

Statens strålevern
Norwegian Radiation Protection Authority



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
INSTITUTE OF MARINE RESEARCH



STRÅLEVERN RAPPORT 2015:17



Radioaktiv forurensning i fisk og sjømat
i perioden 1991-2011

Referanse:

Heldal Hilde Elise¹, Brungot Anne Lene², Skjerdal Hilde², Gäfvert Torbjörn², Gwynn Justin P.², Sværen Ingrid¹, Liebig Penny Lee¹, Rudjord Anne Liv²
1 Havforskningsinstituttet, 2 Statens strålevern
Radioaktiv forurensning i fisk og sjømat i perioden 1991-2011
StrålevernRapport 2015:17. Østerås: Statens strålevern, 2015.

Emneord:

Radioaktivitet. Fisk. Sjømat. Marint miljø. Kilder. Radioaktiv forurensning. Tsjernobyl.

Resymé:

Rapporten oppsummerer resultater fra overvåkning av radioaktivitet i kommersielle fiskearter og annen sjømat, industrifisk, og andre arter som lever i havet fra 1991 til 2011. Generelt er nivåene av radioaktiv forurensning i fisk og annen sjømat lave og synkende.

Reference:

Heldal Hilde Elise¹, Brungot Anne Lene², Skjerdal Hilde², Gäfvert Torbjörn², Gwynn Justin P.², Sværen Ingrid¹, Liebig Penny Lee¹, Rudjord Anne Liv²

Radioactive contamination in fish and seafood in the period 1991-2011
StrålevernRapport 2015:17. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2015.
Language: Norwegian.
1 Institute of Marine Research. 2 Norwegian Radiation Protection Authority

Key words:

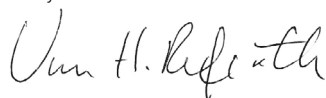
Radioactivity. Fish. Seafood. Marine environment. Sources. Radioactive contamination. Chernobyl.

Abstract:

The report summarizes the results from monitoring radioactivity in commercial fish species and other seafood, industrial fish, and other marine species from 1991 to 2011. In general, the levels of radioactive contamination in fish and other seafood low and decreasing.

Prosjektleder: Hilde Elise Heldal, Havforskningsinstituttet

Godkjent:



Unn Hilde Refseth, avdelingsdirektør, Avdeling forskning og overvåkning

100 sider.
Utgitt 2015-12-31.
Form, omslag: 07 Media.
Trykk: 07 Media
Opplag: 200

Statens strålevern, Postboks 55, No-1332 Østerås, Norge.
Telefon 67 16 25 00, faks 67 14 74 07.
E-post: nrpa@nrpa.no
www.nrpa.no
ISSN 1891-5205 (online)
ISSN 0804-4910 (print)

StrålevernRapport 2015:17

Radioaktiv forurensning i fisk og sjømat i perioden 1991-2011

Hilde Elise Heldal

Anne Lene Brungot

Hilde Skjerdal, Torbjörn Gäfvert, Justin P. Gwynn,
Ingrid Sværen, Penny Lee Liebig, Anne Liv Rudjord

Statens strålevern

Norwegian Radiation
Protection Authority

Østerås, 2015

Forord

Arbeidet med denne rapporten startet opp i 2010 som et samarbeid mellom Anne Lene Brungot og meg selv. Det viste seg å være krevende å samle og systematisere alle dataene, og arbeidet tok tid. Våren 2012 fikk Anne Lene diagnosen nevroendokrin kreft med spredning til lunge og lever. Anne Lene ønsket imidlertid å fortsette arbeidet med rapporten i sykdomsperioden, og viste hele tiden en iver og glede over arbeidet. I forbindelse med skrivearbeidet møttes vi på Havforskningsinstituttet eller på Strålevernet og jobbet intensivt i 2-3 dager gjentatte ganger. Siste gang vi møttes var på Strålevernet i august 2013. Anne Lene gikk bort omtrent en måned senere, 24. september 2013. Jeg savner den jevne kontakten og samarbeidet vårt. Jeg minnes Anne Lene som en god og varm kollega med masse humor og arbeidsvilje.

Hilde Elise Heldal 03.12.15

Innhold/Contents

1	INNLEDNING	8
2	KILDER TIL RADIOAKTIV FORURENSNING	10
2.1	Kjernefysiske prøvesprengninger i atmosfæren	10
2.2	Tsjernobyl-ulykken i Ukraina i 1986	11
2.3	Fukushima-ulykken i Japan i 2011	13
2.4	Gjenvinningsanlegg for brukt kjernefysisk brensel	14
2.4.1	<i>Sellafield</i>	14
2.4.2	<i>La Hague</i>	16
2.4.3	<i>Dounreay</i>	16
2.5	Potensielle kilder til radioaktiv forurensning	16
2.5.1	<i>Utslipp fra kjernekraftverk</i>	16
2.5.2	<i>Trafikk med reaktordrevne fartøy, transport av brukt kjernefysisk brensel og slep av flytende atomkraftverk langs norskekysten</i>	17
2.5.3	<i>Atomubåten "Komsomolets"</i>	18
2.5.4	<i>Atomubåten K-159</i>	19
2.5.5	<i>Dumpet atomavfall i Barents- og Karahavet og fjorder på Novaja Semlja</i>	20
2.5.6	<i>Atomavfallslagre i Norges nærområder</i>	22
2.6	Utslipp fra annen industri	22
2.6.1	<i>Petroleumsindustrien</i>	23
2.6.2	<i>Sykehus og farmasøytisk industri</i>	23
3	Transportveier for radioaktiv forurensning	24
3.1	Transportveier fra Sellafield og La Hague	24
3.2	Transportveier fra Fukushima	25
3.3	Transportveier fra "Komsomolets" og K-159	26
4	Trygg sjømat	28
4.1	Effekter av radioaktiv forurensning i marint miljø	28
4.1.1	<i>Effekter hos mennesker</i>	28
4.1.2	<i>Effekter på marine organismer</i>	29
4.2	Vurdering av mulige konsekvenser for miljø og sjømat ved større utslipp av radioaktivitet	30
4.3	Tiltaksgrenser for radioaktiv forurensning i sjømat	30
4.3.1	<i>Grenseverdier for næringsmidler i Norge</i>	30
4.3.2	<i>EU-regelverk om grenseverdier for import</i>	31
4.3.3	<i>Codex Alimentarius-retningslinjer for handel ved en ulykke</i>	31
4.3.4	<i>Euratom-regelverk for grenseverdier i næringsmidler ved en ulykke</i>	32
5	Materialer og metoder	32
5.1	Prøveinnsamling av villfisk	32
5.2	Prøveinnsamling av oppdrettslaks, fiskefôr og fiskemel	33

5.3	Prøveinnsamling av kommersielle bunndyr	33
5.4	Prøveinnsamling av ikke-kommersielle bunndyr	35
5.5	Prøveinnsamling av dyreplankton og blekksprut	36
5.6	Prøveinnsamling av sjøpattedyr	36
5.7	Prøveopparbeiding	36
5.8	Radiokjemiske metoder	37
5.8.1	<i>Cesium-137 i fisk og andre marine organismer (Havforskningsinstituttet)</i>	37
5.8.2	<i>Technetium-99 i hummer, taskekrabbe, kongekrabbe og blåskjell (Havforskningsinstituttet)</i>	37
5.8.3	<i>Cesium-137 og polonium-210 i fisk og andre marine organismer (Statens strålevern)</i>	37
5.8.4	<i>Technetium-99 i sjøvann og biota (Statens strålevern)</i>	37
5.8.5	<i>Strontium-90 i sjøvann og bein (IFE metode)</i>	37
5.8.6	<i>Plutonium (^{239,240}Pu) i sedimenter, sjøvann og biota (NRPA metode)</i>	38
6	Resultater	38
6.1	Fisk og oppdrettsnæring	39
6.1.1	<i>Kommersielle arter</i>	39
6.1.2	<i>Ikke-kommersielle arter av fisk</i>	43
6.2	Bunndyr	44
6.2.1	<i>Kommersielle bunndyr</i>	44
6.2.2	<i>Ikke-kommersielle bunndyr</i>	49
6.3	Dyreplankton og blekksprut	49
6.4	Sjøpattedyr	50
7	Diskusjon og konklusjon	52
8	Referanser	54

1 INNLEDNING

Norge var i 2011 verdens 12. største fiskerinasjon med fangster på 3,6 millioner tonn fisk (" Fakta om fiskeri og havbruk 2013", www.regjeringen.no). Fiskeri- og havbruksnæringen er en av Norges fremste eksportnæringer. Dokumentasjon på at norsk sjømat er fanget i et rent hav er svært viktig både for det norske og utenlandske markedet. I Norge har det blitt gjennomført overvåking av radioaktiv forurensning i fisk og andre marine organismer i norske kyst- og havområder siden 1960-tallet og frem til i dag. Denne rapporten sammenstiller resultater fra dette arbeidet.

Etter de kjernefysiske prøvesprengningene på 1950- og 1960-tallet og påfølgende nedfall av radioaktiv forurensning, bygget norske myndigheter opp kompetanse og overvåking på dette fagområdet. Havforskningsinstituttet gjennomførte overvåking av radioaktiv forurensning i forskjellige fiskeslag i Barentshavet i denne perioden [1]. Overvåkingen ble lagt ned mot slutten av 60-tallet, da forurensningen ikke lenger ble sett på som noe problem. Da Tsjernobyl-ulykken inntraff i april 1986, hadde vi generelt manglende oppdatert kunnskap innen fagfeltet, og det var få institusjoner som hadde tilgjengelige måleinstrumenter. På slutten av 1980-tallet og begynnelsen av 1990-tallet ble det bygget opp ny fagkunnskap på området, og overvåking ble gjenopptatt. Separate overvåkingsprogrammer ble opprettet på Statens strålevern, Havforskningsinstituttet og Statens næringsmiddeltilsyn (nå Mattilsynet). I 1999 ble det opprettet et felles nasjonalt overvåkingsprogram, RAME (Radioactivity in the Marine Environment). RAME koordineres av Statens strålevern og har som overordnet mål å dokumentere nivåer og trender av radioaktiv forurensning i norske kyst- og havområder. Overvåkingen skal også gi grunnlag for vurderinger av sjømattrygghet. Tabell 1.1 viser en oversikt over de forskjellige overvåkingsprogrammene for radioaktiv forurensning i det marine miljø.

Nivåene av radioaktiv forurensning i norske kyst- og havområder er i dag lave. Hvis vi ser bort fra utslipp fra oljeindustrien, har det vært en generell nedgang i nivåene siden 1970-tallet [2]. De europeiske gjenvinningsanleggene for brukt kjernefysisk brensel, Sellafield og La Hague, har redusert sine utslipp, og forurensningen fra prøvesprengningene på 1950- og 1960-tallet og Tsjernobyl-ulykken blir nedbrutt etter hvert som tiden går. Selv om nivåene er lave, er de betydelig høyere i Nordsjøen og Skagerrak enn i Barentshavet og Norskehavet. Dette skyldes at de førstnevnte havområdene ligger nærmere dagens viktigste kilder til radioaktiv forurensning. EUs havstrategidirektiv og Nordsjølandenes myndighetssamarbeid gjennom organer som blant annet OSPAR (Oslo-Paris konvensjonen), har også bidratt til en nedgang i utslipp av radioaktiv forurensning til det marine miljø. Her kan nevnes norske og irske myndigheters press på britiske myndigheter for å begrense utslippene av technetium-99 (^{99}Tc) fra Sellafield. Det forventes en ytterligere nedgang i nivåene av radioaktiv forurensning i det marine miljø som følge av fremskritt på teknologifronten. Unntaket er utslipp av radioaktive stoffer fra oljeindustrien, der det er forventet en økning av utslippene i de kommende årene (www.miljostatus.no). En av OSPARs målsetninger er imidlertid at utslippene skal reduseres gradvis slik at nivåene av radioaktive stoffer i miljøet være nær bakgrunn innen 2020 (www.ospar.org).

Kjernekraft sto i 2012 for omtrent 21 % av elektrisitetsforsyningen i OECD-landene (<http://www.oecd-nea.org>). Flere land satser nå på kjernekraft som en CO₂-fri måte å skaffe energi på (<http://nucleus.iaea.org/>; OECD, Nuclear Energy Data 2012). Det første flytende kjernekraftverket skal stå ferdig i Russland i løpet av 2016. En eventuell åpning av Nordøstpassasjen som følge av klimaendringer kan bidra til økt transport av brukt kjernefysisk brensel fra Europa til Asia langs norskekysten. Sannsynligheten for ulykker er liten, men ulykken ved Fukushima Daiichi i Japan, viser at konsekvensene der ulykken skjer kan bli store.

Overvåkingsprogram	Formål	Finansieringskilde	Periode	Data brukt i denne rapporten
Overvåking av radioaktivitet i fisk og sjømat (koordinert av Statens strålevern)	Dokumentere nivåer i fisk og sjømat.	Nærings- og fiskeridepartementet (NFD)	1994-dd	Fisk og skalldyr
Overvåking av radioaktivitet i fisk og sjømat i nordområdene (koordinert av Statens næringsmiddeltilsyn (nå Mattilsynet))	Dokumentere nivåer i fisk og skalldyr i våre tre nordligste fylker, ivareta måleberedskapen.	Helse- og omsorgsdepartementet (HOD)	1993-2000	Oppdrettsfisk, villfisk og reker
Overvåking av radioaktivitet i fiskemel og fiskefôr (I regi av Mattilsynet)	Dokumentere nivåer i fiskemel og i fôret.	Helse- og omsorgsdepartementet (HOD)	2001-2003	Fiskemel og fiskefôr til bruk i oppdrettsnæring
Havforskningsinstituttets overvåkingsprogram av radioaktiv forurensning i norske kyst- og havområder	Dokumentere nivåer og trender i det marine miljø.	Nærings- og fiskeridepartementet (NFD)	1991-dd	Villfisk, skalldyr, bunndyr, sjøpattedyr, plankton
RAME (Radioactivity in the Marine Environment) (koordinert av Statens strålevern)	Kartlegge utslipp fra norske og utenlandske kilder, dokumentere nivåer og trender i det marine miljø.	Klima- og miljødepartementet (KLD)	1999-dd	Oppdrettsfisk, villfisk, skalldyr, bunndyr og sjøpattedyr
Tilførselsprogrammet (Klif) (koordinert av NIVA)	Kartlegge tilførsler av radioaktiv forurensning til det marine miljø.	Klima- og miljødepartementet (KLD)	2009-2011	Torsk
Bilateralt miljøsam arbeid mellom Russland og Norge	Dokumentere tilførsler og nivåer på russisk og norsk side, utveksle data. Opptak og akkumulering av radionuklider i næringskjeden, forbedring og verifisering av radioøkologiske modeller	Utenriksdepartementet (UD)	2006-dd	Fisk, blåskjell, krabbe, reker, plankton

Tabell 1.1 Oversikt over overvåkingsprogrammer for radioaktiv forurensning i det marine miljø. I kolonnen lengst til høyre er det indikert hvilke data fra de forskjellige overvåkingsprogrammene som er inkludert i denne rapporten.

2 KILDER TIL RADIOAKTIV FORURENSNING

I dette kapitlet tar vi for oss kilder til radioaktiv forurensning i sjømat fra 1960-tallet og frem til i dag, og hendelser som har utløst tiltak i norske eller nærliggende havområder. I tillegg gis en oversikt over ulykken ved Fukushima i Japan, som er den siste store hendelsen med kjernekraft. En oppdatert og utfyllende oversikt over eksisterende og potensielle kilder for radioaktiv forurensning til arktiske områder er gitt i AMAP [3].

Figur 2.1 viser en oversikt over reelle og potensielle kilder til radioaktiv forurensning i norske havområder.



Figur 2.1 Reelle og potensielle kilder til radioaktivitet i norske havområder (Statens strålevern).

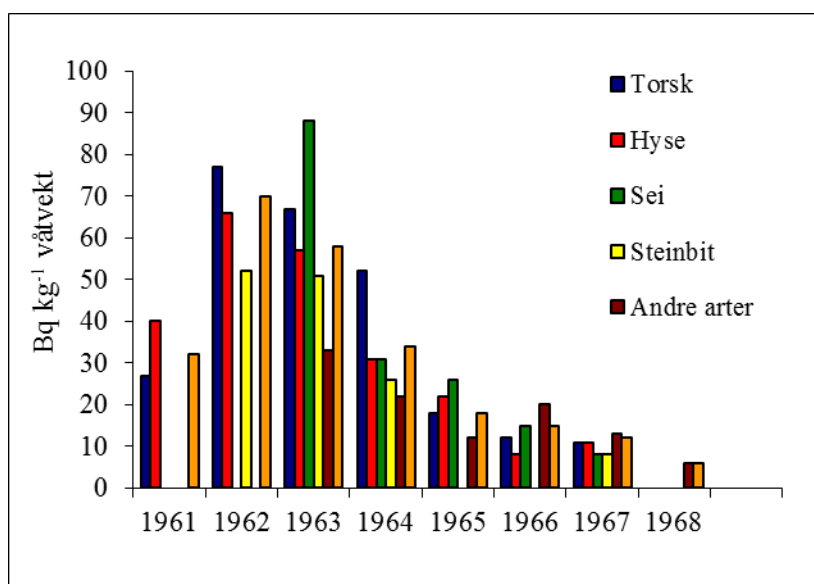
2.1 Kjernefysiske prøvesprengninger i atmosfæren

Prøvesprengningene på 1950- og 1960-tallet er den største globale kilden til radioaktiv forurensning. Det er estimert at mesteparten av nedfallet kom på den nordlige halvkule, og at

omtrent 60 % av nedfallet kom i marint miljø. Det er estimert at det totalt ble sluppet ut 948 PBq (petabecquerel, 10^{15} Bq) cesium-137 (^{137}Cs), 622 PBq strontium-90 (^{90}Sr), 6,52 PBq plutonium-239 (^{239}Pu) og 4,35 PBq plutonium-240 (^{240}Pu) [4].

Figur 2.2 viser radioaktivitet (total beta-aktivitet minus kalium-40 (^{40}K), som er en naturlig radionuklide) i fisk i Barentshavet i perioden 1961-1968. Målingene er gjort ved Havforskningsinstituttet[1]. Mesteparten av beta-aktiviteten stammer fra ^{137}Cs , men bidrag fra enkelte andre beta-emittere kan ikke utelukkes. Den høyeste beta-aktiviteten ble målt i 1962-1963, noe som skyldes en "topp" i nedfallet fra prøvesprengninger i 1961-1962. Grunnet stans av prøvesprengninger, fysisk spredning og fortykning, biologisk eliminering og korte halveringstider til noen av beta-emitterne, avtok beta-aktiviteten i fisk relativt raskt mot slutten av 1960-tallet.

Dagens målinger er ikke direkte sammenlignbare med målingene fra 1960-tallet, men vi kan med stor sikkerhet si at aktivitetskonsentrasjonene i fisk er mye lavere i dag enn den gangen. Nivåene av ^{137}Cs i torsk i Barentshavet har sunket jevnt og ligger nå på svært lave nivåer (0,1–0,2 Bq/kg fersk vekt (f.v.)) [2].

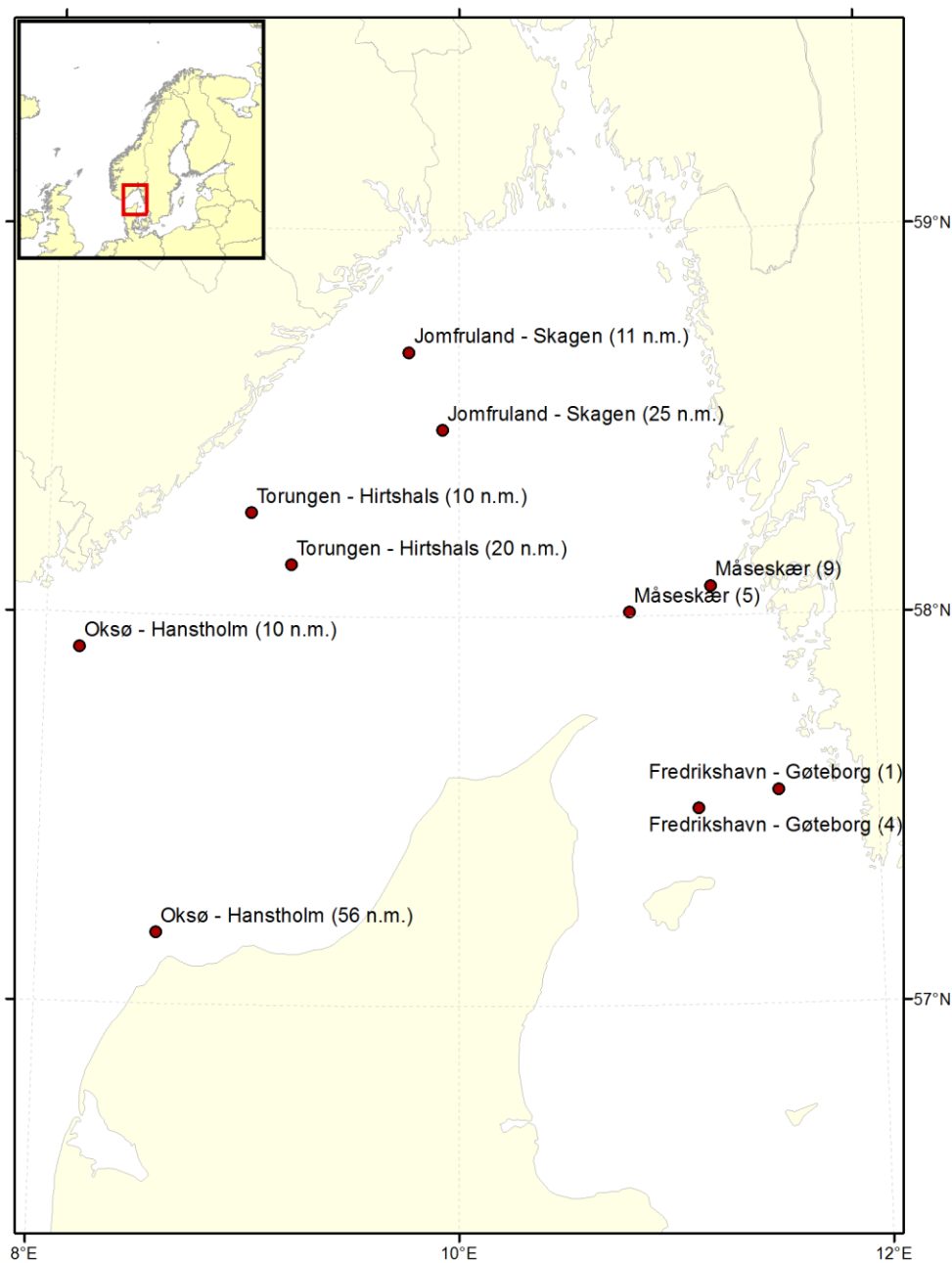


Figur 2.2 Radioaktivitet (total beta-aktivitet minus kalium-40 (^{40}K) i forskjellige fiskeslag i Barentshavet i perioden 1961-1968 (Føyn m. fl., 1999).

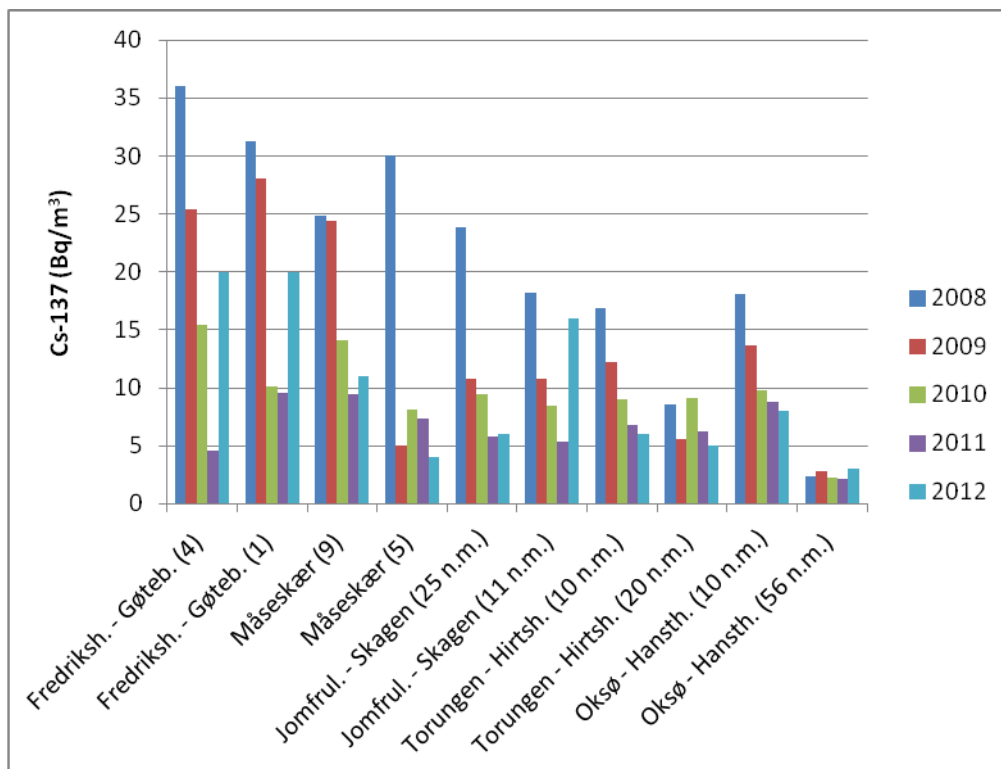
2.2 Tsjernobyl-ulykken i Ukraina i 1986

Den verste kjernekraftulykken i historien skjedde 26. april 1986 i Ukraina, da en av fire reaktorer i atomkraftverket i Tsjernobyl eksploderte. Eksplosjonen gjorde at store mengder radioaktiv forurensning ble sluppet ut i atmosfæren og spredte seg over store områder. Det er estimert at det totalt ble sluppet ut 85 PBq ^{137}Cs [5], og at Østersjøen mottok omtrent 5 PBq [6]. Mengden var 100 ganger større enn utslippene etter atombombene i Hiroshima og Nagasaki i 1945 (www.nrpa.no). Mange av radionuklidene som slapp ut hadde korte halveringstider, og kan ikke lenger måles i miljøet. I dag er det ^{137}Cs som utgjør mesteparten av forurensningen fra Tsjernobyl. I Norge var det spesielt sentrale deler av Sør-Norge, Trøndelagsfylkene og søndre del av Nordland som fikk mest radioaktivt nedfall. Vi måler fremdeles forhøyete nivåer av ^{137}Cs i sedimenter innerst i fjorder i disse områdene (se for eksempel [7] og [8]).

Utstrømming av Tsjernobyl-kontaminert sjøvann fra Østersjøen utgjør i dag, sammen med avrenning fra land, den største kilden til radioaktiv forurensning i norske havområder. Både Statens strålevern og Havforskningsinstituttet har overvåket nivåene av ^{137}Cs i sjøvann i Kattegat og Skagerrak de to siste tiårene, og resultatene viser tydelig forhøyete nivåer i det utstrømmende overflatevannet. Aktivitetskonsentrasjonene varierer fra år til år. Figur 2.3 a) og b) viser resultater fra overvåking på faste stasjoner på fem av Havforskningsinstituttets hydrografiske snitt. Nivåene av ^{137}Cs i fisk i Kattegat, Skagerrak og Nordsjøen er noe høyere enn nivåene i fisk lenger nord, og noe av bidraget til dette kommer nettopp fra Østersjøen.



Figur 2.3 a) Oversikt over stasjoner der sjøvann har blitt prøvetatt hver vår siden 2008. Stasjonene ligger på Havforskningsinstituttets faste snitt i Kattegat og Skagerrak.



Figur 2.3 b) Aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs i sjøvann 2008-2012 på stasjonene vist i Figur 2.3 a).

2.3 Fukushima-ulykken i Japan i 2011

Ulykken ved atomkraftverket Fukushima Daiichi i Japan (Figur 2.4) etter tsunamien 11. mars 2011, viste at sikkerheten ved dagens kjernekraftverk var underdimensjonert for store naturkatastrofer. Ulykken, som har fått samme gradering på INES-skalaen¹ som Tsjernobyl-ulykken, førte til utslipp av store mengder radioaktive stoffer til luft og sjø. En stor del av de radioaktive stoffene som kom opp i høyere luftlag, ble ført av vinden ut over Stillehavet og falt ned langt fra land. Forurensing over land ble begrenset til områder i den nordlige delen av Japan² (se også [9]). Ingen andre land ble utsatt for radioaktivt nedfall av betydning. Sammenlignet med radioaktivt nedfall over land er konsekvensene av nedfall over sjø mye mindre, blant annet fordi forurensningen blir fortennet i sjøvann. Følgene for fiskeri- og landbruksindustriene av Fukushima-ulykken blir derfor antageligvis mye mindre enn av Tsjernobyl-ulykken.

¹ En skala for gradering av hendelser med kjernereaktorer og radioaktive kilder, www.nrpa.no.

² Report of Japanese Government to the IAEA Ministerial Conference on Nuclear Safety- The accident at TEPCO's Fukushima Nuclear Power Stations, 7.06.2011.



Figur 2.4 Kjernekraftverket Fukushima Daiichi

Spor av radioaktive stoffer fra Fukushima ble målt i luft over Norge på Strålevernets nettverk av luftfilterstasjoner allerede 20. mars 2011, 9 dager etter ulykken (www.nrpa.no). Til sammenligning vil transport av radioaktiv forurensning med havstrømmer fra utslippsstedet ta over 10 år (se kapittel 3 "Transportveier for radioaktiv forurensning"). Etter så lang tid vil forurensningen være så fortynnet at vi sannsynligvis ikke vil kunne måle det i norske havområder. Konsekvensen for norske havområder er derfor antatt å være helt ubetydelig.

Våren/sommeren 2013, to år etter Fukushima-ulykken, måles det svært varierende aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs i fisk og sjømat fanget i havområdet i nærheten av anlegget. Den høyeste aktivitetskonsentrasjonen ble funnet i arten fat greenling (*Hexagrammos otakii*) og var på 1150 Bq/kg (Japanese Fisheries Agency (www.jfa.maff.go.jp)). Dette er over 10 ganger høyere enn Japans "standard limit for radionuclides in food" på 100 Bq/kg. FNs vitenskapelige komité for virkninger av radioaktiv stråling (UNSCEAR) skal vurdere eksponering og doser til befolkning og miljø fra det radioaktive utslippet etter Fukushima-ulykken. Som et ledd i dette programmet har Strålevernet blitt invitert til å lede arbeidet med vurdering av doser og effekter på miljø [10].

