Cs-137, Cs-134 og Sr-90 i Barentshavet. Siden utslippet i dette scenarioet avsettes direkte i det aktuelle havområdet, forventes de høyeste konsentrasjonene rett etter uhellet, og konsentrasjonene forventes å synke forholdsvis raskt etter utslippet. I følge modelleringsresultatene vil ikke aktivitetskonsentrasjonene i dette scenarioet nå opp i de høyeste konsentrasjonene fra Sellafieldscenarioet. De innledende konsentrasjonene vil imidlertid være spesielt usikre her og avhengige av forutsetningene i beregningene.

Økt tilførsel av kunstige radioaktive stoffer til området vil også kunne gi økninger i marine organismer, spesielt i sjøfugl. Resulterende doser til marine organismer er i følge anslagene lave. Sjøfugl vil i følge beregningene motta de høyeste dosene, og pelagisk fisk de minste. På grunn av manglende kunnskap om effekter av lavdosestråling i miljøet, er det imidlertid vanskelig å trekke konklusjoner om mulige effekter på miljøet. Internasjonalt pågår det nå arbeid for å øke kunnskapen på dette feltet.

Petroleumsvirksomhet i Nordsjøen og Norskehavet gir utslipp av produsert vann som inneholder forhøyede konsentrasjoner av naturlig forekommende radioaktive stoffer. Disse kan også føres til Barentshavet med havstrømmene. I denne undersøkelsen er nye norske utslippsdata brukt til å vurdere mulig tilførsel til Barentshavet fra norsk petroleumsvirksomhet. Tilført radioaktivitet fra denne aktiviteten vil i følge modelleringsresultatene gi et lite bidrag sammenliknet med naturlig radioaktivitet i sjøvann. Man har foreløpig liten kunnskap om effekter av lave konsentrasjoner av radioaktive stoffer i marint miljø. Det vurderes imidlertid som lite sannsynlig at bidraget fra denne virksomheten vil forekomme i miljøskadelige konsentrasjoner i Barentshavet.

Kunnskaps- og overvåkningsbehov

- Generell overvåkning for å avdekke eventuelle tilførsler fra kilder og dokumentere nivåer av menneskeskapte radioaktive stoffer i marine organismer.
- Skaffe til veie mer kunnskap om aktivitetskonsentrasjoner av naturlig forekommende nuklider i marint miljø.
- Videreutvikling og testing av overføringsmodeller.
- Skaffe til veie mer kunnskap om doserater og effekter av kronisk lavnivåeksponering av dyr. Videreutvikle eksisterende databaser (som EPIC-databasen).
- Skaffe til veie kunnskap om eventuell ulik toleranse for ioniserende stråling hos arktiske organismer sammenliknet med organismer fra varmere klimasoner. Her trengs det eksperimentelle data.
- Ekstrapolering av biologisk effekt på individnivå til høyere organisasjonsnivåer som populasjoner og økosystemer (evaluering av økologisk relevans).
- Fortsette arbeidet med å utvikle sammenlignbare standarder og felles doseberegningsmodeller for å få et bedre grunnlag for konsekvensvurderinger.
- Undersøke interaksjoner mellom radionuklider og andre miljøstressfaktorer. Dette arbeidet er kun i startfasen.

6 Referanser

AMAP datasenter. Østerås: Statens strålevern.

AMAP. Forurensning i Arktis: Tilstandsrapport om det Arktiske miljøet. ISBN 82-7655-077-0. Oslo: Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), 1997.

AMAP. AMAP Assesment Report: Arctic pollution issues. ISBN 82-7655-061-4. Oslo: Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), 1998.

AMAP. Arctic Pollution 2002. ISBN 82-7971-015-9. Oslo: Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), 2002.

BAS. Known nuclear tests worldwide, 1945-1994. Bulletin of Atomic Scientists 1995 May/June:70-71.

Brown J, Strand P, Hosseini A et al (red.). Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment. Deliverable report for the EC project FASSET (Contact No. FIGE-CT-2000-00102). Østerås: Statens strålevern, 2003a.

Brown JE, Thørring H, Hosseini A (eds.). The "EPIC" impact assessment framework: Towards the protection of the Arctic environment from the effects of ionising radiation. A deliverable report for EPIC (Environmental Protection from Ionising Contaminants in the Arctic). Contract No: ICA2-CT-20000-10032. European Commission's Inco-Copernicus Programme. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2003b.