I etterkant av ulykken har det internasjonale atomenergibyrået (IAEA) startet et internasjonalt arbeid for å bedre sikkerheten ved kjernekraftverk globalt (<http://nucleus.iaea.org> og <http://www.oecd-nea.org>).

2.4 Gjenvinningsanlegg for brukt kjernefysisk brensel

Ved gjenvinningsanlegg for brukt kjernefysisk brensel skilles fisjonsprodukter (avfall) som blant annet tritium (^3H), strontium-isotoper, jod-isotoper, technetium-99 (^{99}Tc) og cesium-isotoper fra uran og plutonium, som kan brukes til å lage nytt brensel. En viss andel av fisjonsproduktene slippes ut til luft og sjø i henhold til reguleringer fra landets myndigheter. De to viktigste anleggene som påvirker norske havområder er Sellafield-anlegget ved Irskesjøen og La Hague på kysten av Normandie i Frankrike. Et annet anlegg som for det meste har bidratt til forurensning lokalt, er Dounreay-anlegget på kysten av Skottland, et kjernekraftverk der det har blitt drevet forskning, utvikling og produksjon av blant annet høyanriket uran og plutonium. Utslippene fra Sellafield og La Hague transporteres med havstrømmene til Nordsjøen og videre langs norskekysten og opp til våre nordlige havområder. En oversikt over transportveier er gitt i kapittel 3.

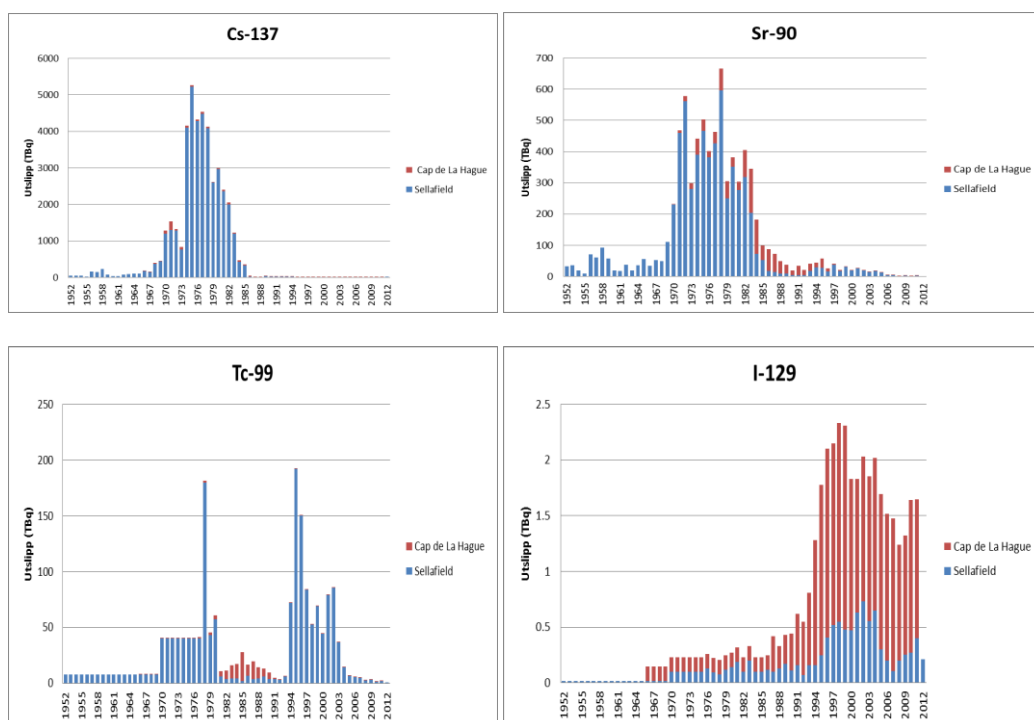
2.4.1 Sellafield

Det britiske gjenvinningsanlegget for brukt kjernefysisk brensel, Sellafield, har fått mye negativ oppmerksomhet i Norge. Sellafield har sluppet ut radioaktive stoffer til Irskesjøen siden 1952.

Utslippene var på sitt høyeste på 1970- og 1980-tallet [11] (Figur 2.5). Som følge av ny teknologi ble imidlertid utslippene, med noen få unntak, gradvis redusert. Et av unntakene er technetium-99 (^{99}Tc). Utslippene av denne radionukliden økte etter at et nytt renseanlegg ble tatt i bruk i 1994. Anlegget renses utslippene for alfa-emittere som plutonium og americium, noen av de viktigste bidragsyterne til doser til mennesker, men ikke ^{99}Tc . Technetium-99 er generelt svært løselig i sjøvann, og transporteres over lange avstander med havstrømmer. En rekke studier dokumenterte en kraftig økning av ^{99}Tc i sjøvann, hummer og tang langs norskekysten på slutten av 1990-tallet og begynnelsen av 2000-tallet (se for eksempel [12, 13, 14, 15 og 2]). Norske myndigheter arbeidet aktivt i samarbeid med Irske myndigheter og miljøvernorganisasjoner for å stanse utslippene av technetium-99 fra Sellafield, og i 2004 ble nye rensemetoder tatt i bruk som også inkluderte rensing av technetium-99.

I tillegg til myndighetsregulerte utslipp har det skjedd utslipp som følge av ulykker eller uhell samt nesten-utslipp fra Sellafield. Det mest alvorlige skjedde i 1957 (anlegget het da Windscale), da en brann i en reaktor førte til utslipp av store mengder radioaktive stoffer til luft. I en konsekvensutredning av en tenkt ulykke ved Sellafield pekes det på at et større utslipp til luft kan få alvorlige konsekvenser for Norge [16, 17].

Britiske, skotske og irske myndigheter overvåker jevnlig nivåene av radioaktiv forurensning i blant annet sjømat fra en rekke steder i Storbritannia og Irskesjøen. Resultatene rapporteres i de årlige rapportene "Radioactivity in Food and the Environment" (for eksempel [18]). Nivåene av radioaktiv forurensning i kystnære områder nær Sellafield er mye høyere enn nivåene i de åpne norske havområder. I 2012 ble det for eksempel målt opp til 7,0 Bq/kg f.v. av ^{137}Cs i torsk [18]. Dette er omtrent 30 ganger høyere enn i Nordsjøen (se for eksempel [2]).



Figur 2.5 Utslipp av viktige radionuklider (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{99}Tc og ^{129}I) fra Sellafield (fra 1952) og Cap de La Hague (fra 1966) frem til 2012. Dataene fra Sellafield og Cap de La Hague stammer fra henholdsvis Sellafield Ltd. og Areva.

2.4.2 La Hague

Gjenvinningsanlegget for brukt kjernefysisk brensel i La Hague i Frankrike har sluppet ut radioaktivt avfall til Den engelske kanal siden 1966. Utslippene fra La Hague er betydelig lavere enn fra Sellafield, med unntak av ^{129}I ($t_{1/2}=1,57\cdot 10^7$ år) og ^{125}Sb ($t_{1/2}=2,8$ år) (se for eksempel [19] og figur 2.5). Selv om anlegget har fått mindre negativ oppmerksomhet i Norge sammenlignet med Sellafield, har ikke driften og utslippene av radioaktiv forurensning vært ukontroversielle. I motsetning til Sellafield har det ikke vært like mye åpenhet rundt de myndighetsregulerte utslippene, og rapporter med informasjon om resultater fra overvåking er ikke lett tilgjengelig. I 1990-årene ble det imidlertid publisert en del artikler i internasjonale tidsskrift med resultater fra undersøkelser av nivåene av radioaktiv forurensning i tang og andre marine organismer i nærheten av La Hague. Resultatene viste blant annet at aktivitetskonsentrasjonene av ^{99}Tc og ^{125}Sb i tang var generelt avtakende på slutten av 1980-tallet og begynnelsen av 1990-tallet som følge av reduserte utslipp (se for eksempel [20]).

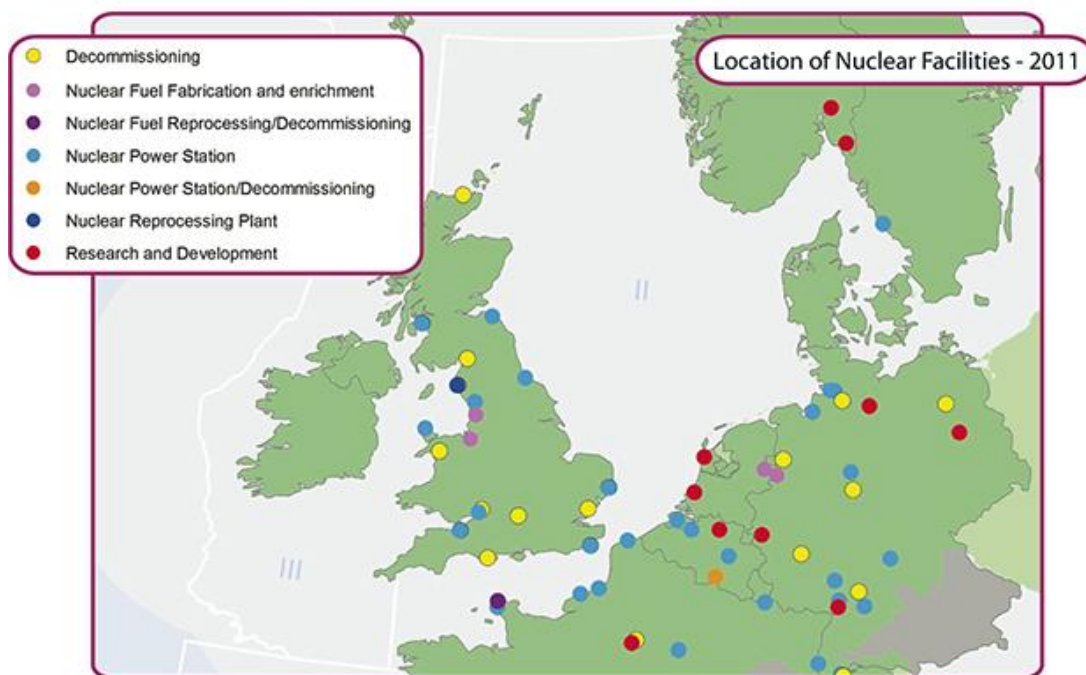
2.4.3 Dounreay

Dounreay kjernekraftverk på kysten av Skottland var i drift i perioden 1955-1994. Virksomheten har i stor grad dreid seg om forskning, utvikling og produksjon av blant annet høyanriket uran og plutonium. Anlegget er lagt ned og demonteres, og området rundt skal renses. I 1977 skjedde det en eksplosjon i en 65 meter dyp sjakt i de marine områdene av anlegget, som følge av ureglementert oppbevaring av kjemisk og radioaktivt avfall. Eksplosjonen er, sammen med regulære utslipp på 1960- og 1970-tallet, antatt å være årsaken til at det senere i områdene rundt Dounreay har blitt funnet radioaktive partikler med en aktivitet på opptil flere hundre millioner becquerel. Senest i februar 2012 ble det funnet en partikkel med et antatt innhold av 1 til 2 millioner becquerel på havbunnen utenfor Dounreay (<http://www.dounreay.com/particle-cleanup>). Det har siden 1983 vært forbud mot å oppholde seg på strendene i nærheten av anlegget på grunn av spredning av svært radioaktive partikler. Fra 1997 ble det av britiske og skotske miljømyndigheter i tillegg utstedt et forbud mot høsting av fisk og skalldyr i 2 kilometers radius utenfor anlegget. I 2008 ble det igangsatt et program for å rense området blant annet ved hjelp av miniubåter med utstyr til å detektere partikler på havbunnen. Programmet er antatt å vare fram til 2020 med en estimert kostnad på 18 til 25 millioner britiske pund.

2.5 Potensielle kilder til radioaktiv forurensning

2.5.1 Utslipp fra kjernekraftverk

Kjernekraftverk slipper i liten grad ut radioaktive stoffer til marint miljø, men en ulykke eller et uhellsutslipp kan få store følger for Norge og andre land. I 2013 var det på verdensbasis 443 reaktorer i drift og 67 reaktorer under konstruksjon (www.iaea.org/pris/). Motstanden og debatten rundt bruk av kjernekraft blusset opp igjen etter ulykken ved Fukushima Daiichi (se kapittel 2.3), og det er forventet en reduksjon i den globale veksten i bruk av kjernekraft (www.iaea.org). I Norden er det bare Sverige og Finland som har kjernekraftverk som produserer strøm. I Norge har vi to forskningsreaktorer, en på Kjeller og en i Halden. Begge eies av Institutt for energiteknikk (IFE). Se Figur 2.6 for en oversikt over nukleære installasjoner i våre nærrområder.



Figur 2.6 Nukleære installasjoner i våre nærområder (kilde: OSPAR)

2.5.2 Trafikk med reaktordrevne fartøy, transport av brukt kjernefysisk brensel og slep av flytende atomkraftverk langs norskekysten

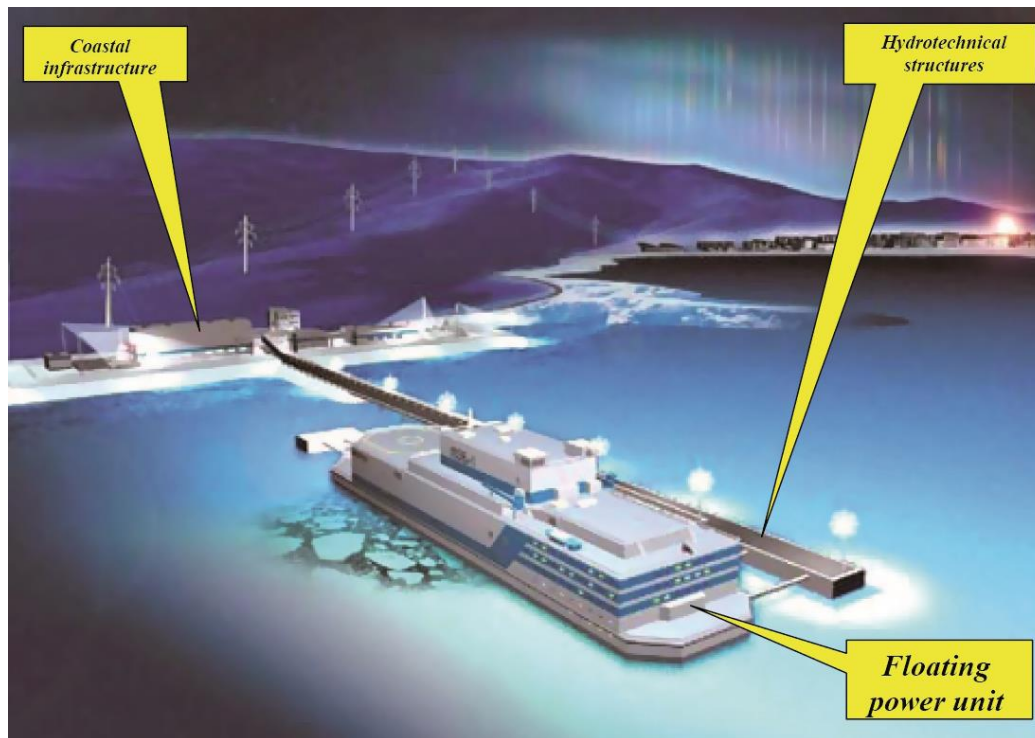
Trafikk med reaktordrevne fartøy langs norskekysten i dag omfatter særlig ubåter, men også atomdrevne isbrytere på vei til Østersjøen.

En av de største utfordringene ved økt bruk av all type kjernekraft er håndtering av brukt kjernefysisk brensel. Russiske myndigheter gjorde i 2002 et tilleggsvedtak i loven om bruk av atomenergi fra 1995, som åpnet for muligheten til import av brukt kjernebrensel til Russland. En slik import har ført til transport av brukt høyanriket kjernebrensel med skip langs norskekysten. Det har de senere årene foregått skipstransporter med brukt kjernefysisk brensel fra blant annet forskningsreaktorer i Polen og Ungarn langs norskekysten til Murmansk for videre transport til Majak-anlegget. I følge melding til Stortinget "Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Nordsjøen og Skagerrak (forvaltningsplan)" [21] er det i perioden 2009-2015 planlagt totalt 10 slike transport. Det er imidlertid behov for større klarhet i hvilket omfang denne type transport vil ha i fremtiden. Hvis en ulykke skulle inntreffe med en slik transport, vil dette kunne ha konsekvenser for Norge og norske interesser. Kystverket og Statens strålevern inngikk i 2010 en avtale om varsling ved transport av brukt kjernebrensel langs norskekysten.

Videre kan klimaendringer føre til isfri Nordøstpassasje som kan åpne for ytterligere transport av brukt kjernebrensel mellom Asia og Europa langs norskekysten. Det er en utstrakt bruk av atomreaktordrevne fartøy (ubåter, isbrytere) i norske og tilstøtende havområder, og slike fartøy anløper for eksempel jevnlig Håkonsvern i Bergen. Russland har planer om å bygge og oppruste flere atomreaktordrevne fartøy, noe som vil øke risikoen i området [21].

Prototypen på et flytende atomkraftverk ble sjøsatt ved St. Petersburg i juni 2010. Det har vært spekulert på antallet slike kjernekraftverk under prosjektering, men russiske myndigheter informerte i oktober 2010 at de først vil teste ut prototypen før man eventuelt går i gang med å bygge flere slike flytende kraftverk. Det antas at bruksområdet etter en eventuell ferdigstilling primært vil være i russiske nordområder. Norske myndigheter ser med en viss bekymring på

transporten av flytende kjernekraftverk dersom de foregår i våre nære havområder, eller i norsk territorialfarvann. Russland har i tillegg lansert ideer om bruk av flytende kraftverk ved petroleumsinstallasjoner til havs, slik som ved Sjtokman-feltet. Reaktorsikkerhet og problemstillinger knyttet til transport og bruk av flytende atomkraftverk er beskrevet i en egen StrålevernRapport [22].

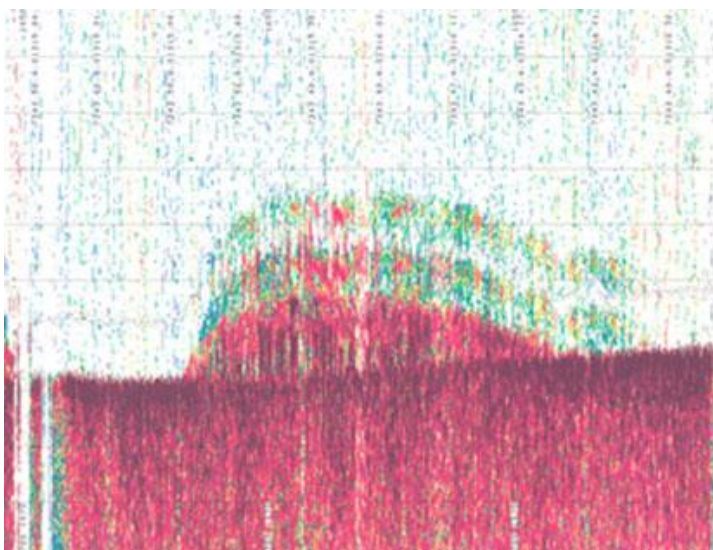


Figur 2.7 Illustrasjon av det flytende atomkraftverket Akademik Lomonsov (kilde: IAEA)

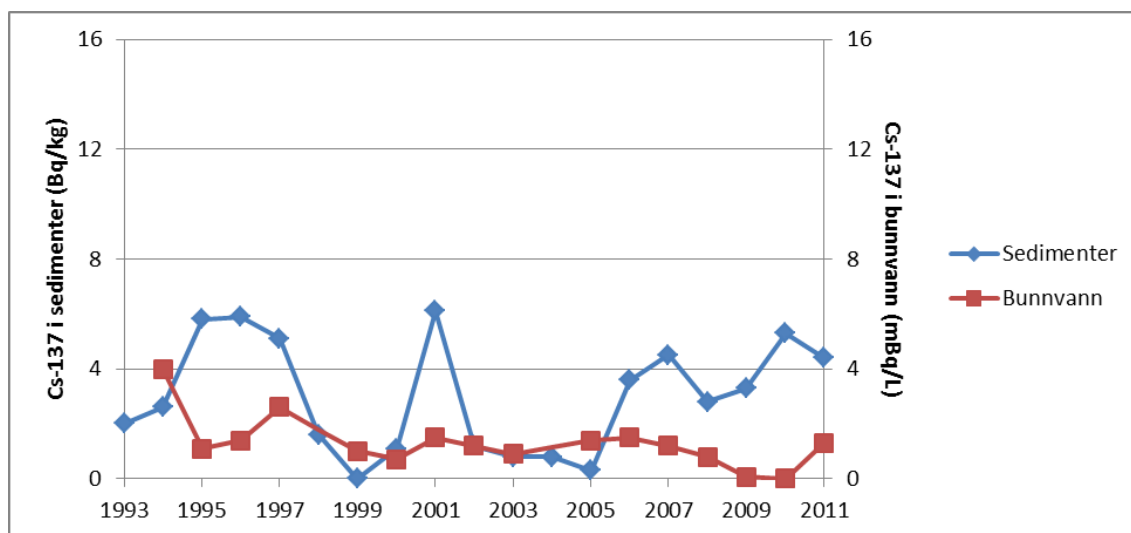
2.5.3 Atomubåten "Komsomolets"

Den 7. april 1989 brøt det ut brann i den russiske atomubåten "Komsomolets" mens den var på tokt i Norskehavet. Kapteinen blåste opp en nødballasttank som brakte båten opp i overflatestilling, men etter kort tid sank ubåten, 180 km sørvest for Bjørnøya. Vraket ligger nå på omtrent 1670 m (Figur 2.8). 42 russiske sjømenn mistet livet i ulykken, mens 25 av mannskapet overlevde. "Komsomolets" inneholder en reaktor med kjernefysisk brensel og to torpedoer med stridshoder bestående av en blanding av uran og plutonium. To store vurderinger av den radiologiske trusselen fra "Komsomolets" ble foretatt i løpet av 1990-tallet; den første vurderingen av norske eksperter for NATO³ og den andre av eksperter fra den russiske marine. I tillegg er det foretatt flere modellstudier av konsekvenser av utslipp av radioaktive stoffer og påvirkning på sjømat i nærhet til vraket, sist i 2013[23]. Sannsynligheten for store utslipp fra "Komsomolets" i nær framtid er vurdert som liten [24]. Videre er konsekvensene av utslipp fra "Komsomolets" for fisk og annen sjømat vurdert til å være ubetydelige, hovedsakelig på grunn av det store dypet vraket ligger [25, 23]. Både norske og russiske myndigheter gjør imidlertid regelmessige undersøkelser av vrakområdet. Den årlige norske prøvetakingen av sjøvann og sedimenter er siden 1993 blitt utført av Havforskningsinstituttet og Statens strålevern. Denne overvåkingen har hittil ikke avdekket forhøyete nivåer i sedimenter og sjøvann i området rundt vraket (Figur 2.9). En masteroppgave gjennomført ved Havforskningsinstituttet i 2014, der det ble tatt prøver i umiddelbar nærhet til vraket ved hjelp av en trådløs akustisk transponder, konkluderte med at aktivitetskonsentrasjonene av ¹³⁷Cs, Pu-isotoper, ²⁴¹Am og ²³⁸U ikke er forhøyet [26].

³ NATO/CCMS Report No. 204, April 1995.



Figur 2.8 Havforskningsinstituttet overvåker årlig nivåene av radioaktiv forurensning i sjøvann og sedimenter nær vraket av "Komsomolets". Bildet viser et ekkogram av vraket tatt fra F/F "Johan Hjort" i 1991.



Figur 2.9 Aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs i sedimenter og sjøvann i området rundt vraket av "Komsomolets" 1993-2011.

2.5.4 Atomubåten K-159

30. august 2003 sank den utrangerte atomubåten K-159 ved utløpet av Murmanskfjorden under slep. Ubåten var en reaktordrevet ubåt av Novemberklassen, og sank med brukt brensel om bord [27]. Det er publisert lite informasjon om K-159 i vestlige vitenskapelige tidsskrift. Ubåten ligger i dag på 238 meters dyp, i et av verdens rikeste fiskeriområder. Området er for eksempel gyte- og oppvekstområde for lodde (*Mallotus villosus*) [28, 29, 30].

Heldal m. fl. (2013) har modellert konsekvenser av en kontinuerlig lekkasje og puls-utslipp av ^{137}Cs fra K-159 for torsk og lodde i Barentshavet. Resultatene viser at en kontinuerlig lekkasje ikke vil ha særlig betydning for nivåene av ^{137}Cs i torsk og lodde i Barentshavet, men et puls-utslipp fra K-159 vil kunne føre til en økning i aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs i torsk på over 100 ganger dagens nivåer.



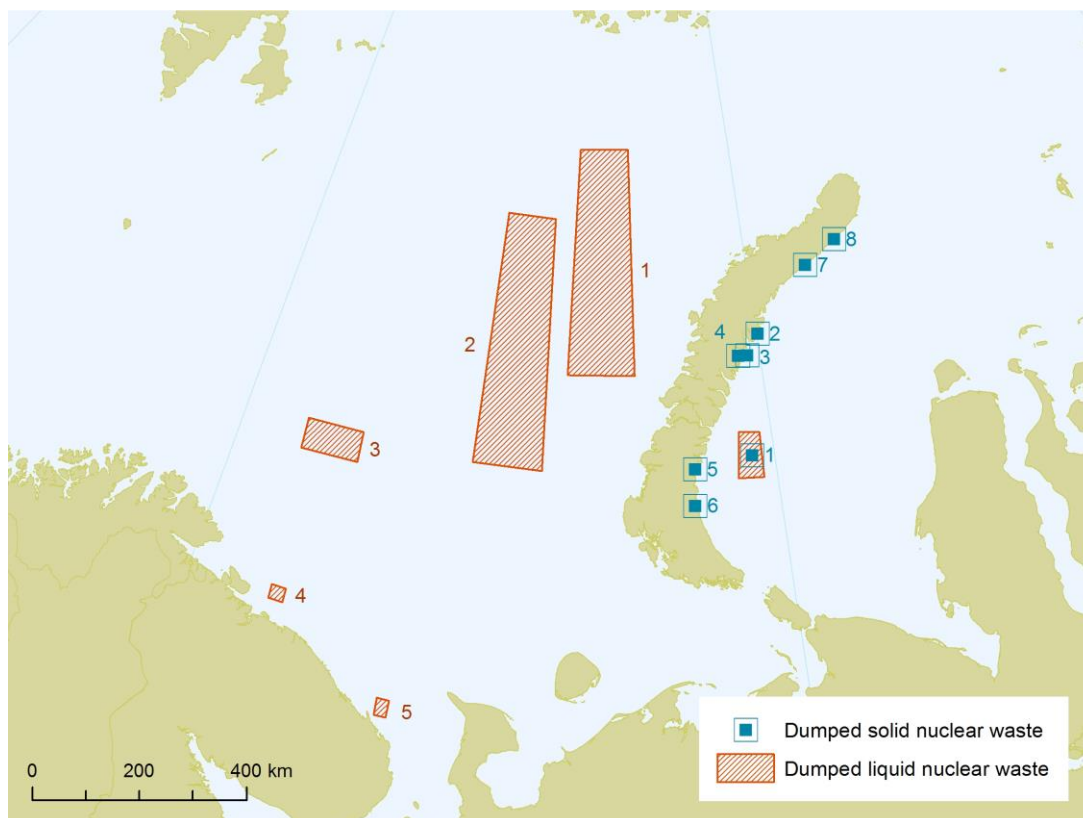
Figur 2.10 Atomubåten K-159.

2.5.5 Dumpet atomavfall i Barents- og Karahavet og fjorder på Novaja Semlja

Det er dumpet store mengder brukt kjernefysisk brensel og annet radioaktivt avfall i Barents- og Karahavet, og i fjorder på østkysten av Novaja Semlja (se for eksempel [31]) (Figur 2.11). Under Den norsk-russiske ekspertgruppen for undersøkelser av radioaktiv forurensning i nordlige områder (underlagt Den norsk-russiske miljøvernkommissjonen), ble det i 1992, 1993 og 1994 gjennomført felles norsk-russiske undersøkelser av dumpeplasser i Karahavet og fjordene på østkysten av Novaja Semlja. Konklusjonene fra undersøkelsene var at den radioaktive forurensningen var generelt lav, men det ble observert forhøyete nivåer av enkelte radionuklider i sjøvann og sedimenter i nærheten av dumpete objekter.

Baxter m. fl. [32] konkluderte at stråledoser til mennesker fra lekkasjer av radioaktiv forurensning fra dumpeplasser i Karahavet er neglisjerbare på regional og global skala. Maksimum individuelle doser kan imidlertid overstige dosegrensen som norske myndigheter har satt for enkeltpersoner i befolkningen (1 mSv/år) på lokal skala (for eksempel i Abrosimovbukta), men dette er ikke så relevant fordi områdene er ubebodde. Etter undersøkelsene på 1990-tallet ble det påpekt at fremtidig overvåking av det dumpete materialet var nødvendig for å kunne oppdage mulige lekkasjer i tide, med tanke på eventuelle tiltak.

Under en parallellrevisjon av norske og russiske myndigheters arbeid med å beskytte befolkningen og miljøet mot radioaktiv stråling og forurensning i 2009 og 2010, ble det påpekt at dette ikke er fulgt opp, og det var enighet om å planlegge nye norsk-russiske tokt til dumpeområder [33].



Figur 2.11 Oversikt over dumpingplasser i Barents- og Karahavet og fjorder på Novaja Semlja. Dumpingplassene i det østlige Barentshavet ligger i svært viktige fiskeriområder [34].

I 2012 ble det derfor gjennomført et nytt norsk-russisk tokt for å undersøke det dumpede radioaktive avfallet i Stepovogofjorden på Novaja Semlja, der det ligger dumpet omtrent 2000 konteinere med radioaktivt avfall, og atomubåten K-27 som inneholder en reaktor med brukt kjernefysisk brensel. Målet med undersøkelsene var å finne ut om det hadde skjedd endringer siden 1990-tallet. Det ble gjennomført prøvetaking av sedimenter og sjøvann hovedsakelig på samme lokaliteter som i 1993 og 1994. I tillegg ble det gjennomført en mer omfattende innsamling av marine organismer enn på 1990-tallet (Figur 2.12). Det ble for eksempel samlet inn prøver av navigatorsk (*Eleginus nawaga*), ulke (*Cottidae sp.*), ålebrosme (*Lycodes reticulatus*) og gapeflyndre (*Hippoglossoides platessoides*) samt en rekke forskjellige bunndyr. Resultater fra analyser av sjøvann og sedimenter viser at nivåene er generelt lave, og at det har skjedd en nedgang i nivåene siden 1990-tallet [34]. Resultater fra analyser av fisk og andre marine organismer viser også at nivåene er lave. Det ble for eksempel målt aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs på 0,1 Bq/kg f.v. i prøver av både ålebrosme og ulke [34]. Dette er nivåer som er sammenlignbare med de nivåene vi finner i det åpne Barentshavet i dag.



Figur 2.12 Innsamling av biota i Stepovogoffjorden september 2012. Foto: Hilde Elise Heldal, Havforskningsinstituttet.

2.5.6 Atomavfallslagre i Norges nærområder

På russisk side er det en rekke atomanlegg og atomavfallslagre der radioaktivt avfall ligger midlertidig eller permanent lagret. Store mengder brensel finnes i Andrejevbukta, Gremikha på Atomflots anlegg i Murmansk, og om bord på skipet Lepse ved skipsverftet Nerpa.

Det radioaktive materialet som er lagret i Andrejevbukta representerer en risiko for forurensning over landegrensene. 22 000 beholdere med brukt brensel fra atomubåter og atomisbrytere er lagret i tre lagringstanker som alle er i dårlig forfatning. Det er også lagret fast og flytende radioaktivt avfall på området. Målet er at det brukte kjernebrenselet og det radioaktive avfallet fjernes fra Andrejevbukta innen 2025. Ved den nedlagte marinebasen Gremikha er mesteparten av brenselet fjernet.

Lepse er et omlag 50 år gammelt skip som i perioden fra 1962 til 1981 ble brukt som serviceskip ved atomisbryterbasen. Siden 1981 har båten blitt brukt som lager for brukt reaktorbrensel fra reaktorene på atomisbrytere. Om bord på Lepse er det 624 brukte brenselelementer lagret under høyst utilfredsstillende forhold. Båten ble i september 2012 flyttet fra Atomflot til Nerpa. Det er konkrete planer om å dekomisjonere Lepse og få brenselet lagret under sikrere forhold på land.

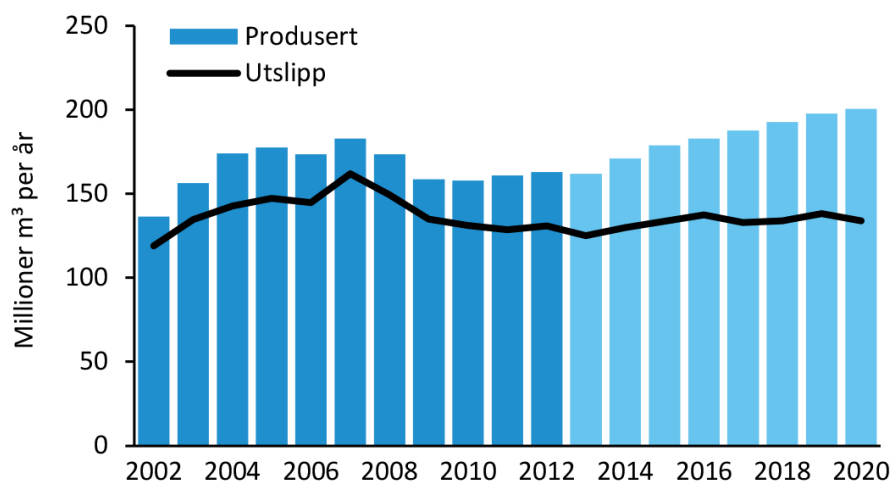
2.6 Utslipp fra annen industri

Olje- og gassproduksjon er en kilde til utslipp av radioaktive stoffer i norske havområder, vesentlig på grunn av utslipp av produsert vann. Produsert vann inneholder forhøyede nivåer av de radioaktive stoffene radium-226 (^{226}Ra), radium-228 (^{228}Ra) og bly-210 (^{210}Pb). Dette er de største utslippene av alfa-emitterende stoffer til norske havområder.

Bruk av åpne radioaktive kilder innen helsesektoren, forskning, utdanning og industri fører til utslipp av radioaktive stoffer. Utslipp til kloakknettverket skjer fra laboratorier i forbindelse med eksperimenter og fra pasienters kropp etter diagnostikk eller behandling. Det kan også være utslipp av radioaktive stoffer fra mineralutvinning og annen landbasert industri.

2.6.1 Petroleumsindustrien

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. Produsert vann inneholder forhøyede aktivitetskonsentrasjoner av naturlig forekommende radioaktive stoffer fra uran- og thoriumserien. Figur 2.13 viser at utslippene av produsert vann fra norsk sokkel var på sitt høyeste i 2007. De senere årene har utslippene av produsert vann gått ned, noe som blant annet skyldes redusert produksjon på norsk sokkel. Prognosene viser at mengden produsert vann vil stige noe i årene som kommer. Forskjellen mellom totalmengde produsert vann og selve utslippene i figuren skyldes at noe av vannet blir injisert tilbake i reservoaret. Reinjeksjon er en av teknologiene som vil kunne redusere utslippene. Radionuklider som det rapporteres utslipp av er ^{226}Ra , ^{228}Ra og ^{210}Pb . Utslippene og aktivitetskonsentrasjonen av radioaktive stoffer i produsert vann vil kunne variere i løpet av feltenes levetid. Dette gjør det vanskelig å lage sikre prognoser for fremtidige utslipp.



Figur 2.13 Historiske og antatt framtidige utslipp av produsert vann på norsk sokkel oppgitt i millioner standard kubikkmeter (kilde: Oljedirektoratet

(<http://www.npd.no/Publikasjoner/Ressursrapporter/2014/Kapittel-4/>))

Tidligere har det vært gjort få målinger av aktivitetskonsentrasjoner av radioaktive stoffer i produsert vann, men i de seinere årene er dette bedre kartlagt. Generelt er det anslått at aktivitetskonsentrasjonen av ^{226}Ra og ^{228}Ra i produsert vann ligger omtrent 100–1000 ganger høyere enn bakgrunnsnivåene i sjøvann. Det er betydelig variasjon mellom ulike målinger, trolig fordi berggrunnen der reservoarene ligger har en naturlig variasjon i nivåene av radioaktive stoffer. Rapporterte verdier for ^{226}Ra 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 [35, 36]. Mer omfattende data fra 2004 viser sammenlignbare resultater, men med et vektet gjennomsnitt for ^{226}Ra på 3,3 Bq/l [37].

2.6.2 Sykehus og farmasøytisk industri

Bruk av åpne radioaktive kilder innen helsesektoren, forskning, utdanning og industri genererer radioaktivt avfall og utslipp. Med åpne kilder menes radioaktivt stoff som ikke er innkapslet, det kan være i form av gass, aerosoler, væske eller fast stoff. Utslipp til kloaknettet skjer fra laboratorier i forbindelse med eksperimenter og fra pasienters kropp etter diagnostikk eller behandling. Nuklider som brukes innen helsesektoren har ofte korte halveringstider, og vil derfor ha liten påvirkning på miljøet. Det må søkes om tillatelse for utslipp av radioaktive stoffer.

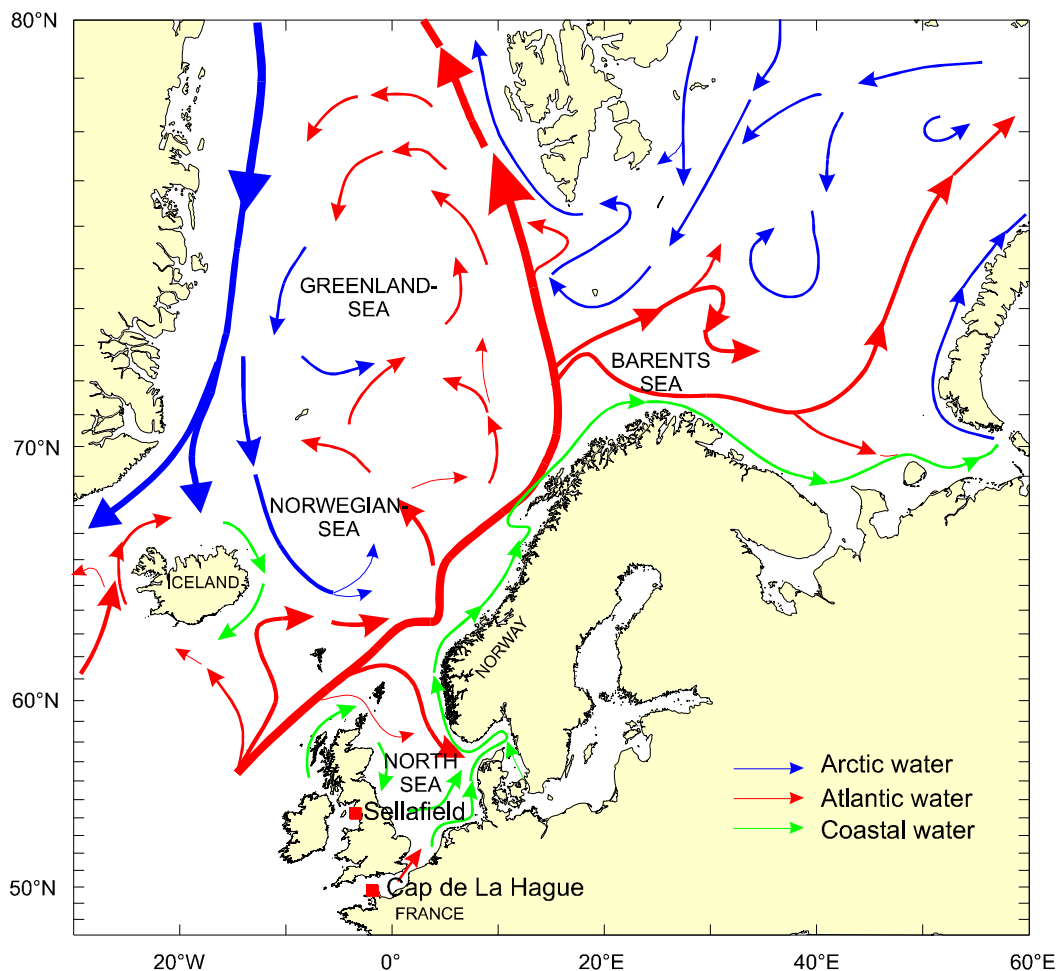
3 TRANSPORTVEIER FOR RADIOAKTIV FORURENSNING

De fleste radioaktive stoffer blir transportert fra utslippsstedet over lange avstander, både via atmosfæren og med havstrømmer. Transportveier i atmosfæren er avhengig av vær og vind og vil ikke bli beskrevet her. Under beskrives kort transportveier fra viktige eksisterende og potensielle utslippskilder i det marine miljø.

3.1 Transportveier fra Sellafield og La Hague

Transport av radioaktiv forurensning fra Sellafield og La Hague er beskrevet i detalj av flere forskere (se for eksempel [9, 15 og 38]). I korte trekk transporteres "Sellafield-forurensning" hovedsakelig nordover gjennom sundet mellom Nord-Irland og Skottland. Videre transporteres forurensningen inn i Nordsjøen med Den skotske kyststrømmen og Færøystrømmen. En del av forurensningen transporteres østover med Færøystrømmen, og en del transporteres sørover i Nordsjøen. I den sørlige delen av Nordsjøen mikses dette med utstrømmende sjøvann fra Den engelske kanal, som også inneholder "La Hague-forurensning". Ved inngangen til Skagerrak blir dette blandet med utstrømmende Østersjø-vann, som inneholder "Tsjernobyl-forurensning". Dette transporteres videre samlet nordover langs norskekysten, og sammen med ferskvannsavrenning fra land danner dette den norske kyststrømmen. Atlantisk vann fortynner gradvis den radioaktive forurensningen i den norske kyststrømmen på vei nordover, noe som fører til forurensning av den nordatlantiske strømmen. Ved den vestlige grensen til Barentshavet (ved omtrent 70° N) blir den nordatlantiske strømmen delt i to: Vest-Spitsbergen-strømmen, som går nordover ved Svalbard og Nordkappstrømmen, som flyter østover langs Finnmarkskysten og inn i Barentshavet. De generelle strømsystemene i Nordsjøen/Kattegat, Norskehavet, Grønlandshavet og Barentshavet er vist i Figur 3.1Figur.

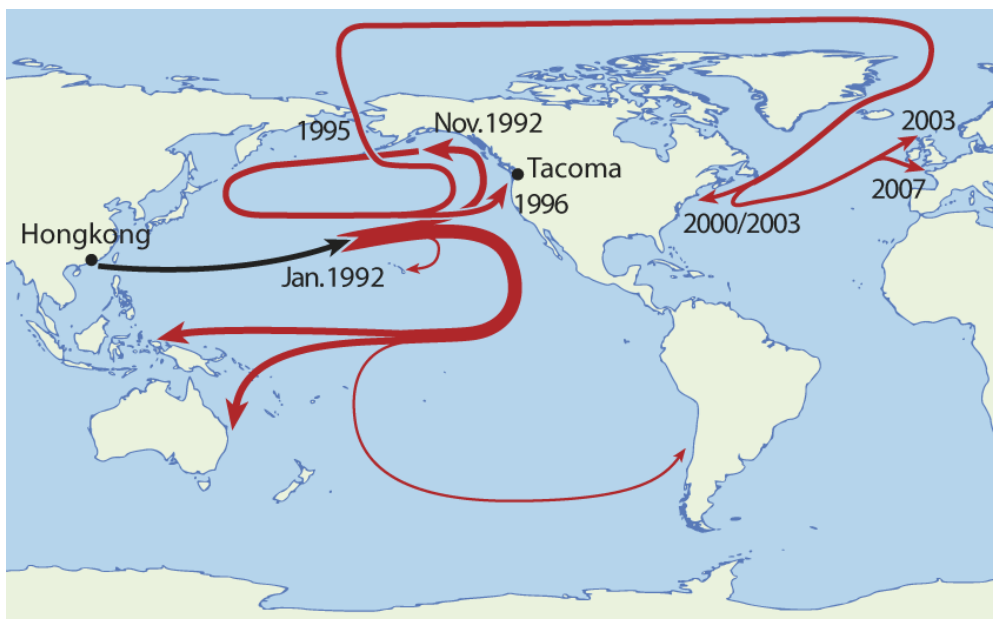
På grunn av nærheten til Sellafield og La Hague er det fisk og sjømat i Nordsjøen som i størst grad har vært påvirket av utslipp fra disse kildene.



Figur 3.1 Strømssystemer i Nordsjøen/Kattegat, Norskehavet, Grønlandshavet og Barentshavet (kilde: Havforskningsinstituttet).

3.2 Transportveier fra Fukushima

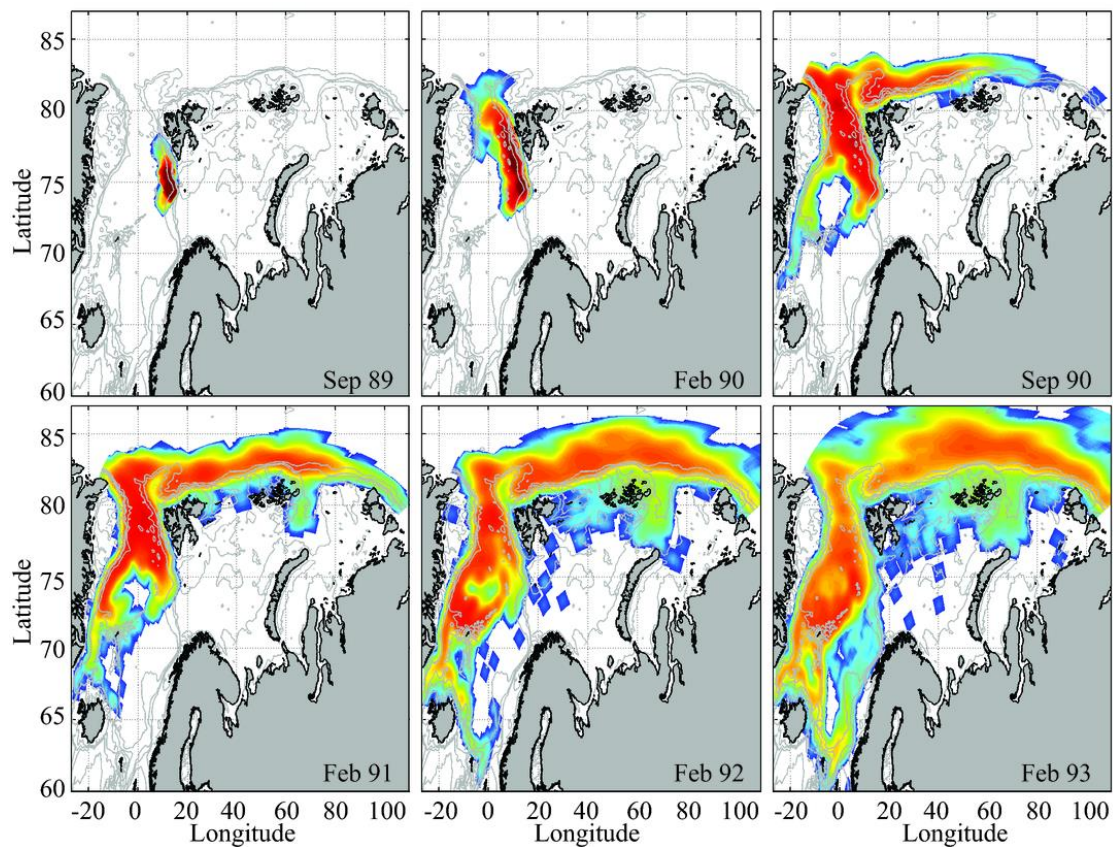
Ekvator utgjør en barriere for havstrømmene. Den viktigste transportveien fra det nordlige Stillehavet til den nordlige Atlanteren går derfor gjennom en begrenset passasje i Beringstredet, via Polhavet og ut med Øst-Grønlandsstrømmen. For å nå våre havområder må vannet enten resirkulere nord for Island eller mer sannsynlig via Danmarkstredet mellom Grønland og Island og videre i den subpolare gyren tilbake til Norskehavet. Vi vet at denne transportruten er mulig blant annet fra et uhell der 28800 plastleketøy havnet i Stillehavet i 1992 (http://en.wikipedia.org/wiki/Friendly_Floatees) (Figur 3.2Figur). Leketøyene brukte 10 år på turen til Nord-Atlanteren. Til sammenligning tok det omtrent 2,5 år fra Sellafield økte sine utslipp av technetium-99 (Tc-99) i 1994 til vi målte forhøyete nivåer utenfor vestlandskysten. Vi vet også at utslipp blir sterkt fortennet under slik langtransport. Gitt den lange transporttiden fra Japan til Norge vil en eventuell forurensning derfra være fortennet til nivåer som har svært liten betydning og knapt kan påvises i norsk fisk og sjømat når den når norske havområder.



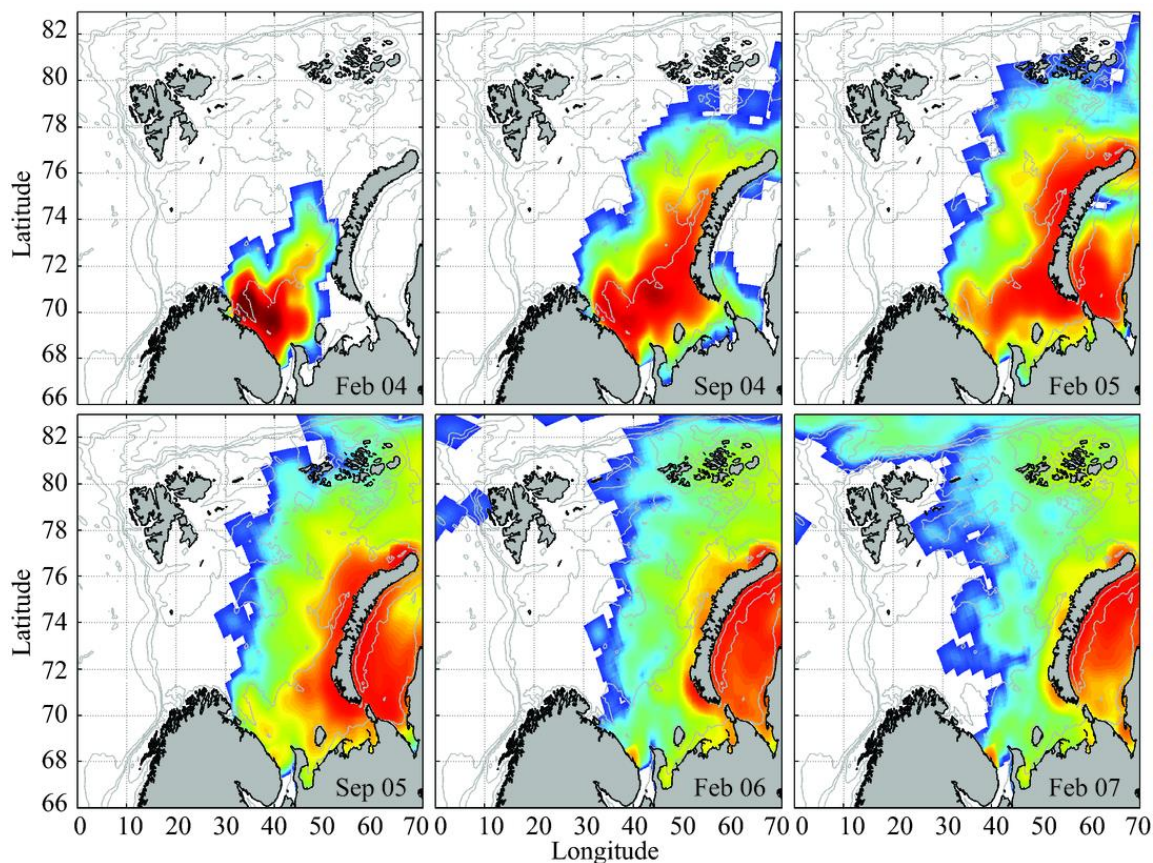
Figur 3.2 Transportveier for badeender sluppet ut ved et uhell i Stillehavet i 1992

3.3 Transportveier fra "Komsomolets" og K-159

Transportveier for potensielle utslipp fra "Komsomolets" og K-159 har blitt modellert av [25], [23]. Utslipp fra "Komsomolets" vil enten resirkuleres i Framstredet og transporteres sørover i Øst-Grønlandsstrømmen, eller transporteres inn i Polhavet og østover langs Eggakanten (Figur 3.3). Den delen som strømmer sørover resirkuleres i Norskehavet eller advekteres ut av Norskehavet gjennom Danmarkstredet. Kun en liten del av utslipp fra "Komsomolets" vil strømme inn i Barentshavet. Utslipp fra K-159 vil strømme nordøstover mot Novaja Semlja og inn i Karahavet enten via den sørlige eller den nordlige passasjen. Spredning til den nordlige og vestlige delen av Barentshavet er begrenset (Figur 3.4). Utslipp fra "Komsomolets" vil bety svært lite for nivåene av radioaktiv forurensning i fisk og sjømat på grunn av det store dypet vraket ligger på. Utslipp fra K-159 vil derimot kunne gi aktivitetskonsentrasjoner opp mot 120 Bq/kg i torsk [23]. Selv om dette er langt under tiltaksgrensene for radioaktiv forurensning satt av Mattilsynet (se kapittel 4.3), vil dette kunne føre til dårlig omdømme av norsk fisk og sjømat, og dette kan igjen få økonomiske konsekvenser for næringen.



Figur 3.3 Bq/m^2 i overflate sjøvann ved forskjellige tidspunkt etter et puls-utslipp av 100 % av ^{137}Cs -inventaret i "Komsomolets" den 26. april 1989. Fargeskalaen er logaritmisk og indikerer verdier fra 0 (blå) til 5 (rød).



Figur 3.4 Bq/m² i overflate sjøvann ved forskjellige tidspunkt etter et puls-utslipp av 100 % av ¹³⁷Cs-inventaret i K-159 den 31. august 2003. Fargeskalaen er logaritmisk og indikerer verdier fra 0 (blå) til 5 (rød).

4 TRYGG SJØMAT

Sjømatressurser kan enten brukes direkte som mat til mennesker, eller til produksjon av fiskemel og -olje. Fiskemel og -olje blir i stor grad benyttet som fôr-ingredienser i oppdrett og bidrar indirekte til produksjon av sjømat. Det er en forutsetning at sjømat inneholder lave nivåer av miljøgifter. Dette blir ofte målt direkte ved at man sammenligner innholdet av ulike miljøgifter i matvaren med internasjonalt aksepterte grenseverdier. Det er en rekke faktorer som kan redusere kvaliteten av sjømat, og som Norge må ha dokumentasjon på før produktene eksporteres eller går til innenlands konsum. Dette gjelder også radioaktiv forurensning.

4.1 Effekter av radioaktiv forurensning i marint miljø

Effektene av stråling fra radioaktive stoffer på organismer varierer med dosen og type stråling. Kjente skadeeffekter av stråling er økt sykelighet, redusert reproduksjon, cytogenetiske effekter eller død.

4.1.1 Effekter hos mennesker

Eksposering for ioniserende stråling kan gi skader på arvestoffet (DNA), noe som kan gi en forhøyet risiko for å utvikle kreft. Det er antatt at det er en lineær sammenheng mellom dose og

sannsynlighet for effekt. Dette er vist for doser over 50 mSv, men er mer usikkert for lavere doser [39]. Høye doser over kort tid vil gi akutte effekter, som midlertidig sterilitet hos menn (150 mSv), mindre endringer i blodet (500 mSv) og 50 % sjanse for dødsfall ved en helkroppsdose på 4-5 Sv. Fostre og barn er mer følsomme for stråling, og vil kunne få effekter ved lavere doser enn voksne. Det er derfor egne kostholdsråd for barn og gravide.

Innholdet av radioaktiv forurensning i fisk og annen sjømat i norske havområder er i dag lavt og langt under grenseverdiene som er satt (se kapittel 4.3). Dagens nivåer har ingen betydning for konsum eller omsetning av fisk og annen sjømat. Det største dosebidraget til mennesker fra sjømat kommer fra naturlige nuklider, og først og fremst polonium-210 (^{210}Po) [40].

4.1.2 Effekter på marine organismer

Det er en foreløpig enighet om at et dosenivå på 10 $\mu\text{Gy/t}$ ikke er farlig for dyre- og planteliv, og bakgrunnsnivåene i norske havområder vil ikke gi effekter på marine organismer (se for eksempel [41 og 42]). For å komme opp i nivåer som gir effekter på marine organismer, må man være i nærheten av større utslippskilder eller ulykker. Stedbundne individer vil få større doser og være mer utsatt for effekter enn arter som kun oppholder seg i nærheten av kilden i kortere perioder.

Opptaket av cesium-137 (^{137}Cs), strontium-90 (^{90}Sr), plutonium-239,240 ($^{239,240}\text{Pu}$) og technetium-99 (^{99}Tc) i fisk og sjømat er bestemt av de forskjellige radionuklidenes kjemiske egenskaper. Cesium foreligger løst i sjøvann som anionet Cs^+ og er derfor lett tilgjengelig for opptak i marine organismer. Videre er cesium et alkaliemettall og dermed en kjemisk analog til kalium og natrium, og tas opp i muskelvev. I sjøvann foreligger strontium som Sr^{2+} , og er, som cesium, lett tilgjengelig for opptak i marine organismer. Strontium er et jordalkaliemettall og en kjemisk analog til kalsium. Strontium bindes i skelett og beinstruktur hos marine organismer. Effekten av radioaktiv stråling vil være avhengig av hvor i den marine organismen det radioaktive stoffet bindes.

Hvordan plutonium oppfører seg i sjøvann er avhengig av oksidasjonstall, pH og konsentrasjon av kompleksbindere. I oksiderende miljø er oksidasjonstallet V og VI vanlig, mens oksidasjonstallet III og IV er mer vanlig i reduserende (oksygenfattige) miljøer. I oksidasjonstall III og IV er plutonium mer partikkelreaktivt og har stor evne til å feste seg til sedimenterende partikler, mens plutonium med oksidasjonstall V og VI er mer løselige. Technetium kan, som plutonium, opptre i forskjellige oksidasjonstall. I åpne hav- og fjordområder foreligger technetium løst som anionet TcO_4^- (oksidasjonstall VII) og er lett tilgjengelig for opptak i marine organismer. I reduserende (oksygenfattige) omgivelser vil technetium være mer partikkelreaktivt og binde seg til sedimenter (se for eksempel [43]). Hvordan technetium tas opp og bindes i marine organismer er ikke helt forstått. Det tas generelt i liten grad opp i marine organismer, med unntak av tare, tang og hummer. Mens opptaket er relativt høyt i hummer, er det lavt i krabbe, selv om disse to artene lever på havbunnen og har fellestrekk når det gjelder diett. Hvorfor det er slik er ikke kjent.

Det er en sammenheng mellom aktivitetskonsentrasjonen i sjøvann og aktivitetskonsentrasjonen i en organisme, og en rekke miljøfaktorer vil påvirke overføringen fra sjøvann til marine organismer. For eksempel vil høy salinitet gi lavere overføring fra sjøvann til organismer. Hva de forskjellige marine organismene spiser vil også påvirke nivået av radioaktive stoffer i organismen. De organismene som i størst grad oppkonsentrerer radioaktive stoffer blir utsatt for høyest stråledoser. Av de radioaktive stoffene er det alfa-emittere som gir de høyeste stråledosene.