Brown JE, Jones SR, Saxen, R et al. Radiation doses to aquatic organisms from natural radionuclides. Journal of radiological protection, 2004 (in press).

Chartier M, Durrieu de Madron X, Poulin M. A model for assessing the radiological impacts of deep-sea disposal of radioactive waste. In: Nyffeler F, Simmons W. (eds.): Interim oceanographic description of the North-East Atlantic site for the disposal of low-level radioactive waste, Vol. 3, Nuclear Agency News, OECD, 1989. p. 291-307.

Cherry RD, Shannon LV. The alpha activity of marine organisms. Atomic Energy Review, 1974; 12: 3-45.

Cook GT, Mackenzie AB, McDonald P et al. Remobilization of Sellafield-derived radionuclides and transport from the north-east Irish Sea. Journal of Environmental Radioactivity 1997;35:227-241.

Dahlgaard H. Baltic ¹³⁷Cs outflow through the Danish Straits indicates remobilisation. In: Børretzen P, Jølle T, Strand P (eds.). Proceedings of the International Conference on Radioactivity in the Environment, Monaco, September 1-5. 2002; pp. 516-520.

DTI. Information on permitted and accidental releases. Oil discharged with produced water. The Department of Trade and Industry, England, 2003 (<http://www.og.dti.gov.uk/environment/index.htm>).

EC. Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the marine environment. EUR 15760 EN. Luxembourg: European commission, 1995.

Føyn L, von Quillfeldt CH, Olsen E (red). Miljø- og ressursbeskrivelse av området Lofoten-Barentshavet. Fisken og havet, 2002:6. Bergen/Tromsø: Havforskningsinstituttet/Norsk Polarinstitut, 2002.

Grøttheim S. Artificial radionuclides in the Northern European Marine Environment. Distribution of radiocaesium, plutonium and americium in sediments in 1995. NRPA report 2000:1. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2000.

-
- HSE. The storage of liquid high level waste at BNFL, Sellafield. Merseyside, UK; Health and Safety Executive, Nuclear Safety Division, 2000.
- IAEA. Assessing the impact of deep sea disposal of low level radioactive waste on living marine resources. Technical report Series No. 288. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1988.
- IAEA. The environmental behaviour of radium. Technical report Series No. 310, vol.1 & 2. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1990.
- IAEA. Sediment Kds and concentration factors for radionuclides in the marine environment. Technical Reports Series No.247 Revised, International Atomic Energy Agency, in press.
- ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 26, Annals of the ICRP 1977;1 (3), Pergamon Press, Oxford.
- Iosjpe M, Brown J, Strand P. Modified Approach for Box Modelling of Radiological Consequences from Releases into Marine Environment, Journal of Environmental Radioactivity 2002; 60 (1-2): 91-103.
- IUR. Protection of the environment: Current status and future work. IUR Report 3:2002. Østerås; International Union of Radioecology, 2002.
- Joint Norwegian-Russian Expert Group. Dumping of radioactive waste and investigation of radioactive contamination in the Kara Sea. Results from 3 years of investigations (1992 – 1994) in the Kara Sea. Joint Norwegian-Russian Expert Group for Investigation of Radioactive contamination in the Northern Areas. ISBN 82-993079-5-3. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 1996.
- Joint Norwegian-Russian Expert Group. Sources contributing to radioactive contamination of the Techa River and areas surrounding the “Mayak” production association, Urals, Russia. Programme of investigations of possible impacts of the “Mayak” PA activities on radioactive contamination of the Barents and Kara Seas. Joint Norwegian-Russian Expert Group for Investigation of Radioactive contamination in the Northern Areas. ISBN 82-993079-6-1. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 1997.
- Joint Russian-Norwegian Expert Group. Long-term consequences of potential radioactive contamination in the Northern areas. Summary report. Results from a working group under the Joint Russian-Norwegian Expert Group for Investigation of Radioactive contamination in the Northern Areas. ISBN 82-996531-1-8. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2002.
- Norsk polarinstitutt. Utredning av konsekvenser av ytre påvirkning. Klimaendring, forurensning og annen viktig påvirkning fra kilder utenfor norsk del av Barentshavet. Fastsatt utredningsprogram. Tromsø: Norsk polarinstitutt, 2003.
- OLF. Utslipp fra olje- og gassvirksomheten i 2002. Stavanger: Oljeindustriens landsforening, 2003.
- OSPAR. Quality Status Report 2000, Region I – Arctic Waters. London: OSPAR Commission, 2000.
- OSPAR. Draft OSPAR Report on Discharges, Waste Handling and Air Emissions from Offshore Oil and Gas Installations in 2000-2001, London: OSPAR Commission, 2003.
- OSPAR. Draft Annual Report on Liquid Discharges from Nuclear Installations in 2002. London: OSPAR Commission, 2004.
- Pentreath RJ. A system for radiological protection of the environment: some initial thoughts and ideas. Journal of Radiological Protection 1999;19:117-128.
- Pentreath RJ. Radiation protection of people and the environment: developing a common approach. Journal of Radiological Protection 2002;22:45-56.