Sjøvann skjermer mot stråling, og på grunn av dette kan stråledosen til pelagisk fisk bli lavere enn den til bunnlevende organismer. Det er også forskjeller i følsomheten for stråling mellom ulike arter. Alder kan også påvirke effekten fra strålingen. Det skal større doser til for å få effekter på bestandsnivå enn for å få effekter hos enkelte individer.

4.2 Vurdering av mulige konsekvenser for miljø og sjømat ved større utslipp av radioaktivitet

Selv om sannsynligheten for uhellsutslipp er svært lav, så skjer det ulykker. Utslipp kan få svært alvorlige konsekvenser og forurensning kan spres over landegrensene. Miljøkonsekvensene etter et akutt utslipp vil være avhengig av flere faktorer, som mengde, tid, sted og hva slags radioaktivt stoff som slippes ut. Akutte utslipp av radioaktive stoffer kan ramme arter som befinner seg i ulike deler av vannsøylen eller på havbunnen, og radioaktive stoffer akkumuleres i ulik grad i marine organismer og i næringskjeden.

En dose på 10 μGy^4 per time er grenseverdien for hvor man kan forvente å observere biologiske effekter, og det er viktig å ha kunnskap om hvilke effekter på planter og dyr som kan oppstå ved en eventuell ulykke.

Tre scenarioer er beskrevet i det faglige grunnlaget for forvaltningsplanen for Nordsjøen for å se på konsekvenser av en hendelse som kan medføre radioaktiv forurensning: atomhendelser med skip lastet med brukt kjernebrensel, hendelse med et reaktordrevet fartøy og et større atmosfærisk utslipp fra Sellafield [44]. Konsekvensene av en alvorlig hendelse vil kunne påvirke marint miljø lokalt, regionalt eller nasjonalt avhengig av scenario. Beregninger viser at alle tre scenarioene vil komme over satte grenseverdier for forurensning i sjømat. Man forventer ikke å se effekter på marine organismer, unntaket vil være bunndyr i scenarioet med reaktordrevet fartøy, der dosen til enkelte arter lokalt kan komme opp i 70 μGy per time [45].

I scenarioene beskrevet over vil forurensningen kunne komme over grenseverdier for sjømat. Det er antatt at en ulykke med radioaktivt utslipp kan få store konsekvenser for norsk eksport av fisk og annen sjømat selv om utslippet ikke vil gi målbare effekter på økosystemet. Også ulykker med radioaktiv forurensning der grenseverdiene ikke overskrides, eller en ulykke der det ikke er utslipp, vil kunne påvirke eksporten og konsumet av sjømat.

Dersom en hendelse inntreffer, kan det være aktuelt å iverksette tiltak. Dette kan for eksempel være en utvidet overvåkning av forurensning i miljøet og av doser til mennesker og marine organismer.

4.3 Tiltaksgrenser for radioaktiv forurensning i sjømat

I dette kapittelet er det gitt en oversikt over ulike grenseverdier for radioaktivitet i næringsmidler i Norge, EU og andre relevante internasjonale organisasjoner. Grenseverdiene er hentet fra både regelverk og retningslinjer. Forskriftene og retningslinjene for næringsmidler i Norge og EU har blitt fastsatt som et resultat av Tsjernobyl-ulykken. I tillegg finnes det spesielle retningslinjer og regelverk som kun skal gjelde ved eventuell atomberedskap, og da kun i en kort periode etter en slik hendelse.

4.3.1 Grenseverdier for næringsmidler i Norge

Mattilsynet fastsatte følgende grenseverdier for ^{134}Cs og ^{137}Cs i næringsmidler som en følge av forurensningen fra Tsjernobyl-ulykken:

- Tamrein, vilt og ferskvannsfisk: 3000 Bq/kg
- Melk og barnemat: 370 Bq/kg
- Andre næringsmidler: 600 Bq/kg

⁴ Gray [Gy] er enheten for absorbert dose, det vil si den energien som absorberes per kg vev. Sievert [Sv] er enheten for ekvivalent dose, det vil si absorbert dose ganget med en vektfaktor som tar hensyn til ulike biologiske effekt ved ulike strålingstyper. Effektiv dose er summen av dosene til hele kroppen, og angis også i Sv.

I tillegg er den anbefalte øvre grensen for ^{134}Cs og ^{137}Cs satt til 80 000 Bq per år (40 000 Bq for gravide, ammende og barn under 2 år).

4.3.2 EU-regelverk om grenseverdier for import

Direktiv 733/2008/EF⁵ ble opprettet for å håndtere konsekvensene av Tsjernobyl-ulykken, og setter følgende grenseverdier for ^{134}Cs og ^{137}Cs i næringsmidler som importeres inn til EU fra tredjeland:

- Melk, meieriprodukter og barnemat: 370 Bq/kg
- Andre næringsmidler: 600 Bq/kg

Det finnes ingen EU-direktiv for radioaktivitet i næringsmidler solgt innenfor EU-medlemsland under normale forhold, men mange EU-land bruker i dag disse grenseverdiene i nasjonale regelverk for næringsmidler som produseres innenfor EU også.

4.3.3 Codex Alimentarius-retningslinjer for handel ved en ulykke

FNs organisasjon for ernæring og landbruk (FAO) og WHO opprettet i 1963 Codex Alimentarius-kommisjonen, som har ansvaret for å skrive en rekke internasjonale standarder og retningslinjer for mat, matproduksjon og matsikkerhet, inkludert "Codex Guideline levels for radionuclides in foods contaminated following a nuclear or radiological emergency for use in international trade" (CAC/GL 5-2006)⁶.

Disse grenseverdiene gjelder kun for næringsmidler i internasjonal handel i perioden rett etter en eventuell kjernefysisk krise. Retningslinjeverdiene er basert på en tiltaksgrense på 1 mSv/år.

Radionuklider ⁷	Mat til barn (Bq/kg)	Andre næringsmidler (Bq/kg)
plutonium-238,-239,-240, americium-241	1	10
strontium-90, ruthenium-106, jod-129,-131, uran-235	100	100
svovel-35 ^a , kobolt-60, strontium-89, ruthenium-103, cesium-134,-137, cerium-144, iridium-192	1000	1000
tritium ^b , karbon-14, technetium-99	1000	10000

- a. Gjelder svovel i organisk forbindelse
- b. Gjelder tritium i organisk forbindelse

Tabell 4.1: Grenseverdier for radionuklider i næringsmidler fra Codex Alimentarius.

⁵ Council regulation (EC) No. 733/2008 of 15 July 2008 on the conditions governing imports of agricultural products originating in third countries following the accident at the Chernobyl nuclear power station. *Official Journal of the European Union*, Nr. 201, 2008. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:201:0001:0007:EN:PDF>. Erstattet 737/90/EØS, og som ble forlenget med direktiv 1048/2009/EF.

⁶ International Atomic Energy Agency [IAEA]. *Co-operative arrangements between FAO and IAEA for information exchange and technical support in relation to food and agriculture in the case of a nuclear or radiological emergency* (s. 13–14). Tilgjengelig fra: <http://www-naweb.iaea.org/nafa/emergency/pdf/fao-iaea-arrangements-final07.pdf>

⁷ De fire ulike radionuklidegruppene skal behandles uavhengig av hverandre. Aktiviteten til strontium-90 påvirker med andre ord ikke hvor høy cesium-137-aktivitet man kan ha i tillegg. Grenseverdien for hver enkelt gruppe gjenspeiler imidlertid den samlede aktivitetskonsentrasjonen til alle radionuklidene i gruppen. For eksempel, hvis både cesium-137 og kobolt-60 er til stede, gjelder grenseverdien derfor for summen av aktiviteten til de to radionuklidene.

4.3.4 Euratom-regelverk for grenseverdier i næringsmidler ved en ulykke

EU-landene er også medlemmer av Det europeiske atomenergifelleskap (Euratom) og må følge direktiv 3954/87/Euratom⁸, som setter de tillatte grenseverdiene for radioaktiv forurensning i næringsmidler etter en kjernefysisk ulykke eller andre tilfeller av atomberedskap. Grenseverdier for flere næringsmiddelkategorier ble lagt til i tillegg 2218/89/Euratom. Tidsrommet for disse økte grenseverdiene skal være så kort som mulig og bør/skal ikke overskride tre måneder. Sammen med direktiv 944/89/Euratom, som omhandler næringsmidler som vanligvis kun brukes i små mengder, har Euratom-direktivene fastsatt følgende grenseverdier for radioaktiv forurensning i næringsmidler ved atomberedskap, oppgitt i Bq/kg:

Radionuklide-gruppe	Viktigste representative radionuklider	Barne-mat	Meieri-produkter	Flytende næringsmidler (inkl. drikkevann)	Andre næringsmidler, herunder sjømat (unntatt mindre næringsmidler ⁹)	Mindre næringsmidler ^a
Alfaemitterende isotoper av plutonium og trans-plutonium	Americium-241 og plutonium-239	1	20	20	80	800
Jod-isotoper	Jod-131	150	500	500	2000	20 000
Strontium-isotoper	Strontium-90	75	125	125	750	7500
Øvrige nuklider med halveringstid på mer enn 10 dager ¹⁰	Cesium-134 og cesium-137	400	1000	1000	1250	12 500

Tabell 4.2: Grenseverdier for radionuklider i næringsmidler fra Euratom.

5 MATERIALER OG METODER

I dette kapittelet gis det en oversikt over prøveinnsamling, prøveopparbeiding og radiokjemiske analysemetoder. For en del prøver er informasjonen om innsamlingsmetode mangelfull.

5.1 Prøveinnsamling av villfisk

⁸Commission Regulation (Euratom) No 944/89 of 12 April 1989 laying down maximum permitted levels of radioactive contamination in minor foodstuffs following a nuclear accident or any other case of radiological emergency. *Official Journal of the European Communities*, L 101, 1989.

<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31989R0944:EN:HTML>

⁹ Mindre næringsmidler omfatter mat som vanligvis kun spises i små mengder, f.eks. krydder, vitaminer, gjær, bakepulver og hvitløk. En fullstendig liste over de gjeldende næringsmidlene er gitt i 944/89/Euratom.

¹⁰ Med unntak av karbon-14, tritium og kalium-40

Det ble i perioden 1991-2011 samlet inn og analysert omtrent 6000 prøver av ulike kommersielle og ikke-kommersielle arter av fisk.

Omtrent 3500 prøver er samlet inn langs kysten av Nordland, Troms og Finnmark, vest og nord for Spitsbergen og i Barentshavet innenfor programmet "Overvåking av radioaktivitet i fisk og sjømat i nordområdene (koordinert av Statens næringsmiddeltilsyn (nå Mattilsynet))", og ^{137}Cs er målt i enkeltindivider. Analysemetoden som ble benyttet i dette overvåkingsprogrammet er mindre følsom enn analysemetodene som er benyttet i andre overvåkingsprogrammer, og alle resultatene er under deteksjonsgrensen på 10-20 Bq/kg f.v. Resultatene fra Statens næringsmiddeltilsyns overvåkingsprogram er derfor ikke behandlet i denne rapporten.

De resterende 2500 prøvene inneholder mer enn 35 000 enkeltindivider av ulike arter. Prøvene har blitt samlet inn i regi av Statens næringsmiddeltilsyn (i dag Mattilsynet), Fiskeridirektoratet, Havforskningsinstituttet og Statens strålevern. Prøveinnsamlingen har blitt gjennomført på Havforskningsinstituttets forskningsfartøy, av kommersielle fiskefartøy og ved uttak fra fiskemottak.

5.2 Prøveinnsamling av oppdrettslaks, fiskefôr og fiskemel

Det ble i perioden 1995-2010 samlet inn nærmere 70 samleprøver av oppdrettslaks fra ulike oppdrettsanlegg og fiskemottak i 11 forskjellige fylker. Hver prøve består av mellom 5 og 25 individer. Prøvene ble analysert hos lokale næringsmiddeltilsyn eller Statens strålevern. Alle prøvene er analysert for ^{137}Cs . 14 prøver er analysert for ^{99}Tc .

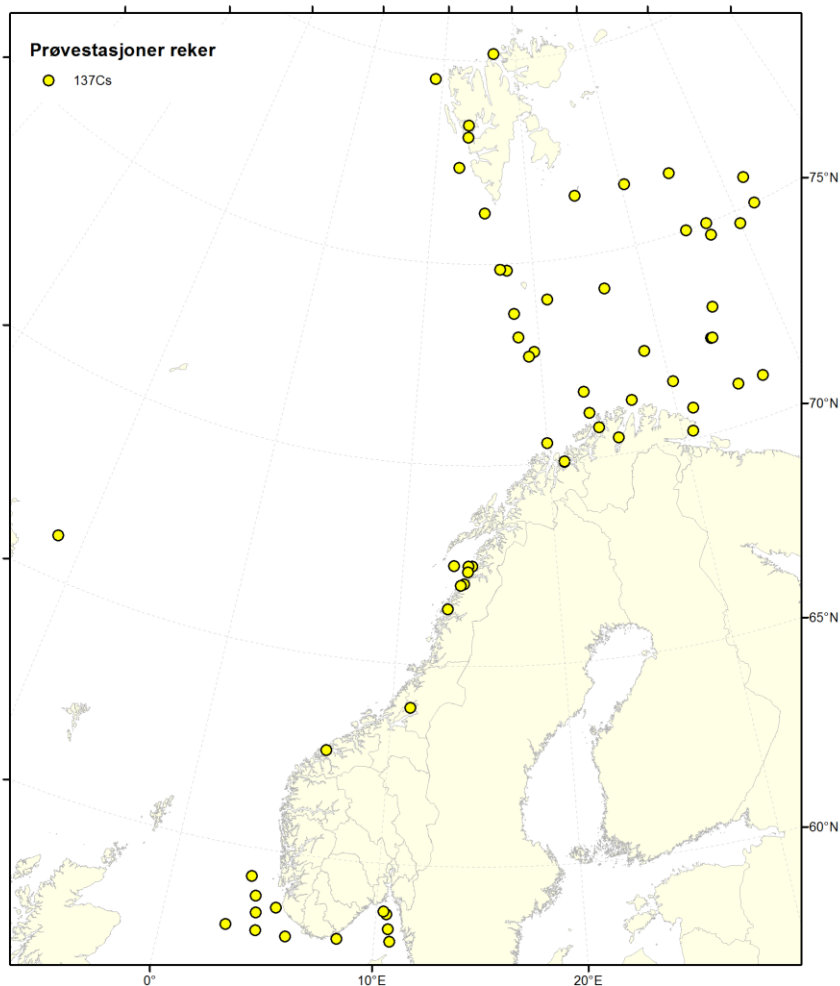
Det ble i perioden 2001-2003 samlet inn til sammen 27 prøver av fiskefôr og fiskemel. Prøvene ble samlet inn i regi av Mattilsynet. Prøvene har blitt analysert for ^{137}Cs og ^{99}Tc .

Prøvene av oppdrettslaks ble samlet inn av Statens næringsmiddeltilsyn (nå Mattilsynet) og Fiskeridirektoratet etter avtale med Statens strålevern.

5.3 Prøveinnsamling av kommersielle bunndyr

Prøveinnsamling av ulike arter bunndyr krever ulike innsamlingsmetoder. Under gir vi en kort beskrivelse av innsamling av de forskjellige artene.

I perioden 1993-2011 er det blitt samlet inn omtrent 70 prøver av reker (*Pandalus borealis*) i forskjellige geografiske områder (se Figur 5.1). Hver prøve består av omtrent 2 kg. Prøvene er samlet inn av Havforskningsinstituttet ved hjelp av tråling eller kjøpt inn ved lokale fiskemottak. Prøvene er hovedsakelig analysert for ^{137}Cs , men enkeltprøver er også analysert for ^{90}Sr og plutonium-isotoper.

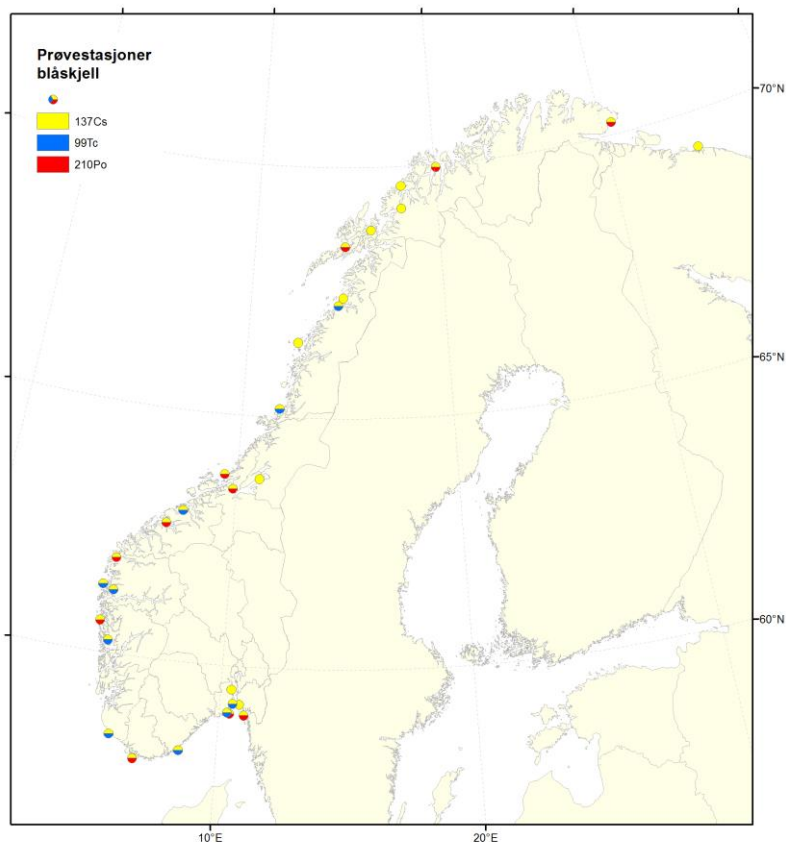


Figur 5.1 Geografisk oversikt over lokaliteter for innsamling av prøver av reke i perioden 1993-2011.

I perioden 1997-2012 er prøver fra nærmere 200 hummer (*Homarus gammarus*) samlet inn av Statens strålevern og Havforskningsinstituttet fra ulike områder langs kysten. Prøvene er kjønnsbestemt. Prøvene er analysert for ^{137}Cs og ^{99}Tc .

I 2002 startet Havforskningsinstituttet opp prøveinnsamling av hummer fra Værlandet i Sogn og Fjordane som et samarbeid med lærer og elever ved Værlandet skule (senere Bulandet skule). Prosjektet ble brukt i undervisning i naturfag. De senere år har denne prøveinnsamlingen blitt gjennomført av en fisker. Prøvene som ble samlet inn fra Værlandet i 2002 ble analysert ved Statens strålevern, og det er kun halene som er analysert. Fra 2003 er prøvene analysert ved Havforskningsinstituttet, og kjøtt fra hale og klør er kombinert.

I perioden 1997-2009 er omtrent 60 prøver av blåskjell (*Mytilus edulis*), kamskjell (*Pecten maximus*) og O-skjell (*Modiolus modiolus*) samlet inn. Prøvetakingslokaliteter for blåskjell er vist i Figur 5.2. Prøvene er samlet inn i regi av Mattilsynet, Statens strålevern og Havforskningsinstituttet. Hver prøve består av en samleprøve på omtrent 1 kg, og det er muskelen som analyseres. Prøvene er analysert for ^{137}Cs , ^{99}Tc og ^{210}Po .



Figur 5.2 Geografisk oversikt over lokaliteter for innsamling av blåskjell i perioden 1993-2011.

I perioden 1998-2011 er det samlet inn 12 prøver av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og 33 prøver av kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*) langs kysten av Østlandet, Vestlandet, Troms og Finnmark. Totalt har omtrent 33 prøver av kongekrabbe og 12 prøver av taskekrabbe blitt samlet inn og analysert for ^{137}Cs og ^{99}Tc . Prøvene av kongekrabber er samlet inn av Havforskningsinstituttet og Statens strålevern, mens prøvene av taskekrabbe er samlet inn av lokale næringsmiddeltilsyn og Havforskningsinstituttet.

I perioden 1998-2001 er det samlet inn 3 prøver av sjøkreps (*Nephrops Norvegicus*) i Skagerrak, Rogaland og Bjørnøya-området. Prøvene er samlet inn av Havforskningsinstituttet og et lokalt næringsmiddeltilsyn og målt for ^{137}Cs .

5.4 Prøveinnsamling av ikke-kommerielle bunndyr

Prøver av albueskjell (*Patella vulgata*), børsteorm (*Polychaeta sp.*), kråkeboller (*Echinoidea sp.*), sjøanemone (*Actinaria sp.*), sjøpølse (*Holothuroidea sp.*), sjøstikkelsbær (*Pleurobrachya pileus*), sjøstjerne (*Asteroidea sp.*), strandkrabbe (*Carcinus maenas*), strandsnegler (*Littorinidae sp.*), svømmekrabbe (*Liocarcinus sp.*), trollkrabbe (*Lithodes Maja*) og viftesvamp (*Phakellia ventilabrum*) er i perioden 1999 til 2011 blitt samlet inn av lokale næringsmiddeltilsyn, Statens strålevern og Havforskningsinstituttet. Flesteparten av prøvene er plukket i stranden eller samlet inn ved hjelp av tråling. Prøvene er analysert for ^{137}Cs , ^{99}Tc og plutonium-isotoper.

5.5 Prøveinnsamling av dyreplankton og blekksprut

Prøver av raudåte (*Calanus finmarchicus*), krill og amfipoder er samlet inn av Havforskningsinstituttet i perioden 1992 til 2011 ved hjelp av trål eller planktonhåv. Prøvene er analysert for ^{137}Cs .

Åtte samleprøver av gonatus (*Gonatus fabricii*) og blekksprut (Ommastrephidae sp.) er i perioden 1998 til 2002 samlet inn av Havforskningsinstituttet ved hjelp av tråling. Prøvene er analysert for ^{137}Cs og ^{99}Tc .

5.6 Prøveinnsamling av sjøpattedyr

I 2003 - 2007 ble det skutt seks isbjørner (*Ursus maritimus*) i polare områder, som av ulike årsaker kom for nærme mennesker. Isbjørnene ble oversendt Polarinstituttet. Analyser av ^{137}Cs og ^{210}Po i muskelprøver ble senere utført ved Statens strålevern.

I 1992 og 1993 ble det samlet inn prøver fra 10 vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*) av Havforskningsinstituttet. Muskelprøvene er analysert for ^{137}Cs av Havforskningsinstituttet og IFE.

I 1993 og 2003 samlet Havforskningsinstituttet og Polarinstituttet inn prøver fra henholdsvis 10 og 14 grønlandssel (*Phoca groenlandica*). Muskelprøvene er analysert for ^{137}Cs .

I 2003 ble det skutt 15 ringsel (*Phoca hispida*) i regi av Polarinstituttet. Muskelprøver er analysert for ^{137}Cs og ^{210}Po av Statens strålevern.

I 1999 og 2000 tok Havforskningsinstituttet prøver fra niser som ble fanget som bifangst i kommersielle fiskerier langs norskekysten. 36 niser ble samlet inn (13 hunkjønn og 23 hankjønn) fra 5 forskjellige fylker (Vest-Agder: n = 3; Rogaland: n = 5; Hordaland: n = 2; Nordland: n = 7; Finnmark: n = 19). 500-750 g muskel ble tatt fra hvert individ og lagret ved -20 °C til videre prøveopparbeiding fant sted. Prøvene er analysert for ^{137}Cs .

5.7 Prøveopparbeiding

Av stor fisk er det laget samleprøver av muskel. Ideelt sett skal en samleprøve bestå av 50-200 g muskel (filet) fra 25 enkeltindivider av representativ størrelse (det vil si verken veldig stor eller veldig liten fisk) fanget innenfor et avgrenset geografisk område. En slik innsamling lar seg gjøre for flesteparten av de kommersielle artene (som for eksempel torsk, sei og hyse). Med unntak av gape- og smørflyndre lar det seg imidlertid svært sjelden gjøre å samle inn 25 enkeltindivider av ikke-kommersielle arter innenfor et begrenset geografisk område. Samleprøver av disse artene består derfor av færre enkeltindivider. Disse artene er også analysert enkeltvis i noen tilfeller.

Av liten fisk som sild og industrifisk (for eksempel lodde, polartorsk, øyepål og kolmule) er det som oftest laget samleprøver på omtrent 2 kg hel fisk.

I de fleste prøver av reke er kjøtt og skall homogenisert og analysert samlet. I enkelte prøver er imidlertid kjøtt og skall homogenisert og analysert hver for seg.

Når det gjelder hummerprøver samlet inn av Statens strålevern er hale, klør og organer som gjeller og fordøyelseskjertel analysert hver for seg. I denne rapporten har vi kun inkludert resultater fra analyser av haler. Resultater fra analyser av organer er tidligere publisert [46]. I hummerprøver samlet inn av Havforskningsinstituttet er kjøtt fra hale og klør kombinert. Alle hummerne er kjønnsbestemt.

På laboratoriet blir prøvene homogenisert, tørket i varmeskap ved 105 °C eller ved hjelp av frysetørker, og homogenisert på nytt.

5.8 Radiokjemiske metoder

5.8.1 Cesium-137 i fisk og andre marine organismer (Havforskningsinstituttet)

En kjent mengde tørr prøve overføres til polyetylen telle-bokser av passende geometri. Aktivitetskonsentrasjonen av ^{137}Cs i prøven er bestemt ved hjelp av gamma-spektroskopi på elektrisk kjølte HPGe-detektorer fra Ortec med relative effektiviteter mellom 35 og 60%. Oppløsningen (FWHM) ved 1332 keV (^{60}Co) er 1.95 keV. Detektorene er skjermet med 10 cm bly. Telle tiden varierer mellom 24 og 72 timer. Deteksjonsgrensen ved 200 000 sekunders talletid og prøvestørrelse på 300 g tørrvekt er omtrent 0,05 Bq/kg (tørrvekt). Dette tilsvarer omtrent 0,01 Bq/kg fv. Havforskningsinstituttet har et spesialbygget lavbakgrunns tellerom.

5.8.2 Technetium-99 i hummer, taskekrabbe, kongekrabbe og blåskjell (Havforskningsinstituttet)

Technetium-99 bestemmes ved hjelp av radiokjemisk opparbeiding og beta-telling på en RISØ GM-25-5 beta-teller. KReO_4 benyttes som sporstoff. Den radiokjemiske opparbeidingen består i hovedtrekk av forasking av en kjent mengde prøve (som oftest 10 g tørrvekt), oppløsning av asken i 6M HCl, jernhydroksidfelling, videre ekstraksjon på Bio-Rad AG 1x8 (100-200 chloride) anionkolonne, sulfidfelling og til slutt felling av tetrafenylarsonium-saltene til $\text{Re}/^{99}\text{Tc}$. Disse monteres på passende "discer" og beta-telles i to døgn. Utbyttet bestemmes gravimetrisk. En detaljert beskrivelse av metoden er gitt i [47].

5.8.3 Cesium-137 og polonium-210 i fisk og andre marine organismer (Statens strålevern)

En kjent mengde tørr prøve overføres til telle-bokser i plast av passende geometri. Aktivitetskonsentrasjonen av ^{137}Cs og ^{210}Po i prøven er bestemt ved hjelp av gamma-spektroskopi på høy-oppløselig gamma detektorer (HPGe). Detektorene har relative effektiviteter mellom 23 og 50 %, og oppløsningen (FWHM) ved 1332 keV er mindre enn 1,2 keV. Detektorene dekker et energiintervall i området 45-2000 keV, og også andre gamma-emittere som ligger innenfor dette energiintervallet detekteres. Prøvene telles i en periode på omtrent 48 timer. Statens strålevern har et spesialbygget lavbakgrunns laboratorium.

5.8.4 Technetium-99 i sjøvann og biota (Statens strålevern)

For å detektere aktivitetskonsentrasjonene av ^{99}Tc i sjøvann, må man i Barentshavet i dag samle inn 50 til 100 liter per prøve. Deteksjonsgrensene for metoden kan variere avhengig av kjemisk utbytte, telle-effektivitet og volum/masse av prøven. Etter forbehandling av prøvemateriale lages $^{99\text{m}}\text{Tc}$ -standardløsning og $^{99\text{m}}\text{Tc}$ -tracer tilsettes prøven.

Sjøvann filtreres først for å fjerne partikler over en viss størrelse før de føres direkte gjennom anionebytterkolonne, mens biota først karboniseres med konsentrert H_2SO_4 og løses i konsentrert HNO_3 på varmeplate. Tracer av $^{99\text{m}}\text{Tc}$ blir tilsatt prøven for å kunne beregne kjemisk utbytte. Den kjemiske prosedyren er modifisert av Risø National Laboratory, Danmark [48], og hovedprinsippene for metoden er: Technetium blir ved hjelp av ionebytte kromatografi separert fra prøvematriksen. Metoden benytter BIO-RAD AG1-X4 (100-200 mesh) kolonne og teknikker som utfelling av bunnfall og ekstraksjon, før technetium blir elektrolytisk deponert over på en skive av rustfritt stål. Det kjemiske utbytte beregnes ved hjelp av tilsats av $^{99\text{m}}\text{Tc}$ -tracer og en natriumjodid detektor (scintillasjonsdetektor) plassert i en brønnekryttall. Prøven plasseres så for måling i en lav-bakgrunns antikoinsidens betateller (Model Risø GM-25-5), og måles i en uke.

5.8.5 Strontium-90 i sjøvann og bein (IFE metode)

For å detektere aktivitetskonsentrasjonene av Sr-90 i sjøvann, må man i Barentshavet samle inn 50 liter per prøve, for å være sikker på å komme over deteksjonsgrensen. Deteksjonsgrensene for metoden kan variere avhengig av kjemisk utbytte, telle-effektivitet og volum/masse av prøven.

Fiskebeinene blir tørket ved 105°C. Etter forbehandling av prøvemateriale tilsettes ⁸⁵Sr-tracer til prøven, fiskebeinene foraskes ved 700°C, og ved å beregne aktiviteten (tilveksten av aktivitet) til datterproduktet Y-90, får man beregnet innholdet av Sr-90 i sjøvann og fiskebein. Metoden er en standardisert metode hvor man benytter rykende salpetersyre og EDTA [49]. Prøven blir etterpå målt/detektert ved hjelp av en antikoinsidens, skjermet GM-teller.

5.8.6 Plutonium (^{239,240}Pu) i sedimenter, sjøvann og biota (NRPA metode)

Prøver av plutonium er en kostbar og ressurskrevende metode, og for å detektere aktivitetskonsentrasjonene av ^{239,240}Pu i sjøvann samler man inn ca. 200 liter sjøvann. Etter forbehandling av prøvemateriale som sedimenter og sjøvann, tilsettes ²⁴²Pu-tracer i prøven. Deteksjonsgrensene for metoden varierer avhengig av kjemisk utbytte, telle-effektivitet og volum/masse av prøven. Prøven tilsettes kjemikalier for å få en utfelling og mindre prøvevolum beskrevet i [48]. Plutonium i sediment og biota blir først forasket ved 550°C, før de homogeniseres og behandles videre med kongevann, før man utfører en tilsvarende utfelling av bunnfall, som for sjøvann.

Separasjon av plutonium utføres deretter med hjelp av ekstraksjon med løsemidler og 10 % TIOA/Xylene fulgt av ionebytte med AG1-X4 kolonner og teknikker som utfelling av bunnfall og inndamping før plutoniumsfraksjonen blir elektrolytisk deponert over på en skive av rustfritt stål, og måles en til to uker ved hjelp av alfaspktrometri. Det kjemiske utbytte beregnes ved hjelp av prøvens innhold av tilsatt ²⁴²Pu-tracer.

6 RESULTATER

I dette kapittelet beskriver vi hvordan nivåene av radioaktiv forurensning i fisk og sjømat har endret seg i perioden 1991-2011 (enkelte data fra 2012 og 2013 er også inkludert), hvordan nivåene varierer mellom forskjellige arter, og hvordan nivåene varierer mellom forskjellige geografiske områder. En detaljert oversikt over alle resultatene er gitt i Appendiks 1.

Med unntak av technetium-99 og naturlige radionuklider som slippes ut med produsert vann har aktivitetskonsentrasjonene av radionuklider i det marine miljø vært nedadgående siden 1991. Grunnen til dette er at Sellafield og La Hague har redusert sine utslipp, og forurensningen fra prøvesprengningene på 1950- og 1960-tallet og Tsjernobyl-ulykken blir nedbrutt etter hvert som tiden går. I tillegg skjer det en fortykning av forurensningen i vannmassene over tid.

Aktivitetskonsentrasjonene av ¹³⁷Cs i fisk og sjømat har i perioden 1991-2011 vært svært lave sammenlignet med grenseverdien på 600 Bq/kg som ble fastsatt av Mattilsynet etter Tsjernobyl-ulykken. Videre er nivåene betydelig lavere enn de som ble funnet i fisk Barentshavet på 1960-tallet (se figur 2.2).

Generelt avtar nivåene av radioaktiv forurensning i det marine miljø med avstand til de viktigste kildene. Fisk i Nordsjøen, Kattegat og Skagerrak har generelt de høyeste ¹³⁷Cs-nivåene. Grunnen til dette er nærheten til de viktigste kildene for radioaktiv forurensning (utstrømning fra Østersjøen, Sellafield og La Hague – se Kapittel 2 "Kilder til radioaktiv forurensning").

Resultatene er delt i fire underkapitler; "Fisk og oppdrettsnæring", "Bunndyr", "Plankton og blekksprut" og "Sjøpattedyr". Langt de fleste resultatene inngår i kapittelet "Fisk og oppdrettsnæring". Dette kapittelet har vi valgt å dele inn i "Kommersielle arter" og "Ikke-kommersielle arter" fordi de fleste kommersielle artene utnyttes som matfisk, og er derfor av størst interesse når det gjelder doser til mennesker. Videre har "Kommersielle arter" underkapitler som tar for seg industrifisk og oppdrettslaks.

6.1 Fisk og oppdrettsnæring

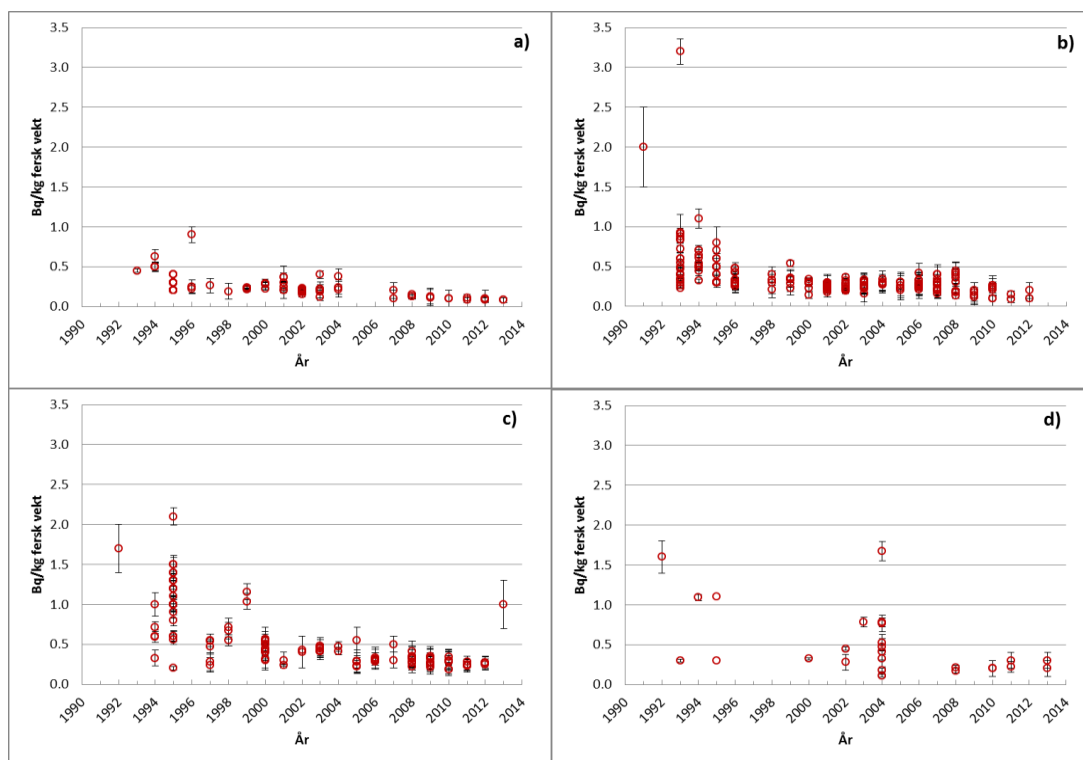
Appendiks 2 og 3 gir en oversikt over de kommersielle artene (inkludert industrifisk) og ikke-kommerisielle artene som er inkludert i denne rapporten. Her oppgis også antatt levealder, føde og opplysninger om leveområder. Alle disse faktorene spiller en viktig rolle for nivåene av radioaktiv forurensning. Generelt finner vi for eksempel økende aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs oppover i næringskjeden. Videre ser det ut som om gammel fisk har høyere aktivitetskonsentrasjon av ^{137}Cs enn ung fisk av samme art (se for eksempel [50]).

6.1.1 Kommersielle arter

Aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i kommersielle arter har i perioden 1991-2011 variert fra under deteksjonsgrensen til måleinstrumentet til $3,2 \text{ Bq kg}^{-1}$ fersk vekt (f.v.) (målt i en prøve av torsk fra kysten av Troms og Finnmark i 1993). I 2011 var konsentrasjonene i alle arter fra alle norske havområder generelt under $0,5 \text{ Bq/kg}$ f.v.

6.1.2 Eksempel: torsk (*Gadus morhua*)

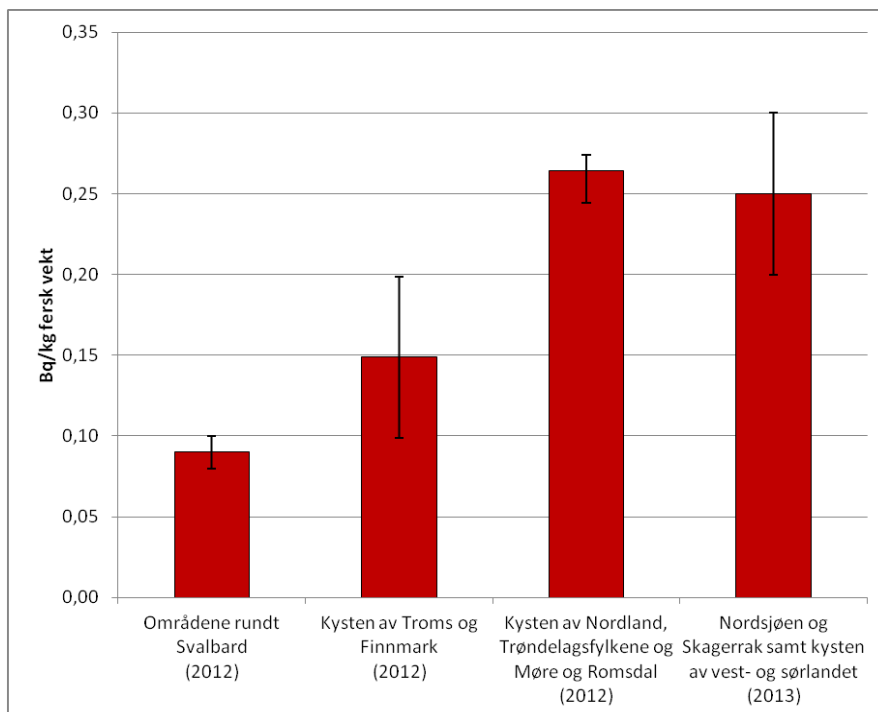
Vi har valgt å fokusere på torsk som "eksempelart" for de kommersielle artene. Torsk er vanlig i alle norske havområder, og det er den arten vi har mest data på. I tillegg er arten en representant fra et av de øverste trofiske nivåene i næringskjeden, og med unntak av sjøpattedyr, er det i torsk vi finner de høyeste aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs . Trendene vi ser for torsk i tid og geografisk område gjelder for alle artene. Aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs i torsk i forskjellige områder i perioden 1990-2012 er vist i Figur 6.1 a)-d).



Figur 6.1 Aktivitetskonsentrasjoner (Bq/kg fersk vekt) av ^{137}Cs i torsk i prøver samlet inn fra a) Områdene rundt Svalbard (Område 20); b) Kysten av Troms og Finnmark (Område 02,03 og 04); c) Kysten av Nordland, Trøndelagsfylkene og Møre og Romsdal (Område 00,05,06 og 07); d) Nordsjøen og Skagerrak samt kysten av Vest- og Sørlandet (Område 08,09,28,40,41 og 42).

Figur 6.1 a)-d) viser tydelig at det har vært en generell nedadgående trend siden 1990. Tidlig på 1990-tallet ble det målt aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs over 2 Bq/kg f.v. i prøver fra enkelte kystområder. Noen av prøvene består imidlertid bare av en enkelt fisk, og representerer derfor ikke noe gjennomsnitt. Siden 2008 er det ikke funnet aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs i torsk over 0,5 Bq/kg f.v. med ett unntak. En samleprøve av tre torsk samlet inn innerst i Vefsnfjorden (Nordland) i 2013 inneholdt 1,0 Bq/kg f.v. ^{137}Cs (Havforskningsinstituttet, upubliserte data). Denne samleprøven består kun av tre fisk og representerer ikke noe godt gjennomsnitt. Vi måler imidlertid generelt forhøyete nivåer av ^{137}Cs i sedimenter, sjøvann og biota i Vefsnfjorden og andre fjorder i midt-Norge, som ligger i områder som var påvirket av Tsjernobyl-ulykken ([7] og Havforskningsinstituttet, upubliserte data).

Et gjennomsnitt av ^{137}Cs -aktivitetskonsentrasjonene samt minimums- og maksimums-konsentrasjoner i torsk i forskjellige områder i 2012 og 2013 er vist i Figur 6.2. De laveste konsentrasjonene forekommer i områdene rundt Svalbard. Noe høyere konsentrasjoner finnes ved kysten av Troms og Finnmark. Det er naturlig at prøver som er tatt nærme land har høyere aktivitetskonsentrasjoner enn prøver tatt langt til havs, fordi avrenning fra land er en viktig forurensningskilde. I tillegg inneholder kystvann generelt noe høyere konsentrasjoner av ^{137}Cs enn sjøvann i åpne havområder (se Kapittel 3). Dette kan også påvirke aktivitetskonsentrasjonene i fisk. Aktivitetskonsentrasjonene i torsk fanget lenger sør er høyere enn aktivitetskonsentrasjonene i fisk fanget ved kysten av Troms og Finnmark. Landområder rundt Østersjøen mottok store mengder Tsjernobyl-nedfall (se Kapittel 2.2). Dette renner ut i Østersjøen, som renner ut i Skagerrak via Kattegat, og gjør at vi finner forhøyete nivåer av ^{137}Cs i fisk fanget i Nordsjøen og Skagerrak. Forurensningen fra Østersjøen påvirker også fisk lenger nordover, men i mindre grad jo lenger nord du kommer. Fisk fanget i de områdene av Midt-Norge som fikk mest Tsjernobyl-nedfall får sannsynligvis et ekstrabidrag. Det kan være årsaken til at torsken fanget langs kysten av Nordland, Trøndelagsfylkene og Møre og Romsdal i 2012 har noe høyere aktivitetskonsentrasjoner enn fisken fanget i Nordsjøen i 2013.



Figur 6.2 Aktivitetskonsentrasjoner (Bq/kg fersk vekt) av ^{137}Cs i torsk fra områdene rundt Svalbard (tre prøver tatt i 2012), kysten av Troms og Finnmark (to prøver tatt i 2012), kysten av Nordland, Trøndelagsfylkene og Møre og Romsdal (tre prøver tatt i 2012) og Nordsjøen og Skagerrak samt kysten av Vest- og Sørlandet (to prøver tatt i 2013). Søylene viser gjennomsnittskonsentrasjoner og barene viser minimums- og maksimumsverdier.

Til sammenligning er aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs i muskel av sild og flatfisk fanget i Østersjøen i dag generelt under 10 Bq/kg f.v. [51]. Det samme gjelder fisk fanget i kystområdene ved Sellafield [18].

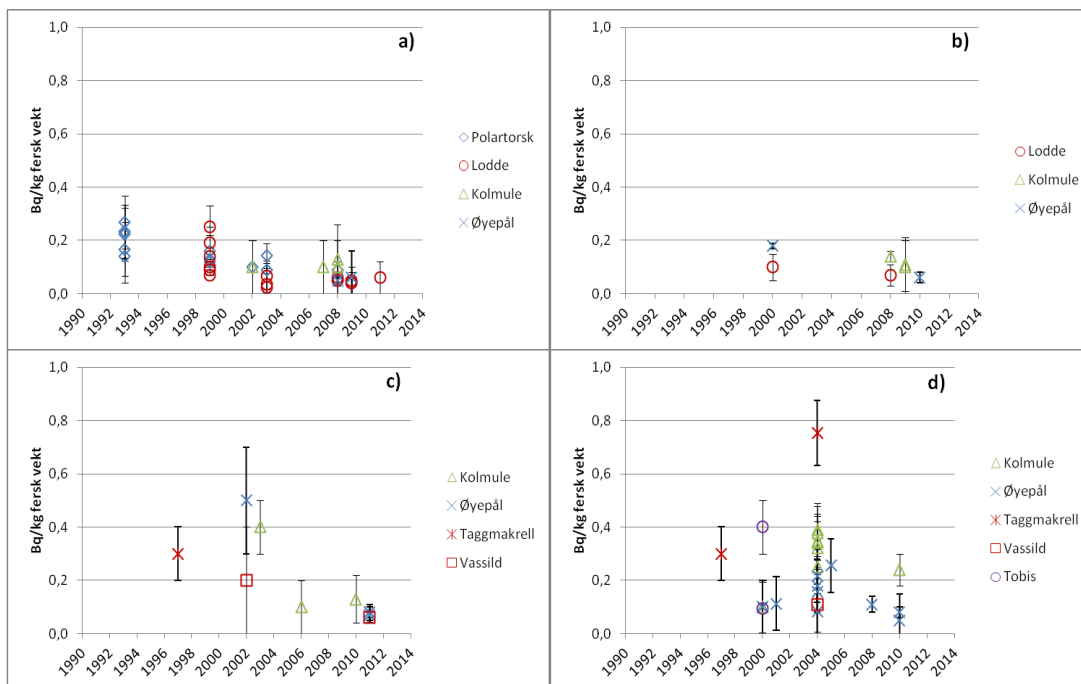
Det er målt ^{134}Cs i fire prøver av torsk fanget i Finnmark i 1991 og 1993. Det ble funnet aktivitetskonsentrasjoner på $0,5 \pm 0,3$ Bq/kg f.v. (1991) og $0,019 \pm 0,004$, $0,02 \pm 0,01$ og $0,08 \pm 0,01$ Bq/kg f.v. (1993). Dette stammer fra Tsjernobyl-ulykken. I de samme prøvene ble det funnet aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs på henholdsvis $2,0 \pm 0,5$ Bq/kg f.v. (1991) og $0,84 \pm 0,4$, $0,88 \pm 0,4$ og $3,2 \pm 0,2$ Bq/kg f.v. (1993).

Det er også målt ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{210}Po , ^{238}Pu og $^{239,240}\text{Pu}$ i fisk fra norske havområder. De fleste analysene er gjort på torsk, og det er tatt prøver både i Nordsjøen og Skagerrak, Norskehavet og Barentshavet og langs kysten. For ^{90}Sr er alle resultatene under 0,3 Bq/kg f.v. og for ^{99}Tc er resultatene under 0,1 Bq/kg f.v. Nivåene av ^{238}Pu er under 0,12 mBq/kg f.v. og $^{239,240}\text{Pu}$ har en måling på 5,5 mBq/kg f.v., ellers er det under 1,3 mBq/kg f.v. Nivåene av ^{210}Po varierer fra under 0,1 Bq/kg f.v. til 8,5 Bq/kg f.v. Datasettene er for små til å trekke konklusjoner om trender i tid og rom.

1.1.1.1 Industrifisk

Industrifisk er fisk som ikke direkte brukes som menneskeemat, men som males opp til fiskemel og fiskeolje. Eksempler på industrifisk som lever i Nordsjøen er øyepål, kolmule, taggmakrell og tobis. I Norskehavet er kolmule den viktigste industrifisken, mens i Barentshavet er de viktigste industrifiskene lodde og polartorsk. Lodde er torskens viktigste byttedyr i Barentshavet. I Russland brukes lodde som matfisk, og lodde av god kvalitet er også etterspurt på det japanske markedet. En industrifisk som finnes langs hele norskekysten og i fjordene er vassild. De fleste prøvene av industrifisk er samlet inn etter 2000.

Aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs i industrifisk er vist i Figur 6.3 a)-d). Den høyeste aktivitetskonsentrasjonen av ^{137}Cs i industrifisk er målt i en prøve av taggmakrell (*Trachurus trachurus*) samlet inn i 2001 fra Kattegat ($2,15$ Bq/kg f.v.). Det er imidlertid samlet inn få prøver av taggmakrell, så sammenligningsgrunnlaget er dårlig, og resultatet er derfor vanskelig å forklare. Den relativt høye aktivitetskonsentrasjonen skyldes muligens Tsjernobyl-ulykken, og forurensningen har nok blitt transportert ut av Østersjøen med havstrømmer (se Kapittel 3). Taggmakrell er den av industrifiskene som kan bli eldst (opptil 40 år), og alder kan være en faktor som påvirker forurensningsnivået i en art.



Figur 6.3 Aktivitetskonsentrasjoner (Bq/kg fersk vekt) av ¹³⁷Cs i industrifisk i prøver samlet inn fra a) Områdene rundt Svalbard (Område 20); b) Kysten av Troms og Finnmark (Område 02,03 og 04); c) Kysten av Nordland, Trøndelagsfylkene og Møre og Romsdal (Område 00,05,06 og 07); d) Nordsjøen og Skagerrak samt kysten av Vest- og Sørlandet (Område 08,09, 28, 40,41 og 42). Et resultat på 2,15 Bq/kg f.v. i taggmakrell samlet inn i Kattegat i 2001 er utelatt fra figur d).

De fleste målingene av ¹³⁷Cs i industrifisk er gjort i lodde fra Barentshavet og områdene rundt Svalbard. På slutten av 1990-tallet ble det målt aktivitetskonsentrasjoner fra under måleinstrumentets deteksjonsgrense til 0,25 Bq/kg f.v. (Figur 6.3 a)). Aktivitetskonsentrasjonene av ¹³⁷Cs i lodde fra samme område har de siste årene vært omtrent 0,05 Bq/kg f.v. Dette er helt på grensen av det måleinstrumentene kan måle. Generelt finner vi i dag at flere og flere prøver av industrifisk har aktivitetskonsentrasjoner som er lavere enn måleinstrumentets deteksjonsgrense.

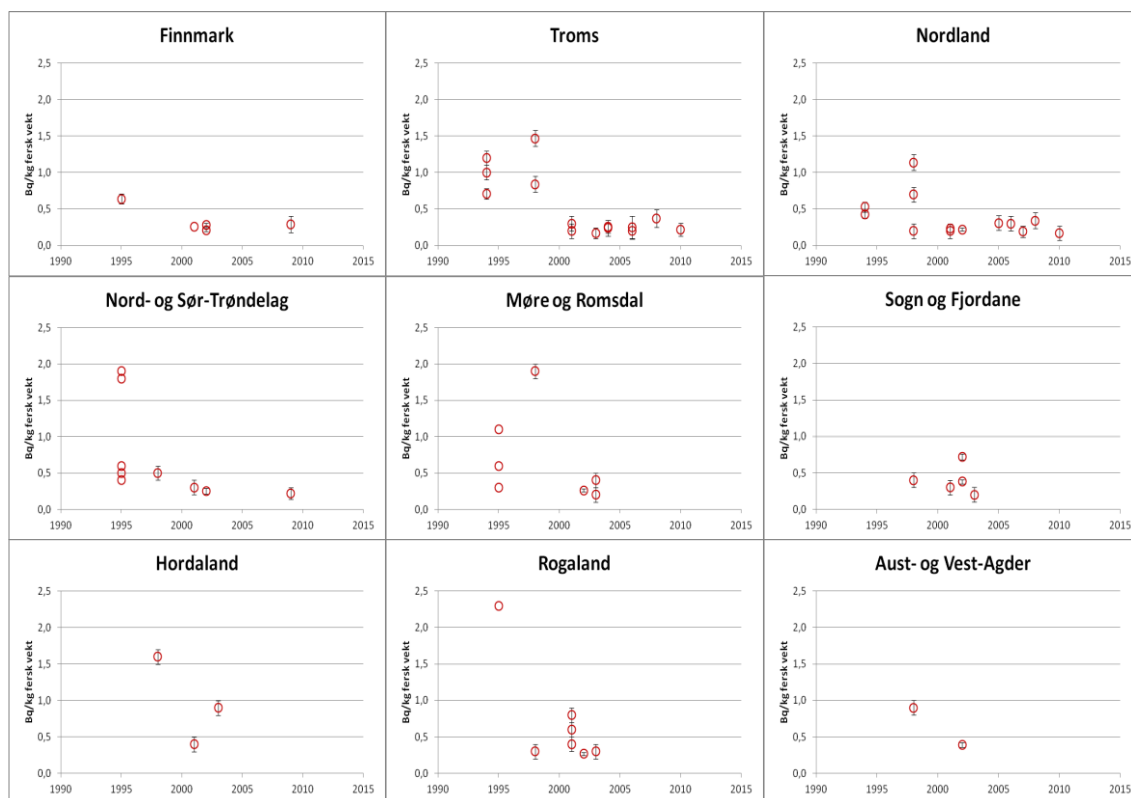
Det er ikke mulig å se fra datasettet om det er artsspesifikke forskjeller i ¹³⁷Cs-aktivitetskonsentrasjonene. Vi ser imidlertid de samme generelle trendene som for torsk. Aktivitetskonsentrasjonene har vært generelt avtagende i alle havområder siden 1990. Videre er det funnet høyere ¹³⁷Cs-aktivitetskonsentrasjoner i industrifisk samlet inn langs kysten av Nordland, Trøndelagsfylkene og Møre og Romsdal og i Nordsjøen og Skagerrak samt kysten av Vest- og Sørlandet. Begrunnelsen er den samme som for torsk.

Det er ikke målt andre radionuklider enn ¹³⁷Cs i industrifisk.

1.1.1.1 Oppdrettslaks, fiskefôr og fiskemel

Aktivitetskonsentrasjonene av ¹³⁷Cs i oppdrettslaks varierer fra under deteksjonsgrensen til 2,3 Bq/kg f.v. (prøve fra Rogaland samlet inn i 1995). Siden datasettet er begrenset kan vi ikke trekke noen entydig konklusjon om geografiske trender. Det er imidlertid, tilsvarende resultatene for torsk, en generell nedgang i aktivitetskonsentrasjonene i alle områder. Etter 2004 er det ikke målt aktivitetskonsentrasjoner over 0,5 Bq/kg f.v. i prøver fra noen av områdene.

Aktivitetskonsentrasjonene av ¹³⁷Cs i fiskefôr og fiskemel var under deteksjonsgrensen i alle prøvene.



Figur 6.4 Aktivitetskonsentrasjoner (Bq/kg fersk vekt) av ^{137}Cs i oppdrettslaks i prøver samlet inn fra ulike oppdrettsanlegg og fiskemottak langs kysten i 11 forskjellige fylker

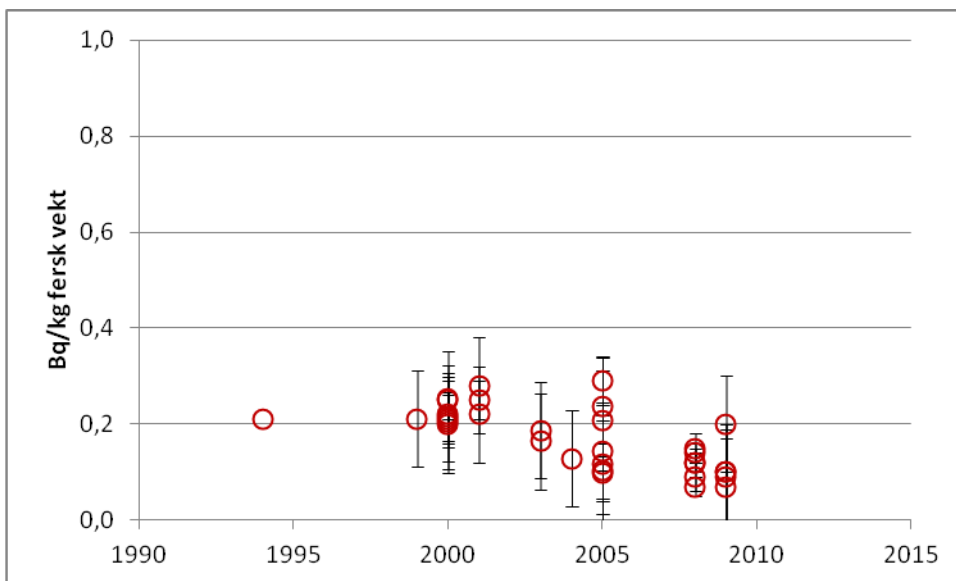
Tidlig på 2000-tallet skrev britisk presse at skotsk oppdrettslaks var forurenset av ^{99}Tc (for eksempel oppslag i Irish Times 24. juni 2003: "Discovery of radioactive waste in farmed salmon"). I 2002 og 2003 ble det derfor gjennomført et måleprogram for ^{99}Tc i norsk oppdrettslaks og fiskefôr for å dokumentere at denne var "ren". Resultater fra målingene viste at aktivitetskonsentrasjonene av ^{99}Tc i oppdrettslaks varierer fra under måleinstrumentets deteksjonsgrense til $0,28 \pm 0,01$ Bq/kg f.v. (Sogn og Fjordane, 2002). Siden målingene kun er gjennomført i 2002 og 2003, er det ikke mulig å studere tidstrender. Det er gjennomført for få målinger til å studere geografiske trender. Aktivitetskonsentrasjonene av ^{99}Tc i oppdrettslaks er lave sammenlignet med aktivitetskonsentrasjonene som ble funnet i hummer og tang i samme tidsperiode. Aktivitetskonsentrasjonene av ^{99}Tc i skotsk oppdrettslaks var i samme periode til sammenligning under 1 Bq/kg f.v.[52].

Aktivitetskonsentrasjonene av ^{99}Tc i fiskefôr og fiskemel samlet inn i perioden 2001-2003 varierte fra under måleinstrumentets deteksjonsgrense til $1,7 \pm 0,3$ Bq/kg tørrvekt (t. v.). Dette er nivåer på opp til en orden høyere enn i oppdrettslaks, men lave sammenlignet med aktivitetskonsentrasjonene som ble funnet i hummer og tang i samme tidsperiode.

6.1.3 Ikke-kommersielle arter av fisk

Aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i ikke-kommersielle arter av fisk har i perioden 1991-2009 variert fra under måleinstrumentets deteksjonsgrense til $0,4 \pm 0,1$ Bq/kg f.v. (målt i en prøve av sypike (*Trisopterus minutus*) samlet inn ved kysten av Nordland i 2000). Naturlig nok er det samlet inn mange færre prøver av ikke-kommersielle arter sammenlignet med kommersielle arter. Det er derfor vanskelig å studere trender for disse artene. Den arten det er samlet inn flest prøver av er gapeflyndre fra Barentshavet og områdene rundt Svalbard. De fleste prøvene er samlet inn mellom 2000 og 2010. Resultatene viser en generell nedadgående trend, slik vi ser for torsk. Aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs er i stor grad tilsvarende som for torsk.

Det er ikke målt andre radionuklider enn ^{137}Cs i ikke-kommersielle arter av fisk.



Figur 6.5 Aktivitetskonsentrasjoner (Bq/kg fersk vekt) av ^{137}Cs i gapeflyndre (*Hippoglossoides platessoides*) samlet inn i Barentshavet og områdene rundt Svalbard.