Sazykina TG, Jaworska A, Brown JE (eds.). Dose-effects relationships for reference (or related) Arctic biota. Deliverable Report 5 for the EPIC project (Contract no. ICA2-CT-200-10032). Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2003, pp. 119.

SFT. Nullutslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten. Status og anbefalinger. Rapport fra Nullutslippsgruppen SFT, OLF, OD. Oslo: Statens forurensningstilsyn, 2003.

Stokke E. Kola Nuclear Power Plant. Consequence assessment for hypothetical severe accidents. Source term assessment. IFE/HR/F-97/1088. Halden: Institute for Energy Technology, 1997.

StrålevernRapport 1995:1 (Sickel MAK, Selnæs TD, Christensen GC et al.). Radioactivity in the marine environment. Report from the national surveillance programme. NRPA report 1995:1. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 1995.

StrålevernRapport 1997:1 (Strand T, Lysebo I, Kristensen D et al.). Radioaktive avleiringer i olje-og gassproduksjon. StrålevernRapport 1997:1. Østerås: Statens strålevern, 1997.

StrålevernRapport 1999:10 (Larsen E, Holo EN, Saltbones J et al.). Kola konsekvensanalyse. Vurdering av dosemessige konsekvenser av en eventuell ulykke ved Kola kjernekraftverk. StrålevernRapport 1999:10. Østerås: Statens strålevern, 1999.

StrålevernRapport 2001:5 (Amundsen I, Lind B, Reistad O et al.). The Kursk Accident. StrålevernRapport NRPA report 2001:5. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2003.

StrålevernRapport 2001:9 (Rudjord AL, Føyn L, Brungot AL et al.). Radioactivity in the Marine Environment (RAME) 1999. NRPA report 2001:9. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2001.

StrålevernRapport 2002:6 (Kolstad AK, Lind B.). Radioactivity in the Marine Environment 2000 and 2001. Technetium-99 concentrations in Norwegian coastal waters and biota. NRPA report 2002:6. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2002.

StrålevernRapport 2003:2 (Amundsen I, Brekken A, Liland A.). Utslipp av radioaktive stoffer fra Sellafield-anleggene. En gjennomgang av britiske myndigheters regulering av utslippstillatelser. StrålevernRapport 2003:2. Østerås: Statens strålevern, 2003.

StrålevernRapport 2003:8 (Gäfvart T, Føyn L, Brungot AL et al.). Radioactivity in the Marine Environment 2000 and 2001. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). NRPA report 2003:8. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2003.

StrålevernRapport 2004:2 (Gwynn JP, Dowdall M, Lind B.). The Radiological Environment of Svalbard. NRPA report 2004:2. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2004.

Strålberg E, Varskog ATS, Raaum A et al. Naturlige radionuklider i det marine miljø – en oversikt over eksisterende kunnskap med vekt på Nordsjø-området. ISBN 82-92538-00-3. Rapport ND/E-17-03. Kjeller: NorseDecom, 2003.

Turvey FJ, Hone C. Storage of Liquid High-Level Radioactive Waste at Sellafield. RPII – 00/3. Dublin, Radiation Protection Institute of Ireland, 2000.

UNSCEAR. Sources Effects and Risks of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations, New York: 1993; pp. 922

Woodhead D, Zinger I. (red.). Radiation effects on plants and animals. FASSET Deliverable Report 4. Contract No FIGE-CT-2000-00102. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2003.

StrålevernRapport 2004:1

Avvikshåndtering ved norske stråleterapisentre
Forslag til felles system utarbeidet av arbeidsgruppe oppnevnt
av Statens strålevern som del av arbeidet med kvalitetssikring i
stråleterapi (KVIST)

StrålevernRapport 2004:2

The Radiological Environment of Svalbard

StrålevernRapport 2004:3

Virksomhetsplan 2004

StrålevernRapport 2004:4

Overvåkingsmålinger 2003 – prognoser for slaktesesongen