6.2 Bunndyr

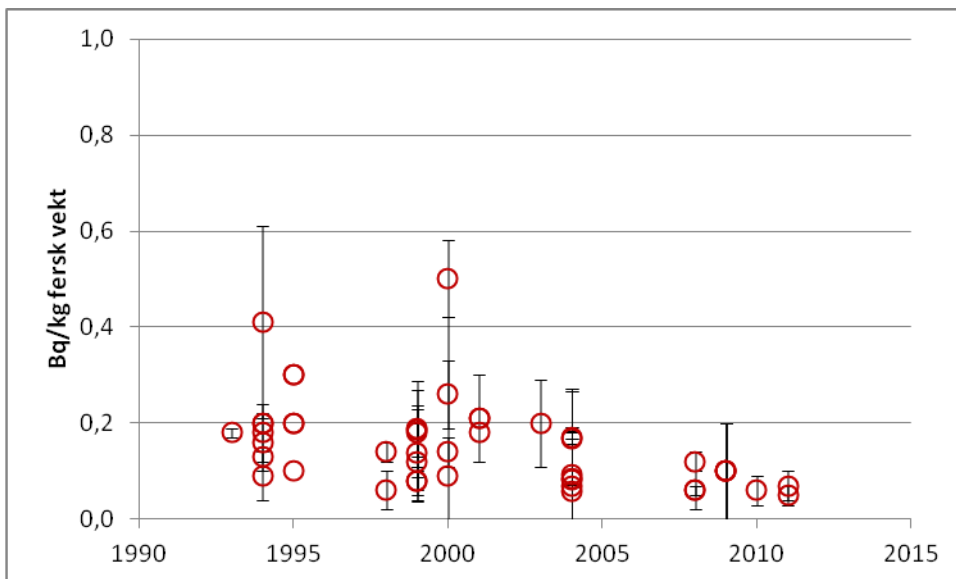
Med bunndyr menes arter som lever på havbunnen. Mange av disse er skalldyr. Bunndyr er mer stedbundne enn fisk, noe som i større grad kan gjenspeile geografiske variasjoner i aktivitetskonsentrasjoner av radionuklider. Det er målt ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{210}Po , Pu-isotoper, og ^{99}Tc i bunndyr. Alle resultatene er gitt i Appendiks 1.

6.2.1 Kommersielle bunndyr

Kommersielle bunndyr som er analysert omfatter hummer (*Homarus gammarus*), blåskjell (*Mytilus edulis*), kamskjell (*Pecten maximus*), O-skjell (*Modiolus modiolus*), kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*), reker (*Pandalus borealis*), taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og sjøkreps (*Nephrops norvegicus*).

1.1.1.1 Reker (*Pandalus borealis*)

Aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i reke innsamlet i alle norske havområder overstiger ikke 0,5 Bq/kg f.v. (Appendiks 1). Flere og flere prøver har aktivitetskonsentrasjoner under måleinstrumentets deteksjonsgrense. De fleste prøvene er tatt i Barentshavet. Det er ikke mulig ut fra datasettet å se geografiske forskjeller. Det er i en del tilfeller uklart om prøvene er målt med eller uten skall. Resultatene indikerer at dette ikke utgjør en stor forskjell i aktivitetskonsentrasjoner, men det reduserer kvaliteten på datasettet.



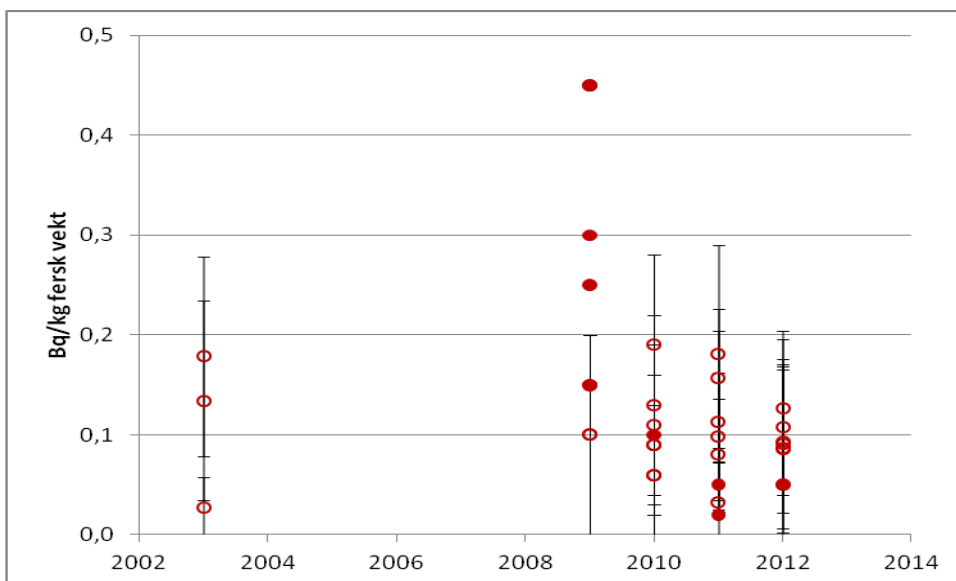
Figur 6.6 Aktivitetskonsentrasjoner (Bq/kg fersk vekt) av ^{137}Cs i reke fra alle norske havområder

Det er gjort målinger av ^{99}Tc , ^{90}Sr , ^{238}Pu og $^{239,240}\text{Pu}$ i et fåtall prøver. Aktivitetskonsentrasjonene av ^{99}Tc ble funnet å være under måleinstrumentets deteksjonsgrense i tre prøver tatt i Barentshavet i 1999. Videre er aktivitetskonsentrasjonene av ^{90}Sr funnet å være 0,05 Bq/kg eller lavere i prøver av kjøtt og skall tatt i Barentshavet i 1999. Aktivitetskonsentrasjonene av plutonium-isotoper i en prøve tatt i Barentshavet i 1993 overstiger ikke 0,003 Bq/kg f.v.

1.1.1.1 Hummer (*Homarus gammarus*)

Aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs i haler fra enkeltindivider av hanner og hunner samlet inn av Statens strålevern i forskjellige geografiske områder i perioden 1997-2005 varierer fra under måleinstrumentets deteksjonsgrense til $1,0 \pm 0,1$ Bq/kg f.v. (funnet i en prøve samlet inn i Hordaland i 1997). Det er ingen tydelig forskjell på aktivitetskonsentrasjoner i hanner og hunner. De høyeste aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i hummer er noe høyere enn de vi generelt finner i fisk i tilsvarende tidsperiode. Det er større variasjon i aktivitetskonsentrasjonene mellom hummerprøver samlet inn i samme geografiske område og år enn vi finner for fisk. Dette kan ha sammenheng med at det er større variasjon i aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i hummerens føde. Datasettet er for lite til å kunne trekke konklusjoner når det gjelder tidstrender og geografiske trender.

Aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs i kombinerte prøver av hale og klør fra enkeltindivider av hanner og hunner samlet inn av Havforskningsinstituttet ved Værlandet (Sogn og Fjordane) i perioden 2003-2012 varierer fra under måleinstrumentets deteksjonsgrense til $0,2 \pm 0,1$ Bq/kg f.v. (funnet i en prøve samlet inn i 2003). Det er ingen tydelig forskjell på aktivitetskonsentrasjoner i hanner og hunner. Aktivitetskonsentrasjonene funnet i 2011 og 2012 er sammenlignbare med aktivitetskonsentrasjonene funnet i 2003. Det er ingen tydelig nedgang i aktivitetskonsentrasjonene i løpet av tidsperioden. Til sammenligning har aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i hummer fra Irskesjøen lagt ganske konstant på 3-4 Bq/kg f.v. i perioden 2003-2012 [18]. Heller ikke disse prøvene viser en tydelig tidstrend, selv om det kan anes en svak antydning til nedgang i aktivitetskonsentrasjonene.



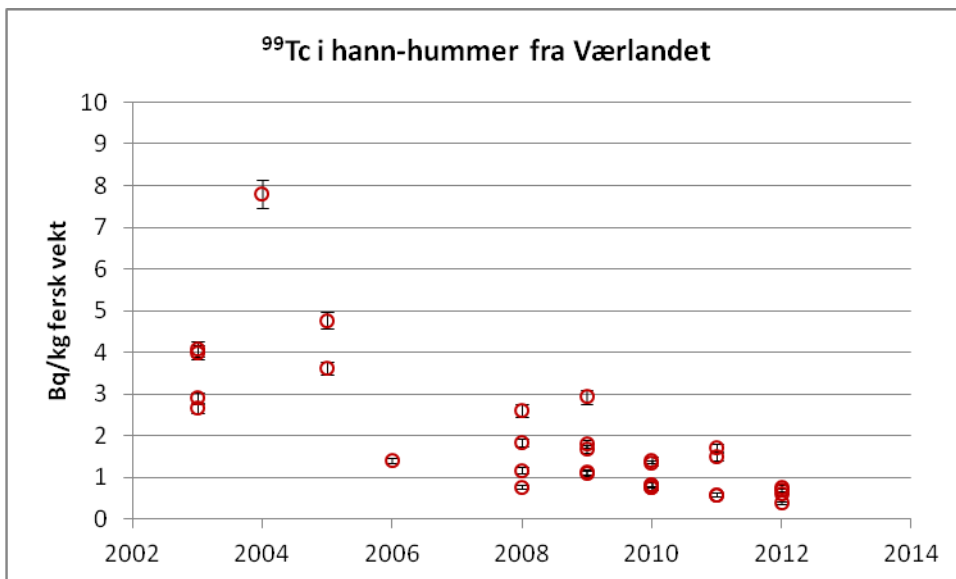
Figur 6.7 Aktivitetskonsentrasjoner (Bq/kg fersk vekt) av ^{137}Cs i hummer (hanner og hunner) fra Værlandet (Sogn og Fjordane). Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er plottet som $0,5 \cdot$ deteksjonsgrensen. Disse er markert som fylte symboler. Variasjoner i deteksjonsgrensen skyldes variasjoner i prøvestørrelse og telletid.

En sammenligning av aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i hummer i norske kystområder og kystområdene ved Sellafield i Irskesjøen viser at aktivitetskonsentrasjonene ved Sellafield er høyest. Swift og Nicholson [53] fant aktivitetskonsentrasjoner på $5,0 \pm 0,9$ Bq/kg f.v. i 37 hummere (både hanner og hunner) fanget kommersielt nær Sellafield i 1997. Aktivitetskonsentrasjonene i hanner og hunner var av samme størrelse. I 2012 ble det funnet en gjennomsnittlig aktivitetskonsentrasjon av ^{137}Cs i åtte prøver av hummer tatt i området rundt Sellafield på $1,8$ Bq/kg f.v. [18]. Disse resultatene kan tyde på at det har vært en nedgang i aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i hummer fanget nær Sellafield i perioden 1997-2012. Overvåkingsdata fra RIFE [18] viser at det har vært en svak nedgang i aktivitetskonsentrasjonene i perioden 2003-2012.

Aktivitetskonsentrasjoner av ^{99}Tc i haler fra enkeltindivider av hanner samlet inn av Statens strålevern i norske kystområder i perioden 2001-2005 varierer fra $2,0 \pm 0,2$ Bq/kg f.v. (Aust-Agder, 2004) til 16 ± 2 (Vest-Agder, 2002). I haler fra seks hanner samlet inn av Statens strålevern ved Orknøyene i 2002 varierte aktivitetskonsentrasjonene fra $1,6 \pm 0,1$ til 68 ± 7 Bq/kg f.v. Datasettet er for lite til å kunne trekke konklusjoner når det gjelder tidstrender og geografiske trender.

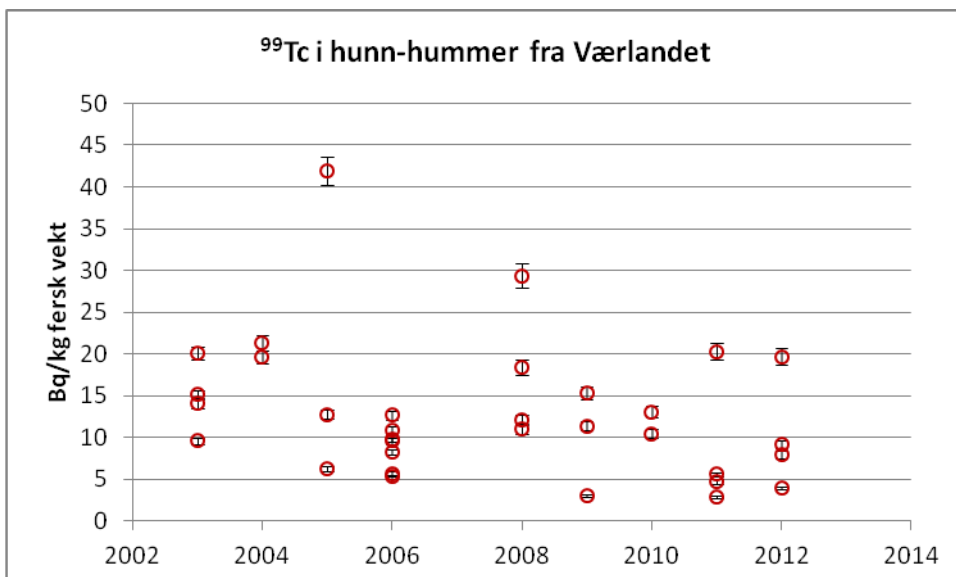
Aktivitetskonsentrasjoner av ^{99}Tc i haler fra enkeltindivider av hunner samlet inn av Statens strålevern i perioden 1998-2005 varierer fra $0,20 \pm 0,05$ til 70 ± 5 Bq/kg f.v. Den høyeste aktivitetskonsentrasjonen ble funnet i en hummer samlet inn i Aust-Agder i 2004. Datasettet er for lite til å kunne trekke konklusjoner når det gjelder tidstrender og geografiske trender.

Aktivitetskonsentrasjoner av ^{99}Tc i prøver av hale og klør fra hanner samlet inn av Havforskningsinstituttet fra Værlandet (Sogn og Fjordane) i perioden 2003-2012 varierer fra $0,38 \pm 0,03$ til $7,8 \pm 0,3$ Bq/kg f.v. Den høyeste aktivitetskonsentrasjonen ble funnet i 2004, mens den laveste aktivitetskonsentrasjonen ble funnet i 2012. Det er en tydelig nedgang i aktivitetskonsentrasjoner i perioden.



Figur 6.8 Aktivitetskonsentrasjoner (Bq/kg fersk vekt) av ^{99}Tc i hummer (hanner) fra Værlandet (Sogn og Fjordane) i perioden 2003-2012.

Aktivitetskonsentrasjoner av ^{99}Tc i prøver av hale og klør fra hunner samlet inn av Havforskningsinstituttet fra Værlandet (Sogn og Fjordane) i perioden 2003-2012 varierer fra $2,9 \pm 0,2$ til 42 ± 2 Bq/kg f.v. (Figur 6.9). Den høyeste aktivitetskonsentrasjonen ble funnet i 2005, mens den laveste aktivitetskonsentrasjonen ble funnet i 2011. Det ser ut som om det har vært en nedgang i aktivitetskonsentrasjonene i perioden, men nedgangen er ikke så tydelig som for hanner



Figur 6.9 Aktivitetskonsentrasjoner (Bq/kg fersk vekt) av ^{99}Tc i hummer (hunner) fra Værlandet (Sogn og Fjordane) i perioden 2003-2012.

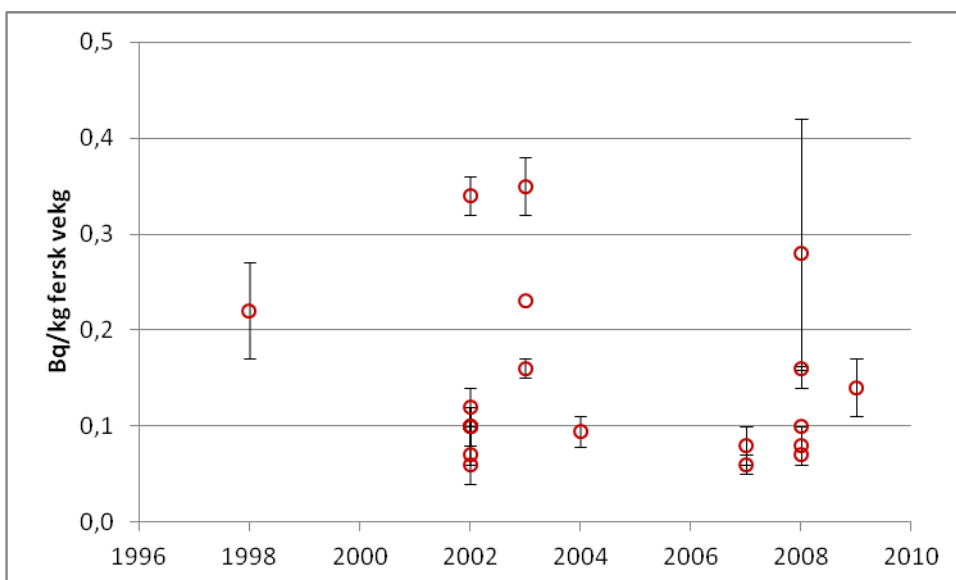
Aktivitetskonsentrasjonene av ^{99}Tc i hummer fra kystområdene ved Sellafield har naturlig nok vært mye høyere enn de vi har funnet i norske havområder. Swift og Nicholson [53] fant gjennomsnittlige aktivitetskonsentrasjoner av ^{99}Tc i henholdsvis 20 hunner og 17 hanner fanget kommersielt nært Sellafield i 1997 på 14853 ± 7382 og 7131 ± 3904 Bq/kg f.v. Overvåkingsdata fra

samme tidsperiode viste tilsvarende nivåer (se for eksempel [52]). Disse nivåene overstiger den tillatte grenseverdien for radioaktiv forurensning i næringsmidler etter en kjernefysisk ulykke, men dosen fra ^{99}Tc til den mest utsatte gruppen av sjømat-konsumenter utgjorde på den tiden likevel mindre enn 5 % av EUs dosegrense [54]. Overvåkingsdata viser at aktivitetskonsentrasjonene av ^{99}Tc i hummer fra Sellafield-området hadde en topp i 1997, men har avtatt siden, og i 2012 ble det funnet en gjennomsnittlig aktivitetskonsentrasjon på 140 Bq/kg f.v. i 8 hummer fanget i kystområder nær Sellafield [18].

1.1.1.1 Blåskjell (*Mytilus edulis*), kamskjell (*Pecten maximus*) og O-skjell (*Modiolus modiolus*)

Aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i blåskjell (*Mytilus edulis*) varierer fra under måleinstrumentets deteksjonsgrense til $0,35 \pm 0,03$ Bq/kg f.v. (funnet i en prøve samlet inn Nord-Trøndelag i 2003) (Figur 6.10). Omtrent halvparten av prøvene har aktivitetskonsentrasjoner under deteksjonsgrensen. Dataene tyder på at det har vært en generell nedgang i aktivitetskonsentrasjonene (Figur 6.10). Datasettet er for lite til å studere geografiske trender.

Til sammenligning ble det i 2012 funnet aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs i blåskjell fra kystområdene ved Sellafield på 2,5 Bq/kg f.v. [55].



Figur 6.10 Aktivitetskonsentrasjoner (Bq/kg fersk vekt) av ^{137}Cs i blåskjell fra norskekysten i perioden 1998-2009. Figuren inkluderer ikke resultater under deteksjonsgrensen.

Aktivitetskonsentrasjonene av ^{99}Tc i blåskjell (*M. edulis*) varierer fra $0,20 \pm 0,01$ til $1,2 \pm 0,2$ Bq/kg f.v. Datasettet er for lite til å vise tidstrender og geografiske trender, men nivåene av ^{99}Tc i blåskjell (*M. edulis*) er lave.

Til sammenligning varierte aktivitetskonsentrasjoner av ^{99}Tc fra $0,3 \pm 0,1$ til $0,9 \pm 0,1$ Bq/kg f.v. i 12 prøver av blåskjell (*M. edulis*) tatt på forskjellige årstider i 2006 innenfor et lite område sør for Bergen [56]. I dette studiet pekes det på at føde er en bestemmende faktor for nivåene av ^{99}Tc i fire forskjellige arter av skjell og snegler. De laveste aktivitetskonsentrasjonene av ^{99}Tc ble funnet i blåskjell (*M. edulis*). Blåskjell (*M. edulis*) er en filterfoder, og beiter hovedsakelig på planteplankton, som inneholder lave aktivitetskonsentrasjoner av ^{99}Tc (se f. eks. [57]). Det ble funnet betydelig høyere aktivitetskonsentrasjoner av ^{99}Tc i strandsneglene *Littorina obtusata* og *Littorina littorea* og albueskjell (*Patella vulgata*) (fra $5,4 \pm 0,4$ til $11,1 \pm 0,7$ Bq/kg f.v.). Disse artene er kjent for å beite på alger, som generelt inneholder mye høyere aktivitetskonsentrasjoner av ^{99}Tc enn planteplankton.

Det er gjort undersøkelser av ^{210}Po i blåskjell (*M. edulis*), kamskjell (*P. maximus*) og O-skjell (*M. modiolus*). Det er stor variasjon i aktivitetskonsentrasjonene, og det kan ikke utelukkes at en del av variasjonen mellom år skyldes systematiske feil i analysene eller rapporteringen.

Det er gjennomført noen få analyser av ^{137}Cs i kamskjell (*P. maximus*) og O-skjell (*M. modiolus*). Det ble målt $0,12 \pm 0,02$ Bq/kg f.v. ^{137}Cs i en prøve av kamskjell (*P. maximus*) samlet inn i Trøndelag i 2009. For O-skjell ble aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs funnet å være under måleinstrumentets deteksjonsgrense i to prøver tatt i Finnmark i 2008 og 2009.

1.1.1.1 Taskekrabbe (*Cancer pagurus*), kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*) og sjøkreps (*Nephrops norvegicus*)

Aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs og ^{99}Tc i taskekrabbe (*Cancer pagurus*), kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*) og sjøkreps (*Nephrops norvegicus*) er generelt svært lave. Langt over halvparten av målingene er under måleinstrumentets deteksjonsgrense (Appendiks 1). Den høyeste aktivitetskonsentrasjonen av ^{137}Cs i kjøtt ble målt i en prøve av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) tatt i Agder i 2001 ($0,7 \pm 0,4$ Bq/kg f.v.). Den høyeste aktivitetskonsentrasjonen av ^{99}Tc i kjøtt ble målt i en prøve av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) tatt i Sogn og Fjordane i 2003 ($0,69 \pm 0,04$ Bq/kg f.v.).

Til sammenligning ble det målt aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs og ^{99}Tc på henholdsvis 1,2 og 8,7 Bq/kg f.v. i prøver av krabbe tatt i kystområdene nær Sellafeld i 2012 [18].

6.2.2 Ikke-kommersielle bunndyr

Aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs er generelt lave i ikke-kommersielle bunndyr (se oversikt over hvilke arter som er analysert og aktivitetskonsentrasjoner i Appendiks 1). Mange resultater er under måleinstrumentets deteksjonsgrense. Den høyeste aktivitetskonsentrasjonen er målt i skall fra trollkrabbe (*Lithodes Maja*) samlet inn ved Larvik i 1998 ($0,6 \pm 0,3$ Bq/kg). Den høyeste aktivitetskonsentrasjonen av ^{137}Cs i bløtvev er målt i kjøtt fra strandsnegler (*Littorinidae sp.*) samlet inn i Aust-Agder i 2000 ($0,4 \pm 0,1$ Bq/kg f.v.).

Aktivitetskonsentrasjonene av ^{99}Tc er også lave i ikke-kommersielle bunndyr (Appendiks 1). De høyeste aktivitetskonsentrasjonene er funnet i fire prøver av muskel fra strandsnegler (*Littorinidae sp.*) (fra $0,64 \pm 0,09$ – $1,0 \pm 0,1$ Bq/kg f.v.) samlet inn ved Lista og Tjøme i 2001 og 2003.

6.3 Dyreplankton og blekksprut

Aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i dyreplankton er lave (se oversikt over hvilke arter som er analysert og aktivitetskonsentrasjoner i Appendiks 1). Den høyeste aktivitetskonsentrasjonen ($0,5 \pm 0,1$ Bq/kg f.v.) er målt i en prøve av krill (Figur 6.11) samlet inn innerst i Nordfjord i Sogn og Fjordane i 1999.



Figur 6.11 Krill (*Meganyctiphanes norvegica*) (foto: Havforskningsinstituttet)

Aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i syv samleprøver av *Gonatus* (*Gonatus fabricii*) (Figur 6.12) samlet inn i Norskehavet og Barentshavet i perioden 1998-2002 varierte fra under måleinstrumentets deteksjonsgrense til $0,08 \text{ Bq/kg f.v.}$ I en samleprøve av *Ommastrephidae* sp. samlet inn i Nordsjøen i 2001 ble det funnet aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs og ^{99}Tc på henholdsvis $0,1 \pm 0,2$ og $0,08 \pm 0,01 \text{ Bq/kg f.v.}$ Dette er lave aktivitetskonsentrasjoner.

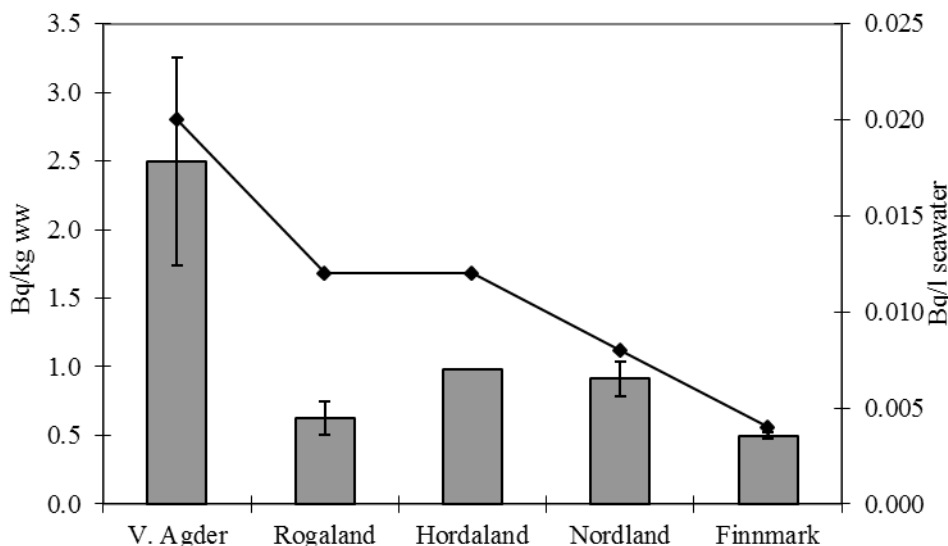


Figur 6.12 *Gonatus* (*Gonatus fabricii*) (foto: Havforskningsinstituttet)

6.4 Sjøpattedyr

I 1999 og 2000 ble det gjennomført analyser av ^{137}Cs i 36 niser (*Phocoena phocoena*) fra fem områder langs norskysten. Arbeidet inngikk som en del av et doktorgradsarbeid utført ved Havforskningsinstituttet [58], og er publisert i Tolley og Heldal [59]. Aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i niser varierte fra $0,30 \pm 0,01$ til $3,83 \pm 0,05 \text{ Bq/kg f.v.}$ (Figur 6.13 og Appendiks 1). De høyeste aktivitetskonsentrasjonene ble funnet i niser fanget i Vest-Agder, som er det området som

ligger nærmest de viktigste forurensningskildene (se kapittel 2.2 og 3.1). Det ble ikke funnet signifikante forskjeller i aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i niser fra Rogaland, Hordaland og Nordland. Dette var imidlertid som forventet, siden aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i sjøvann i disse områdene var ganske like i samme tidsperiode (se f. eks. [60]). Aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i niser fra Finnmarkskysten var derimot signifikant lavere enn aktivitetskonsentrasjonene i niser fra andre områder.



Figur 6.13 Aktivitetskonsentrasjoner (Bq/kg fersk vekt) av ^{137}Cs i niser (søyler) fra norskekysten i 1999-2000 (fra [58]). Aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs i sjøvann (svarte punkter) er medianverdier av aktivitetskonsentrasjoner funnet i litteraturen for samme tidsperiode.

Aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i niser fra Rogaland er lavere enn en skulle forvente ut fra sjøvannskonsentrasjonene (se Figur 6.13). I Sør-Norge er den norske kyststrømmen, som transporterer ^{137}Cs nordover (se kapittel 3.1), relativt smal. Hvis niser fra Sørvest-Norge (f. eks. Rogaland) beveger seg ut av den smale kyststrømmen og inn i Atlantisk vann som har lavere ^{137}Cs -aktivitetskonsentrasjoner, kan dette resultere i lavere aktivitetskonsentrasjoner hos nisen. Lenger nord blander kyststrømmen seg med atlantisk vann. Sonen med ^{137}Cs -forurensset kystvann brer seg dermed vestover. Variabilitet i ^{137}Cs -aktivitetskonsentrasjoner som følge av forflytning inn og ut av kyststrømmen vil dermed ikke spille så stor rolle lenger nord.

I grønlandssel (*Phoca groenlandica*) og ringsel (*Phoca hispida*) varierer ^{137}Cs -aktivitetskonsentrasjonene fra <0,20 til 0,7 Bq/kg f.v. (Appendiks 1). I vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*) ble det funnet aktivitetskonsentrasjoner fra 0,2 til 3,4 Bq/kg f.v. Videre er det målt mellom 0,14 og 1,50 Bq/kg f.v. ^{137}Cs i isbjørn (*Ursus maritimus*). En del av disse dataene er publisert i [61]. Datasettene tillater ikke å trekke konklusjoner om tidstrender eller geografiske trender. Det er imidlertid tydelig at aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i forskjellige arter av sjøpattedyr i samme geografiske område (Finnmarkskysten, Barentshavet og Svalbard) er sammenlignbare.

Aktivitetskonsentrasjonene i sjøpattedyr tidlig på 1990-tallet er sammenlignbare med aktivitetskonsentrasjonene i torsk på samme tid (se Appendiks 1). Datasettene er imidlertid tynne, og sammenligningsgrunnlaget dårlig. I tillegg foreligger en del av sjøpattedyr-dataene opprinnelig i Bq/kg tørrvekt, og er omregnet til Bq/kg ferskvekt ved å benytte et tørrvektinnhold i prøvene på 20 %. Dette introduserer en usikkerhet i resultatene, noe som ytterligere reduserer verdien av sammenligningsgrunnlaget. Hvis vi sammenligner resultater for torsk og sjøpattedyr fra begynnelsen av 2000-tallet ser det ut som om aktivitetskonsentrasjonene i sjøpattedyr overstiger

aktivitetskonsentrasjonene i torsk. Dette er som forventet, siden sjøpattedyr tilhører et høyere trofisk nivå enn torsk (se [50]). Vi forventer ikke å finne noe særlig høyere aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs enn de vi finner i sjøpattedyr i noen annen art i den marine næringskjeden.

Aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i sjøpattedyr presentert i denne rapporten er sammenlignbare med de som er funnet av for eksempel [62], som har undersøkt ^{137}Cs -nivåene i 135 vågehval fanget i syv forskjellige områder i 1998. I sistnevnte arbeid ble det funnet aktivitetskonsentrasjoner på 0.298 ± 0.083 Bq/kg f.v. ved Svalbard, 0.569 ± 0.144 Bq/kg f.v. i Barentshavet og 1.319 ± 0.587 Bq/kg f.v. i Nordsjøen.

Det er målt ^{210}Po i åtte av ringsel-prøvene tatt ved Svalbard i 2003. Aktivitetskonsentrasjonene varierer fra 12,2 til 31,5 Bq/kg f.v. I en prøve av isbjørn i 2007 ble det funnet en aktivitetskonsentrasjon av ^{210}Po på 1,23 Bq/kg f.v. Datasettet er for lite til å kunne si noe om trender i tid og rom.

7 DISKUSJON OG KONKLUSJON

Status per i dag

Denne rapporten gir en oversikt over det meste som fins av data på radioaktiv forurensning i fisk, skalldyr og sjøpattedyr i norske havområder i perioden 1991-2011. Med unntak av ^{99}Tc og naturlige nuklider som slippes ut med produsert vann (^{226}Ra , ^{228}Ra og ^{210}Pb) har aktivitetskonsentrasjonene av radionuklider i marint miljø vært nedadgående siden tidlig på 1990-tallet. Grunnen til dette er at Sellafield og La Hague har redusert sine utslipp, og forurensningen etter prøvesprengningene på 1950- og 1960-tallet og Tsjernobyl-ulykken blir nedbrutt etter hvert som tiden går. I tillegg skjer det en fortynning av forurensningen i vannmassene over tid.

Nivåene av ^{137}Cs er høyest i områdene nærmest Østersjøen, som Kattegat og Skagerrak, som følge av at utstrømmende Østersjø-vann fremdeles inneholder forurensning fra Tsjernobyl-ulykken. Videre finner vi noe forhøyete nivåer langs norskekysten som følge av avrenning fra land. Nivåene er lavere i de åpne havområdene, og det er en generell nedgang i aktivitetskonsentrasjoner fra sør til nord.

Torsk (*Gadus morhua*) er den arten det er samlet inn flest prøver av, og det er samlet inn flest prøver langs kysten av Troms og Finnmark. Dette utgjør et godt datasett som tydelig viser en nedadgående trend i aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs fra 1991 og frem til i dag. Etter 2008 har det med ett unntak ikke vært målt aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs i torsk i norske havområder over 0,5 Bq/kg f.v. Torsk er en representant fra et av de øverste leddene i næringskjeden, og aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs avtar nedover i næringskjeden.

Aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i fisk generelt har altså i perioden 1991-2011 vært lave sammenlignet med grenseverdien på 600 Bq/kg som ble fastsatt av Mattilsynet etter Tsjernobyl-ulykken.

I tillegg til ^{137}Cs er det målt ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{210}Po og ^{238}Pu og $^{239,240}\text{Pu}$ i torsk og andre kommersielle arter av fisk. Datasettene er imidlertid for små til å kunne trekke konklusjoner om tidstrender og geografiske trender. I industrifisk og ikke-kommersielle arter av fisk er det ikke målt andre radionuklider enn ^{137}Cs .

Bunndyr er mer stedbundne enn fisk, og kan i større grad gjenspeile geografiske variasjoner i aktivitetskonsentrasjoner. Det er målt ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{210}Po og Pu-isotoper i bunndyr som i reker og hummer.

Aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs i reker fra norske havområder overstiger ikke 0,5 Bq/kg f.v. På grunn av begrenset datamengde er det ikke mulig å se geografiske trender, og i flere tilfeller er det uklart om prøvene er opparbeidet med eller uten skall, noe som reduserer kvaliteten på datasettet.

Det er målt opp til 1,0 Bq/kg f.v. ^{137}Cs i hummer. Aktivitetskonsentrasjonene er mer variable og de høyeste verdiene er noe høyere enn de generelle verdiene vi finner i fisk. Sammenligninger av aktivitetskonsentrasjoner av ^{137}Cs og ^{99}Tc i hummer i norske havområder og kystområdene ved Sellafield viser at aktivitetskonsentrasjonen er høyest i de sistnevnte områdene for begge nuklider. I norske havområder nådde aktivitetskonsentrasjonene av ^{99}Tc en topp i 1997, og siden har de vært avtakende.

Kunnskapshull og utfordringer

Dagens overvåking av fisk og sjømat omfatter hovedsakelig ^{137}Cs . Det er behov for grundigere kartlegging, og eventuelt overvåking, av andre antropogene radionuklider (for eksempel ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{238}Pu og $^{239,240}\text{Pu}$) og naturlige radionuklider (for eksempel ^{226}Ra , ^{228}Ra og ^{210}Pb og ^{210}Po) for å få bedre kunnskap om nivåer og geografiske variasjoner. Naturlige radionuklider finnes allerede i marint miljø, og det slippes også ut oppkonsentrerte naturlige radionuklider i forbindelse med petroleumsvirksomhet.

Mesteparten av dagens overvåking foregår i åpne havområder. Det kan også være et behov for utvidet overvåking av fisk og andre marine organismer som oppholder seg nær kysten og inne i enkelte fjorder, der nivåene av radionuklider kan være høyere enn i åpne havområder.

Norsk eksportnæring har behov for dokumentasjon på at nivåene av radioaktiv forurensning i oppdrettsfisk, fôr og fiskemel er under gjeldende grenseverdier for import og eksport. Denne overvåkingen har opphørt, men kan med fordel tas opp igjen.

Analyseresultater som er presentert i denne rapporten viser i enkelte tilfeller variasjoner som er vanskelig å forklare. Disse variasjonene kan eksempelvis knyttes til ulik alder/størrelse på de analyserte individene, om prøvene er analysert med eller uten skinn eller om muskel eller hel fisk er analysert. Dessverre er denne type informasjon ikke alltid tilgjengelig sammen med analyseresultatet. Ideelt sett burde informasjon av slik karakter være tilgjengelig, men i overvåkingssammenheng, der store mengder prøver skal samles inn og analyseres, og mange ulike mennesker er involvert, må man kanskje akseptere at fullstendig informasjon ikke alltid er tilgjengelig. Det er likevel viktig å kjenne til slike potensielle feilkilder. Også dersom fisk har oppholdt seg innerst i fjorder i Midt-Norge, som var påvirket av Tsjernobyl-ulykken, kan aktivitetskonsentrasjonene av ^{137}Cs være forhøyet, men dette kan heller ikke dokumenteres.

Standardisering av prøvetaking kan bedre kvaliteten på datasettene i fremtiden. Dette gjelder for eksempel om reker skal analyseres med eller uten skall. Prøvetaking av tang kan også standardiseres, skal hele planten eller kun ny vekst plukkes? En standardisering vil være en fordel, men da bør man også sørge for en overgangsperiode, der prøver tas både som tidligere og på standardisert måte, for å sammenligne resultatene. God dokumentasjon av hvordan prøven er tatt og opparbeidet er uansett svært viktig for å kunne vurdere kvaliteten på datasettet og om det er sammenlignbart med andre prøver.

Det norsk-russiske samarbeidet er revitalisert. I 2012 og 2014 har det blitt gjennomført felles norsk-russiske tokt til henholdsvis Stepovogofjorden på østsiden av Novaja Semlja og K-159 i Murmanskfjorden. Formålet med toktene har vært å undersøke nivåene av radioaktiv forurensning i dumpeområder og/eller i nærheten av atomubåtvrak. Dette bør dras nytte av i overvåkingssammenheng. Det er behov for å styrke den norsk-russiske overvåkingen i Barentshavet. Her er det også behov for standardisering av prøvetakingsmetoder, og det er behov for å tilgjengeliggjøre resultater fra denne overvåkingen.

Det er helt klart et generelt behov for bedre håndtering og lagring av overvåkingsdataene. Det bør også tilrettelegges slik at dataene er lett tilgjengelige for andre. En nasjonal database med standardisert lagring hos Statens strålevern vil gjøre bruken av dataen enklere og kunne gi flere muligheter for eksempelvis statistiske analyser.

8 REFERANSER

- 1 Føyn, L., Heldal, H. E., Sværen, I., 1999. The Barents Sea, Distribution and Fate of Radioactive Contaminants. Proceedings, International Symposium on Marine Pollution, Monaco, 5 - 9 October 1998. IAEA-TECDOC-1094, pp. 471 - 474. International Atomic Energy Agency, July 1999.
- 2 Radioaktivitet i det marine miljø 2010. Resultater fra det nasjonale overvåkningsprogrammet (RAME). StrålevernRapport 2012:10. Østerås: Statens strålevern, 2012. Språk: engelsk.
- 3 Arctic Pollution 2009. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, xi+83pp.
- 4 United Nations Scientific Committee on the Effects on Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation: United Nations report to the general assembly, with scientific annexes. Volume I: Sources. New York: United Nations, 2000.
http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_1.html. (12.1.2015)
- 5 United Nations Scientific Committee on the Effects on Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation: United Nations report to the general assembly, with scientific annexes. Volume II: Effects. New York: United Nations, 2000.
http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_2.html. (12.1.2015)
- 6 Evans S. Impacts of the Chernobyl fallout in the Baltic Sea ecosystem. I: Moberg, L. (ed.) The Chernobyl fallout in Sweden. Stockholm. p. 109-127; Swedish Radiation Protection Institute; Stockholm (Sweden)
- 7 Sværen, I. Caesium-137 in sediments from two Norwegian fjords- Including dating sediment cores. Masteroppgave i miljøkjemi, Kjemisk institutt, Universitetet i Bergen, pp. 151.
- 8 Heldal HE m.fl. Forurensning. I: Gjøsæter, H. m.fl.(red.) Fisken og havet, særnr. 1-2010. Havforskningsrapporten 2010. Ressurser, miljø og akvakultur på kysten og i havet. 28-33
http://www.imr.no/filarkiv/2010/07/havforskningsrapport2010_web.pdf/nb-no (12.01.2015)
- 9 Tangen, J-M, Jaworska A., Mattsson H, 2011. Fukushima-ulykken – helsemessige konsekvenser. Tidsskrift for Den norske legeforening, 131, 2342-2343. Nr. 23 – 29. november 2011; doi: 10.4045/tidsskr.11.0957
- 10 StrålevernsInfo 8:2012. Fukushima-ulykken. Østerås: Statens strålevern, 2012.
- 11 Gray, J., Jones, S. R., Smith, A. D., 1995. Discharges to the environment from the Sellafield Site, 1951-1992. Journal of Radiological Protection, 1995, 15 (2), 99-131. doi:10.1088/0952-4746/15/2/001
- 12 Brown, JE m.fl. Technetium-99 Contamination in the North Sea and in Norwegian Coastal Areas 1996 and 1997. StrålevernRapport 1998:3, Østerås, Statens strålevern.
- 13 Brown JE. m.fl. Levels of Tc-99 in Seawater and Biota Samples from Norwegian Coastal Waters and Adjacent Seas. Marine Pollution Bulletin 1999, 38 (7), pp.560-571.
- 14 Kolstad, A. K., Lind, B. Radioactivity in the Marine Environment 2000 and 2001. Technetium-99 concentrations in Norwegian coastal waters and biota. StrålevernRapport 2002:6. Østerås: Statens strålevern.
- 15 Kershaw, P. J. m.fl. Variability in the supply, distribution and transport of the transient tracer ⁹⁹Tc in the NE Atlantic. Journal of Marine Systems, 44 (1-2), pp. 55-81.
- 16 Ytre-Eide M. Album, Standring WJF, Amundsen I, Sickel M, Liland A., Saltbones J, Bartnicki J, Haakenstad H, Salbu B. StrålevernRapport 2009:6. Konsekvenser for Norge ved en tenkt ulykke

ved Sellafield-anlegget. Potensielt utslipp – transport og nedfall. Strålevern rapport 2009:6. Østerås: Statens strålevern, 2009. Language: English.

- 17 Thørring H, Ytre-Eide MA, Liland A. Consequences in Norway after a hypothetical accident at Sellafield - Predicted impacts on the environment. StrålevernRapport 2010:13. Østerås: Statens strålevern, 2010.
- 18 Radioactivity in Food and the Environment, 2012. RIFE-18. Environment Agency, Food Standards Agency, Northern Ireland Environment Agency, Scottish Environment Protection Agency. October 2013.
- 19 Kershaw, P., Baxter, A., 1995. The transfer of reprocessing wastes from north-west Europe to the Arctic. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 42 (6), 1413-1448
- 20 Masson, M., Time series for sea water and seaweed of ⁹⁹Tc and ¹²⁵Sb originating from releases at La Hague Journal of Marine Systems, 6 (5-6), 397-413.
- 21 Meld. St. 37 (2012–2013) Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Nordsjøen og Skagerrak (forvaltningsplan)
- 22 Dowdall M, Standring W.J.F. Floating Nuclear Power Plants and Associated Technologies in the Northern Areas. StrålevernRapport 2008:15 Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2008.
- 23 Heldal, H. E., Vikebø, F, Johansen, G. O., 2013. Dispersal of the radionuclide caesium-137 (¹³⁷Cs) from point sources in the Barents and Norwegian Seas and its potential contamination of the Arctic marine food chain: Coupling numerical ocean models with geographical fish distribution data. Environmental Pollution, 180 (2013) 190-198.
- 24 Radioactive contamination in the Russian Arctic. Balonov, M.; Tsaturov, Y.; Howard, B.; Strand, P. Report of Russian experts for AMAP.
- 25 Blindheim, J. m.fl. The sunken nuclear submarine in the Norwegian Sea – A potential environmental problem? In: Sætre, R. (Ed.). Fisken og Havet 7 1994. http://idtjeneste.nb.no/URN:NBN:no-bibsys_brage_3782 <http://hdl.handle.net/11250/112899> (12.1.2015)
- 26 Radioactive contamination in sediments near the sunken nuclear submarine Komsomolets, SW of Bear Island in the Norwegian Sea. Master of Science Thesis in Environmental Chemistry, Department of Chemistry, University of Bergen, May 2014.
- 28 Hamre, J. Biodiversity and exploitation of the main fish stocks in the Norwegian - Barents Sea ecosystem. Biodiversity and Conservation, 1994, 3, 473-492.
- 27 Hermansen K, Selnæs Ø, Eikermann IM, Holo E, Liland A, Sickel M, Amundsen I, Reistad O. K-159. Havarier av den russiske atomubåten K-159 og den norske atomberedskapsorganisasjonens håndtering av ulykken. StrålevernRapport 2006:8. Østerås: Statens strålevern, 2006.
- 29 Sakshaug E. et al. Structure, biomass distribution, and energetics of the pelagic ecosystem in the Barents Sea: A synopsis. Polar Biology 14 issue 6, 405-411.
- 30 Olsen, E. m.fl. Cod, haddock, saithe, herring, and capelin in the Barents Sea and adjacent waters: a review of the biological value of the area. ICES Journal of Marine Science, 2010, 67(1), 87-101. doi: 10.1093/icesjms/fsp229
- 31 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
- 32 Baxter, MS. m.fl. Modelling the potential radiological consequences of radioactive waste dumping in the Kara Sea. Journal of Environmental Radioactivity 39 (2), pp. 161-181.

- 33 Riksrevisjonens undersøkelse om strålingsikkerhet og beskyttelse av miljøet mot forurensning fra radioaktive kilder i Nordvest-Russland. Dokument 3:9 (2009–2010). ISBN 978-82-8229-085-2.
- 34 Joint Norwegian-Russian Expert Group. Investigation into the radioecological status of Stepovogo Fjord. The dumping site of the nuclear submarine K-27 and solid radioactive waste. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority 2014
- 35 Radioaktive avleiringer i olje- og gassproduksjon. StrålevernRapport 1997:1. Østerås: Statens strålevern, 1997.
- 36 Stålberg E, Singh Sidhu R, Varskog P (2002). Produsert vann og radioaktivitet – sammenfatning av eksisterende data. (ND/E-05-02). Kjeller: Norsedecom, 2002.
- 37 Gäfvert T, Færevik I. Natural Radioactivity in Produced Water from the Norwegian Oil and Gas Industry in 2003. StrålevernRapport 2005:2. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2004.
- 38 Dahlgaard, H., 1995. Transfer of European Coastal Pollution to the Arctic: Radioactive Tracers. *Marine Pollution Bulletin* 31 (1–3), 3–7.
- 39 Clarke, R. Control of low-level radiation exposure: time for a change? *J. Radiol. Prot.* 1999 Vol. 19 No 2 107–115 Printed in the UK
- 40 IAEA, 1995. Sources of Radioactivity in the Marine Environment and their Relative Contributions to Overall Dose Assessments from Marine Radioactivity (MARDOS). IAEA-TECDOC-838. International Atomic Energy Agency, Vienna 1995. ISSN 1011-4289.
- 41 Real A, S Sundell-Bergman, J F Knowles, D S Woodhead and I Zinger 2004. Effects of ionising radiation exposure on plants, fish, and mammals: relevant data for environmental radiation protection. *Journal of Radiological Protection* 24(4A) 2004 A123-A137. DOI: 10.1088/0952-4746/24/4A/008
- 42 Brown, J.E., A. Hosseini, P. Børretzen og H. Thørring, 2006. Development of a methodology for assessing the environmental impact of radioactivity in Northern Marine environments, *Marine Pollution Bulletin*, vol. 52, no. 10, pp. 1127–1137
- 43 Keith-Roach, M. J., Morris, K., Dahlgaard, H., 2003. An investigation into technetium binding in sediments. *Marine Chemistry* 81(3), 149-162. DOI: 10.1016/S0304-4203(03)00014-8
- 44 Faggruppen for Nordsjøen 2012. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak: Samlet påvirkning og miljøkonsekvenser, TA-nummer 2907/2012 Faggruppen for Nordsjøen og Skagerrak, 2012
- 45 Andersson m.fl. 2009. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (PROTECT): proposed numerical benchmark values
- 46 Kolstad AK, Gjelsvik R. and Rudjord A L. Differences in technetium-99 accumulation and distribution between organs in male and female lobster collected from Norwegian coastal waters. StrålevernRapport 2006:21. Østerås: Statens strålevern, 2006
- 47 Harvey BR. M.fl. Determination of technetium-99 in environmental material with rhenium as a yield monitor *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 1992, **158 (2)**, 417-436. DOI: 10.1007/BF02047127
- 48 Chen Q et al. Determination of plutonium in environmental samples by controlled valence in anion exchange. RISØM2856. Roskilde: Risø National Laboratory, 1991.
- 49 Varskog P, Bjerk TO, Ruud AB. Ph-control EDTA titration as an alternative method for the determination of the chemical yield of yttrium in 90Sr analysis. In: Rapid radioactivity

measurements in emergency and routine situations. Teddington: National Physical Laboratory, NPL, 1997: 237-241

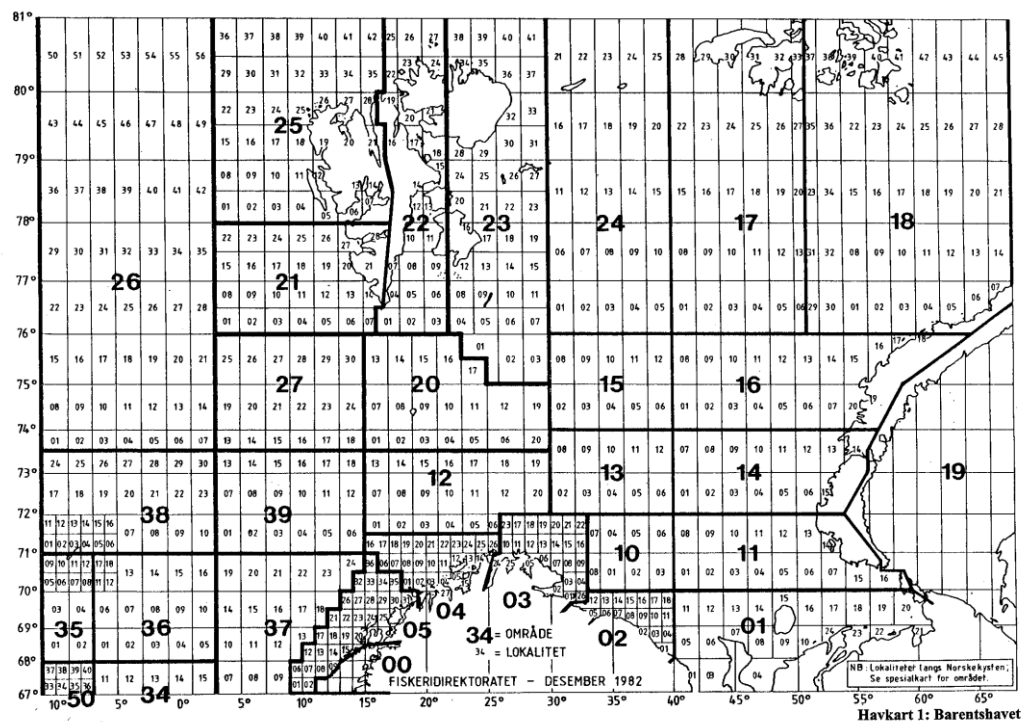
- 50 Høldal, H. E., Fjøl, L., Varskog, P., 2003. Bioaccumulation of ^{137}Cs in pelagic food webs in the Norwegian and Barents Seas. *Journal of Environmental Radioactivity* 65 (2), pp. 177-185.
- 51 Herrmann, J., Kanisch, G., Nielsen, S. P., 2013. Radioactive substances – Caesium-137 in fish and surface waters. HELCOM Monitoring of Radioactive Substances Expert Group. HELCOM Core Indicator Report. Online. 1.12.2014.
http://helcom.fi/Core%20Indicators/HELCOM_CoreIndicator_Radioactive_substances.pdf
- 52 Radioactivity in Food and the Environment, 2003. RIFE-9. Environment Agency, Environment and Heritage Service, Food Standards Agency, Scottish Environment Protection Agency. October, 2004.
- 53 Swift DJ, Nicholson MD. Variability in the edible fraction content of Co-60, Tc-99, Ag-110m, Cs-137 and Am-241 between individual crabs and lobsters from Sellafield (Northeastern Irish Sea). *Journal of Environmental Radioactivity* 2001; 54: 311-326.
- 54 Radioactivity in Food and the Environment, 1997. RIFE-3. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Scottish Environment Protection Agency. September 1998.
- 55 Radioactivity in Food and the Environment, 2013. RIFE-19. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Scottish Environment Protection Agency. Desember 2014.
- 56 Sjøtun m.fl. Differential concentration of Technetium-99 (^{99}Tc) in common intertidal molluscs with different food habits. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 62, Issue 11, November 2011, Pages 2420-2426 K. Sjøtun, H.E. Høldal, D.S. Brakstad
- 57 Fisher, N., 1982. Bioaccumulation of technetium by marine phytoplankton. *Environmental Science & Technology* 16 (9), p. 579–581.
- 58 Høldal 2001 Radioactivity in Norwegian waters.- Distribution in seawater and sediments, and uptake in marine organisms.
- 59 Tolley K.A., Høldal H.E. Inferring ecological separation from regional differences in radioactive caesium in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Mar Ecol Prog Ser* 228 , side 301 - 309
- 60 Kershaw, P. J. m. fl. 1997, Estimates of fluxes of ^{137}Cs in northern waters from recent measurements: *Sci. Total Environ.*, v. 202, p. 211-223.
- 61 Andersen m. fl., 2006 Radiocaesium (^{137}Cs) in marine mammals from Svalbard, the Barents Sea and the North Greenland Sea. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.06.019
- 62 Born m. fl. (2002). Regional variation of caesium-137 in minke whales *Balaenoptera acutorostrata* from West Greenland, the Northeast Atlantic and the North Sea

Appendiks 1, resultatoversikt:

Cesium-137 i fisk fra Barentshavet, områdene rundt Svalbard og kysten av Troms og Finnmark	2
Kommersielle arter fra Barentshavet og områdene rundt Svalbard	3
Kommersielle arter fra kysten av Troms og Finnmark	5
Ikke-kommersielle arter fra Barentshavet og områdene rundt Svalbard.....	8
Industrifisk fra Barentshavet og områdene rundt Svalbard.....	8
Industrifisk fra kysten av Troms og Finnmark.....	10
Yngel (0-gruppe fisk).....	10
Cesium-137 i fisk fra Norskehavet og kysten av Nordland, Trøndelag og Møre og Romsdal	11
Kommersielle arter fra Norskehavet	12
Kommersielle arter fra kysten av Nordland, Trøndelagsfylkene og Møre og Romsdal	13
Ikke-kommersielle arter fra Norskehavet.....	16
Ikke-kommersielle arter fra kysten av Nordland, Trøndelagsfylkene og Møre og Romsdal.....	16
Industrifisk fra Norskehavet.....	16
Industrifisk fra kysten av Nordland, Trøndelagsfylkene og Møre og Romsdal.....	17
Cesium-137 i fisk fra Nordsjøen og Skagerrak samt kysten av vest- og sørlandet.....	18
Kommersielle arter fra Nordsjøen.....	19
Kommersielle arter fra Skagerrak med kysten av sør- og vestlandet.....	20
Ikke-kommersielle arter fra Nordsjøen	22
Ikke-kommersielle arter fra Skagerrak med kysten av sør- og vestlandet	22
Industrifisk fra Nordsjøen	23
Industrifisk fra Skagerrak med kysten av sør- og vestlandet	23
Cesium-137 og technetium-99 i oppdrettslaks.....	24
Technetium-99 i fiskefôr og fiskemel	26
Strontium-90, technetium-99, polonium-210, plutonium-238 og plutonium-239,240 i fisk fra norske havområder	27
Radionuklider i kommersielle arter av bunndyr.....	30
Radionuklider i ikke-kommersielle arter av bunndyr	39
Cesium-137 i plankton	41
Cesium-137 og technetium-99 i blekksprut	41
Cesium-137 og polonium-210 i sjøpattedyr.....	43

Cesium-137 i fisk fra Barentshavet, områdene rundt Svalbard og kysten av Troms og Finnmark

Resultatene er sortert på kommersielle arter, ikke-kommersielle arter og industrifisk. Videre er de sortert etter Fiskeridirektoratets havkart over område og lokalitet for fangst av marine arter. Havkart over Barentshavet, områdene rundt Svalbard og kysten av Troms er vist i Figur A. 1.



Figur A.1. Havkart over Barentshavet, områdene rundt Svalbard og kysten av Troms og Finnmark

Kommersielle arter fra Barentshavet og områdene rundt Svalbard

Område 01,10,11,12,13,15,16,20,21,23,24,25,26 og 27. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	1992	1	1	-	-	0,70	0,70
-	1993	1	100	-	-	0,45	0,45
-	1994	6	375	0,47	0,14	0,50	0,21-0,63
-	1995	22	490	0,27	0,07	0,28	0,20-0,40
-	1996	5	125	0,29	0,06	0,28	0,22-0,37
-	1997	6	150	0,27	0,04	0,26	0,24-0,33
-	1998	7	175	0,30	0,11	0,29	0,18-0,42
-	1999	13	422	0,26	0,10	0,23	0,13-0,53
-	2000	8	400	0,24	0,05	0,25	0,15-0,29
-	2001	9	585	0,27	0,08	0,25	0,16-0,37
-	2002	12	390	0,21	0,04	0,21	0,15-0,30
-	2003	9	426	0,26	0,08	0,22	0,12-0,40
-	2004	3	75	0,28	0,08	0,24	0,20-0,40
-	2005	8	200	0,23	0,04	0,23	0,15-0,28
-	2006	3	75	0,23	0,02	0,24	0,21-0,24
-	2007	5	200	0,18	0,05	0,21	0,10-0,21
-	2008	17	625	0,13	0,02	0,14	0,06-0,17
-	2009	5	275	0,14	0,04	0,15	0,11-0,20
-	2010	2	200	0,10	0,00	0,10	0,10
-	2011	3	225	0,11	0,02	0,11	0,08-0,14
-	2012	3	225	0,09	0,01	0,09	0,09-0,10
-	2013						
Hyse (<i>Melangogrammus aeglefinus</i>)	1995	1	25	-	-	0,40	0,40

-	2000	3	75	0,20	0,00	0,20	0,20-0,20
-	2001	5	54	0,18	0,06	0,17	0,12-0,27
-	2002	1	25	-	-	0,15	0,15
-	2003	2	25	0,18	0,04	0,18	0,15-0,20
-	2004	3	75	0,28	0,08	0,24	0,20-0,40
-	2005	7	175	0,15	0,04	0,14	0,12-0,22
-	2007	1	25	-	-	<0,30	<0,30
-	2008	5	125	0,08	0,05	0,08	0,01-0,10
-	2009	3	75	0,10	0,01	0,10	0,10-0,11
<hr/>							
Sei (<i>Pollachius virens</i>)	1994	1	25	-	-	0,63	0,63
-	1998	1	25	-	-	-	<0,10
-	2004	1	25	-	-	0,23	0,23
-	2005	2	50	0,29	0,02	0,29	0,28-0,31
-	2007	1	25	-	-	0,20	0,20
<hr/>							
Uer (<i>Sebastes marinus</i>)	1992	1	25	-	-	-	<0,10
-	2000	1	25	-	-	0,10	0,10
-	2004	2	30	-	-	0,21	<0,3-0,21
-	2005	2	50	0,15	0,07	0,30	0,20-0,30
-	2008	5	125	-	-	0,06	< 0,1-0,06
<hr/>							
Snabeluer (<i>Sebastes mantella</i>)	2007	2	50	-	-	0,20	<0,30-0,20
-	2008	1	25	-	-	0,05	0,05
-	2009	3	75	0,10	0,01	0,10	< 0,30-0,11
<hr/>							
Sild (<i>Clupea harengus</i>)	2002	2	50	0,10	0,00	0,10	0,10-0,10
-	2006	1	1	-	-	0,13	0,13
-	2007	2	50	0,10	0,00	0,10	0,10-0,10
-	2009	1	25	-	-	0,08	0,08
<hr/>							
Blåkveite(<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>)	2003	2	50	0,27	0,01	0,27	0,26-0,28
-	2004	1	5	-	-	0,30	0,30

-	2005	3	75	0,25	0,07	0,28	0,17-0,30
-	2007	2	50	0,20	0,00	0,20	0,20-0,20
-	2008	3	75	0,13	0,01	0,13	<0,30-0,14
-	2009	3	75	0,16	0,07	0,15	0,10-0,24
Rødspette (<i>Pleuronectes platessa</i>)	1999	2	2	0,33	0,04	0,33	0,30-0,36
-	2001	1	1	-	-	0,18	0,18
Gråsteinbit (<i>Anarhichas lupus</i>)	2001	1	1	-	-	0,25	0,25
-	2008	1	1	-	-	-	<0,40
Flekksteinbit (<i>Anarhichas minor</i>)	1994	1	1	-	-	0,51	0,51
-	2008	1	1	-	-	0,08	0,08
Rognkjeks (<i>Cyclopterus lumpus</i>)	2001	1	1	-	-	-	<0,30

Kommersielle arter fra kysten av Troms og Finnmark

Område 02,03 og 04. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	1991	1	1	-	-	2,00	2,00
-	1993	20	258	0,69	0,63	0,53	0,23-3,20
-	1994	13	538	0,58	0,19	0,50	0,32-1,10
-	1995	10	530	0,49	0,17	0,50	0,30-0,80
-	1996	12	300	0,32	0,07	0,29	<0,1-0,48
-	1997	9	225	0,34	0,06	0,36	<0,1-0,41
-	1998	4	100	0,31	0,08	0,32	0,21-0,40
-	1999	7	256	0,35	0,09	0,34	0,23-0,54
-	2000	8	400	0,24	0,05	0,25	0,15-0,29
-	2001	9	585	0,27	0,08	0,25	0,16-0,37

-	2002	12	390	0,21	0,04	0,21	0,15-0,30
-	2003	9	426	0,26	0,08	0,22	0,12-0,40
-	2004	3	75	0,28	0,08	0,24	0,20-0,40
-	2005	8	200	0,23	0,04	0,23	0,15-0,28
-	2006	14	326	0,28	0,05	0,27	0,24-0,42
-	2007	17	465	0,27	0,07	0,27	0,16-0,40
-	2008	11	425	0,28	0,12	0,25	0,13-0,44
-	2009	5	275	0,16	0,04	0,16	<0,10-0,20
-	2010	7	325	0,24	0,07	0,20	0,10-0,26
-	2011	2	200	0,12	0,04	0,12	0,09-0,15
-	2012	2	125	0,15	0,07	0,15	0,10-0,20
<hr/>							
<i>Hyse (Melangogrammus aeglefinus)</i>							
-	1994	4	89	0,30	0,04	0,30	0,25-0,30
-	1995	3	75	0,30	0,10	0,30	0,20-0,40
-	1996	2	50	0,28	0,01	0,28	0,27-0,28
-	1997	2	50	0,37	0,05	0,37	0,33-0,40
-	1998	2	49	0,15	0,06	0,15	0,11-0,20
-	1999	8	12	0,17	0,06	0,18	0,12-0,28
-	2000	7	138	0,29	0,22	0,20	0,16-0,78
-	2001	3	65	0,18	0,02	0,17	0,16-0,20
-	2003	1	5	-	-	0,10	0,10
-	2004	3	20	0,18	0,08	0,15	0,12-0,27
-	2006	2	50	-	-	-	<0,30-0,10
-	2008	3	75	0,11	0,00	0,11	<0,30-0,11
<hr/>							
<i>Sei (Pollachius virens)</i>							
-	1994	3	75	0,34	0,02	0,34	0,32-0,36
-	1995	2	50	0,55	0,07	0,55	0,50-0,60
-	1996	2	50	0,41	0,01	0,41	0,40-0,41
-	1997	3	75	0,34	0,01	0,33	0,33-0,35
-	2000	1	25	-	-	-	<0,20
-	2001	2	50	0,33	0,01	0,33	0,32-0,34

-	2003	2	10	0,30	0,00	0,30	0,30-0,30
-	2004	10	190	0,21	0,05	0,21	<0,10-0,25
-	2005	1	25	-	-	0,25	0,25
-	2007	2	30	0,30	0,14	0,30	0,20-0,40
-	2009	2	50	0,14	0,05	0,14	0,10-0,17
<hr/>							
Uer (<i>Sebastes marinus</i>)	1994	1	25	-	-	0,44	0,44
-	1997	1	25	-	-	0,30	0,30
-	1999	1	25	-	-	0,17	0,17
-	2000	2	50	-	-	0,16	<0,10-0,16
-	2003	2	50	0,18	0,01	0,18	0,17-0,19
-	2008	1	25	-	-	-	< 0,30
-	2009	2	50	0,14	0,05	0,14	0,10-0,17
-	2009	2	50	0,14	0,05	0,14	0,10-0,17
<hr/>							
Snabeluer (<i>Sebastes mantella</i>)	2009	1	25	-	-	0,10	0,10
<hr/>							
Sild (<i>Clupea harengus</i>)	1998	2	50	-	-	0,14	<0,10-0,14
-	1999	1	25	-	-	0,20	0,20
-	2002	1	25	-	-	0,10	0,10
-	2007	1	25	-	-	0,10	0,10
-	2008	2	50	-	-	0,08	<0,10-0,08
-	2009	1	25	-	-	0,12	0,12
<hr/>							
Makrell (<i>Scomber scombrus</i>)	2008	1	25	-	-	-	<0,3
<hr/>							
Rødspette (<i>Pleuronectes platessa</i>)	2000	1	4	-	-	0,16	0,16
-	2001	1	3	-	-	0,18	0,18
-	2006	1	1	-	-	0,18	0,18
<hr/>							
Gråsteinbit (<i>Anarhichas lupus</i>)	2003	1	5	-	-	0,10	0,10
-	2006	1	1	-	-	0,12	0,12
<hr/>							
Brosme (<i>Brosme brosme</i>)	1995	1	25	-	-	0,80	0,80
-	1996	1	25	-	-	0,68	0,68

-	1997	1	1	-	-	0,75	0,75
Hvitting (<i>Merlangius merlangus</i>)	2007	1	25	-	-	0,40	0,40

Ikke-kommersielle arter fra Barentshavet og områdene rundt Svalbard

Område 01,10,11,12,13,15,16,20,21,23,24,25,26 og 27. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Gapeflyndre (<i>Hippoglossoides platessoides</i>)	1999	1	25	-	-	0,21	0,21
-	2000	6	110	0,21	0,03	0,21	0,20-0,25
-	2001	2	25	0,25	0,04	0,25	0,22-0,28
-	2003	2	50	0,18	0,02	0,18	0,16-0,19
-	2004	1	5	-	-	-	<0,4
-	2005	6	150	0,16	0,06	0,14	<0,7-0,24
-	2007	2	50	-	-	-	<0,4
-	2008	6	150	0,11	0,04	0,12	0,07-0,15
-	2009	5	125	0,11	0,05	0,1	0,09-0,20
Kloskate (<i>Amblyraja radiata</i>)	2001	1	1	-	-	-	<0,10
Nordlig knurrulke (<i>Triglops murrayi</i>)	2008	1	1,5kg	-	-	0,31	0,31
Lomre (<i>Microstomus kitt</i>)	2000	1	1	-	-	0,18	0,18
Lusuer (<i>Sebastes vivipares</i>)	2010	1	25	-	-	0,15	0,15
Smørflyndre (<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>)	2000	1	1	-	-	-	<0,40
Tangbrosme (<i>Gaidropsarus</i> sp.)	2000	1	1,5kg	-	-	-	<0,60

Industrifisk fra Barentshavet og områdene rundt Svalbard

Område 01,10,11,12,13,15,16,20,21,23,24,25,26 og 27. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Kolmule (<i>Micromesistius poutassou</i>)	2002	1	25	-	-	0,1	0,1
-	2007	1	25	-	-	0,1	0,1
-	2008	2	50	0,12	0,02	0,12	0,10-0,13
Øyepål (<i>Trisopterus esmarkii</i>)	2001	1	25	-	-	-	<0,20
-	2008	2	50	0,06	0,01	0,06	0,05-0,06
Lodde (<i>Mallotus villosus</i>)	1992	2	10kg	-	-	0,11	<0,10-0,11
-	1995	1	5kg	-	-	-	<0,06
-	1999	10	50kg	0,14	0,07	0,12	0,07-0,25
-	2003	3	15kg	0,04	0,02	0,04	0,02-0,07
-	2005	3	15kg	-	-	-	<0,3
-	2006	2	10kg	-	-	-	<0,5
-	2007	1	5kg	-	-	-	<0,2
-	2008	8	40kg	0,1	0,08	0,06	0,05-0,21
-	2009	3	15kg	0,04	0,01	0,04	0,04-0,05
-	2011	1	5kg	-	-	0,06	0,06
Polartorsk (<i>Boreogadus saida</i>)	1991	2	5kg	-	-	0,4	<0,20-0,40
-	1992	2	5kg	-	-	0,2	<0,20-0,20
-	1993	7	5kg	0,21	0,05	0,23	0,14-0,27
-	1999	5	5kg	0,14	0,02	0,13	0,12-0,16
-	2002	1	5kg	-	-	0,2	0,2
-	2003	2	5kg	0,12	0,04	0,12	0,09-0,14
-	2006	1	5kg	-	-	0,2	0,2
-	2008	5	5kg	0,12	0,04	0,12	0,05-0,15
-	2011	1	5kg	-	-	-	<0,03

Industrifisk fra kysten av Troms og Finnmark

Område 02,03 og 04. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Kolmule (<i>Micromesistius poutassou</i>)	2008	1	25	-	-	0,14	0,14
-	2009	2	50	0,11	0,01	0,11	0,10-0,11
Øyepål (<i>Trisopterus esmarkii</i>)	2000	1	5	-	-	0,18	0,18
-	2009	1	25	-	-	-	<0,10
-	2010	1	25	-	-	0,06	0,06
Lodde (<i>Mallotus villosus</i>)	2000	1	5kg	-	-	0,11	0,1
-	2007	1	5kg	-	-	-	<0,30
-	2008	1	5kg	-	-	0,07	0,07

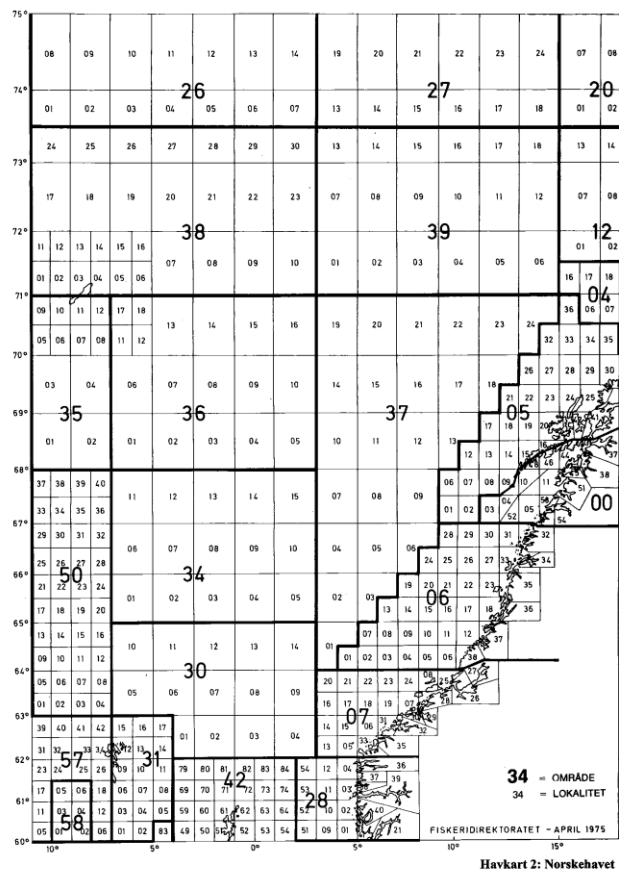
Yngel (0-gruppe fisk)

Område 04, 15, 20, 21 og 37. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Gjennomsnitt	Standard avvik	Median	Min-Maks
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	2008	2	3 kg	-	-	-	<0,40-0,04
-	2009	1	3 kg	-	-	0,05	0,05
Hyse (<i>Melangogrammus aeglefinus</i>)	2009	1	3 kg	-	-	0,06	0,06
Lodde (<i>Mallotus villosus</i>)	2008	1	3 kg	-	-	0,03	0,03
Sild (<i>Clupea harengus</i>)	1999	2	3 kg	-	-	-	<0,10-0,20
-	2002	1	3 kg	-	-	0,1	0,10
-	2009	2	3 kg	-	-	-	<0,15-0,10

Cesium-137 i fisk fra Norskehavet og kysten av Nordland, Trøndelag og Møre og Romsdal

Resultatene er sortert på kommersielle arter, ikke-kommersielle arter og industrifisk. Videre er de sortert etter Fiskeridirektoratets havkart over område og lokalitet for fangst av marine arter. Havkart over Norskehavet, kysten av Nordland, Trøndelag og Møre og Romsdal er vist i Figur A. 2.



Figur A.2. Havkart over Norskehavet, kysten av Nordland, Trøndelag og Møre og Romsdal

Kommersielle arter fra Norskehavet

Område 30,34,35,36,37,38,39 og 50. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	2011	1	19	-	-	0,15	0,15
Hyse (<i>Melangogrammus aeglefinus</i>)	2006	2	50	0,20	0	0,20	0,20-0,20
Sei (<i>Pollachius virens</i>)	1998	1	25	-	-	-	<0,10
-	2006	4	100	0,28	0,07	0,28	0,20-0,40
Uer (<i>Sebastes marinus</i>)	1994	1	25	-	-	0,3	0,3
Snabeluer (<i>Sebastes mentella</i>)	2011	1	15	-	-	0,13	0,13
Sild (<i>Clupea harengus</i>)	1994	2	50	-	-	0,2	<0,10-0,20
-	1998	7	175	0,13	0,03	0,13	<0,10-0,16
-	2002	1	25	-	-	-	<0,20
-	2006	7	175	0,13	0,05	0,1	<0,10-0,20
-	2007	1	25	-	-	0,1	0,1
-	2010	1	23	-	-	0,15	0,15
-	2011	3	75	0,1	0,02	0,1	0,08-0,12
Blåkveite (<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>)	1994	1	2	-	-	0,2	0,2
-	1999	1	25	-	-	0,5	0,5
Makrell (<i>Scomber scombrus</i>)	1994	1	25	-	-	0,13	0,13
-	1998	1	25	-	-	-	<0,10
-	2011	2	50	0,14	0,01	0,14	0,13-0,15
Rognkjeks (<i>Cyclopterus lumpus</i>)	2001	1	1	-	-	-	<0,20

Kommersielle arter fra kysten av Nordland, Trøndelagsfylkene og Møre og Romsdal

Område 00,05,06 og 07. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	1992	1	25	-	-	1,7	1,7
-	1994	6	276	0,65	0,24	0,6	0,33-1,00
-	1995	24	120	1,09	0,39	1,05	0,20-2,10
-	1997	5	125	0,42	0,15	0,47	0,24-0,55
-	1998	3	75	0,64	0,08	0,67	0,55-0,71
-	1999	2	4	1,1	0,08	1,1	1,04-1,16
-	2000	14	78	0,44	0,08	0,45	0,30-0,57
-	2001	2	67	0,27	0,04	0,27	0,24-0,30
-	2002	2	28	0,42	0,02	0,42	0,40-0,43
-	2003	6	150	0,43	0,03	0,42	0,41-0,46
-	2004	2	2	0,44	0,04	0,44	0,41-0,47
-	2005	5	110	0,31	0,13	0,28	0,22-0,55
-	2006	5	77	0,31	0,02	0,3	0,28-0,33
-	2007	2	13	0,4	0,14	0,4	0,30-0,50
-	2008	8	200	0,31	0,06	0,33	0,22-0,41
-	2009	8	200	0,28	0,05	0,27	0,21-0,33
-	2010	7	175	0,27	0,11	0,28	0,19-0,30
-	2011	4	92	0,25	0,02	0,24	0,23-0,28
-	2012	3	73	0,26	0,01	0,27	0,25-0,28
-	2013	1	3	-	-	1,0	1,0
Hyse (<i>Melangogrammus aeglefinus</i>)	1994	2	48	0,55	0,21	0,55	0,40-0,70
-	1995	1	25	-	-	0,5	0,5
-	1996	1	25	-	-	0,37	0,37

-	1997	2	50	0,51	0,17	0,51	0,39-0,63
-	1999	3	18	0,6	0,26	0,62	0,33-0,84
-	2000	2	5	-	-	0,13	<0,10-0,13
-	2002	1	2	-	-	0,2	0,2
-	2004	2	2	-	-	-	<0,75
-	2005	2	50	0,35	0,18	0,35	0,22-0,48
-	2007	1	8	-	-	-	<0,40
-	2011	3	75	0,09	0,02	0,09	0,08-0,11
<hr/>							
Sei (<i>Pollachius virens</i>)	1994	3	75	0,45	0,2	0,37	0,30-0,67
-	1995	2	50	0,35	0,07	0,35	0,30-0,40
-	1997	5	119	0,42	0,11	0,37	0,30-0,54
-	1998	2	50	0,51	0,11	0,37	0,43-0,58
-	1999	1	5	-	-	0,36	0,36
-	2001	1	25	-	-	0,31	0,31
-	2002	2	27	0,78	0,59	0,78	0,36-1,20
-	2003	2	50	0,32	0,01	0,32	0,31-0,32
-	2004	4	52	0,37	0,12	0,38	0,25-0,49
-	2005	2	50	0,37	0,22	0,37	0,21-0,53
-	2006	1	25	-	-	0,31	0,31
-	2007	3	51	0,26	0,01	0,26	0,25-0,26
-	2009	2	50	0,25	0,03	0,25	0,23-0,27
-	2010	7	175	0,25	0,08	0,26	0,18-0,30
-	2011	3	75	0,18	0,03	0,18	0,15-0,21
<hr/>							
Uer (<i>Sebastes marinus</i>)	1994	1	25	-	-	0,68	0,68
-	1999	1	25	-	-	0,42	0,42
-	2004	1	1	-	-	-	<0,76
-	2011	1	25	-	-	0,17	0,17
<hr/>							
Sild (<i>Clupea harengus</i>)	1994	2	75	0,41	0,28	0,41	0,21-0,60

-	1995	2	50	0,2	0	0,2	0,20-0,20
-	1998	1	25	-	-	0,2	0,2
-	1999	2	50	0,42	0,28	0,42	0,22-0,62
-	2001	1	25	-	-	0,2	0,2
-	2002	1	25	-	-	0,3	0,3
-	2003	1	25	-	-	0,22	0,22
-	2006	1	25	-	-	-	<0,10
-	2007	1	25	-	-	0,1	0,1
-	2010	1	21	-	-	0,21	0,21
Blåkveite (<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>)	1994	1	25	-	-	0,7	0,7
Kveite (<i>Hippoglossus hippoglossus</i>)	2003	2	50	0,3	0,14	0,3	0,20-0,40
Makrell (<i>Scomber scombrus</i>)	1994	1	25	-	-	0,13	0,13
-	1998	1	25	-	-	0,3	0,3
-	2000	1	25	-	-	0,24	0,24
Brisling (<i>Sprattus sprattus</i>)	1999	3	3kg	0,73	0,11	0,79	0,60-0,80
-	2005	1	1kg	-	-	0,49	0,49
Rødspette (<i>Pleuronectes platessa</i>)	1994	1	25	-	-	0,65	0,65
-	1995	1	25	-	-	0,8	0,8
-	1999	1	25	-	-	0,07	0,07
Gråsteinbit (<i>Anarhichas lupus</i>)	2003	2	3	0,2	0	0,2	0,20-0,20
Brosme (<i>Brosme brosme</i>)	1997	2	26	0,47	0,04	0,47	0,44-0,50
-	2000	2	2	0,28	0,14	0,28	0,18-0,28
Hvitting (<i>Merlangius merlangus</i>)	1999	2	10	0,86	0,16	0,86	0,74-0,97
-	2000	1	5	-	-	0,55	0,55
-	2001	1	5	-	-	0,55	0,55
-	2002	1	5	-	-	0,5	0,5
Lysing (<i>Merluccius merluccius</i>)	2002	1	1	-	-	1,1	1,1
Skolest (<i>Coryphaenoides rupestris</i>)	2010	1	25	-	-	0,06	0,06

Ikke-kommersielle arter fra Norskehavet

Område 30,34,35,36,37,38,39 og 50. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Gapeflyndre (<i>Hippoglossoides platessoides</i>)	1994	1	5	-	-	0,21	0,21

Ikke-kommersielle arter fra kysten av Nordland, Trøndelagsfylkene og Møre og Romsdal

Område 00,05,06 og 07. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Gapeflyndre (<i>Hippoglossoides platessoides</i>)	2000	1	5	-	-	0,25	0,25
-	2001	1	10	-	-	0,25	0,25
Havmus (<i>Chimaera monstrosa</i>)	2002	1	5	-	-	0,2	0,2
Sypike (<i>Trisopterus minutus</i>)	2000	1	1	-	-	0,41	0,41

Industrifisk fra Norskehavet

Område 30,34,35,36,37,38,39 og 50. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Kolmule (<i>Micromesistius poutassou</i>)	1994	1	25	-	-	0,1	0,1
-	2006	8	200	0,12	0,04	0,1	0,10-0,20
-	2011	3	66	0,18	0,03	0,18	0,17-0,20
Vassild (<i>Argentina silus</i>)	1994	1	25	-	-	0,2	0,2

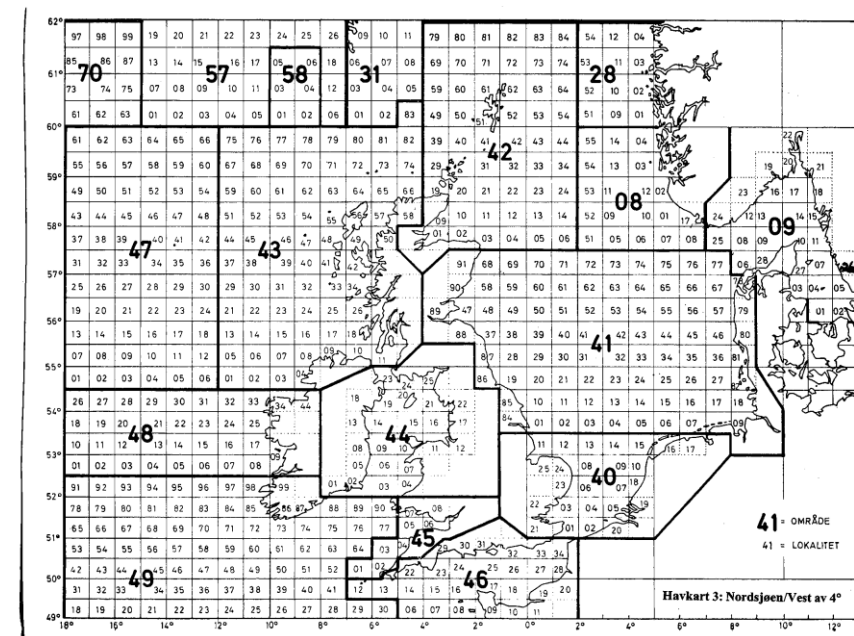
Industrifisk fra kysten av Nordland, Trøndelagsfylkene og Møre og Romsdal

Område 00,05,06 og 07. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks_
Kolmule (<i>Micromesistius poutassou</i>)	2003	1	5	-	-	0,1	0,1
-	2006	1	25	-	-	-	<0,1
-	2010	1	10	-	-	0,13	0,13
Vassild (<i>Argentina silus</i>)	2001	1	10	-	-	-	<0,10
-	2002	1	5	-	-	0,2	0,2
-	2010	1	7	-	-	-	<0,10
-	2011	1	5kg	-	-	0,06	0,06
Lodde (<i>Mallotus villosus</i>)	2009	1	5kg	-	-	-	<0,10
Taggmakrell (<i>Trachurus trachurus</i>)	2007	1	5	-	-	0,3	0,3
Øyepål (<i>Trisopterus esmarkii</i>)	2002	1	25	-	-	0,5	0,5
-	2011	3	2x 5 kg og 25	0,08	0,01	0,08	0,07-0,08

Cesium-137 i fisk fra Nordsjøen og Skagerrak samt kysten av vest- og sørlandet

Resultatene er sortert på kommersielle arter, ikke-kommersielle arter og industrifisk. Videre er de sortert etter Fiskeridirektoratets havkart over område og lokalitet for fangst av marine arter. Havkart over Nordsjøen vest av 4-graden er vist i Figur A. 3.



Figur A.3. Havkart over Nordsjøen vest av 4-graden

Kommersielle arter fra Nordsjøen

Område 40,41 og 42. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Torsk (<i>Gadus Morhua</i>)	2000	1	25	-	-	0,32	0,32
-	2008	2	50	0,19	0,03	0,19	0,17-0,21
-	2010	1	28	-	-	0,2	0,2
-	2011	2	57	0,26	0,11	0,26	0,22-0,26
-	2013	2	37	0,23	0,02	0,23	0,22-0,25
Hyse (<i>Melangogrammus Aeglefinus</i>)	2000	3	50	0,27	0,07	0,24	0,23-0,35
-	2002	1	25	-	-	0,5	0,5
-	2008	1	25	-	-	0,12	0,12
-	2010	1	24	-	-	0,17	0,17
-	2011	2	42	0,08	0,01	0,08	0,07-0,08
Sei (<i>Pollachius Virens</i>)	2008	2	50	0,3	0,03	0,3	0,30-0,30
-	2010	1	25	-	-	0,3	0,3
Sild (<i>Clupea Harengus</i>)	1999	1	25	0,2	-	0,2	0,2
-	2001	5	125	0,31	0,19	0,26	0,11-0,5
-	2004	16	160	0,34	0,1	0,34	<0,10-0,47
-	2008	1	25	-	-	-	<0,70
-	2010	1	25	-	-	0,5	0,5
Kveite (<i>Hippoglossus hippoglossus</i>)	2005	1	25	-	-	0,52	0,52
Makrell (<i>Scomber scombrus</i>)	2001	1	25	-	-	0,13	0,13
-	2004	7	15	0,17	0,06	0,17	<0,10-0,22
-	2008	1	25	-	-	0,26	0,26
-	2010	2	50	0,16	0,04	0,16	0,14-0,17

Brisling (<i>Sprattus sprattus</i>)	1999	1	1kg	-	-	0,34	0,34
-	2001	5	5kg	0,33	0,07	0,32	0,31-0,42
Rognkjeks (<i>Cyclopterus Lumpus</i>)	2001	1	1	-	-	-	<0,20

Kommersielle arter fra Skagerrak med kysten av sør- og vestlandet

Område 08,09 og 28. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	1992	1	25	-	-	1,6	1,6
-	1993	1	100	-	-	0,3	0,3
-	1994	1	100	-	-	1,09	1,09
-	1995	2	200	0,7	0,57	0,7	0,30-1,10
-	2002	2	17	0,37	0,12	0,37	0,28-0,45
-	2003	1	1	-	-	0,78	0,78
-	2004	10	45	0,58	0,47	0,48	<0,10-1,67
Hyse (<i>Melangogrammus aeglefinus</i>)	1997	42	42	0,31	0,12	0,32	<0,10-0,77
-	2000	1	24	-	-	0,16	0,16
-	2001	2	29	0,16	0,03	0,16	0,14-0,19
-	2002	1	25	-	-	0,15	0,15
-	2004	3	10	0,26	0,07	0,3	0,18-0,31
-	2005	1	25	-	-	0,33	0,33
Sei (<i>Pollachius virens</i>)	1997	7	7	0,2	0,09	0,16	0,09-0,37
-	2001	1	5	-	-	0,39	0,39
-	2004	6	27	0,49	0,14	0,52	0,26-0,63
Uer (<i>Sebastes marinus</i>)	2001	2	50	0,17	0,03	0,17	0,15-0,19

Sild (<i>Clupea harengus</i>)	1996	1	25	-	-	0,3	0,3
-	1999	3	75	0,79	0,3	0,67	0,57-1,13
-	2000	2	25	0,74	0,15	0,74	0,64-0,85
-	2001	9	225	0,53	0,22	0,46	0,31-0,97
-	2002	3	75	0,29	0,12	0,23	0,21-0,42
-	2003	1	25	-	-	0,2	0,2
-	2004	9	104	0,47	0,27	0,42	0,14-0,84
-	2005	4	100	0,49	0,15	0,47	0,22-0,54
Makrell (<i>Scomber scombrus</i>)	1997	6	6	0,23	0,16	0,18	0,10-0,49
-	2001	1	25	-	-	0,2	0,2
-	2002	1	17	-	-	0,2	0,2
-	2003	1	25	-	-	-	<0,20
-	2004	27	107	0,21	0,09	0,2	0,10-0,39
Brisling (<i>Sprattus sprattus</i>)	1996	2	2kg	0,6	0,14	0,6	0,50-0,70
-	2001	4	4kg	1	0,74	0,78	0,36-2,07
-	2002	3	3kg	0,4	0,17	0,3	0,30-0,60
-	2004	3	3kg	0,76	0,09	0,71	0,70-0,86
-	2005	1	1kg	-	-	0,4	0,4
Rødspette (<i>Pleuronectes platessa</i>)	2004	1	17	-	-	-	<0,50
Flekksteinbit (<i>Anarchicas minor</i>)	2001	1	1	-	-	0,25	0,25
Hvitting (<i>Merlangius merlangus</i>)	2001	2	10	1,23	1,12	1,23	0,43-2,02
-	2002	1	5	-	-	0,5	0,5
-	2004	4	20	0,99	0,31	1,08	0,55-1,23
Lysing (<i>Merluccius merluccius</i>)	2004	2	6	0,75	0,21	0,75	0,60-0,90
Pigghå (<i>Squalus acanthias</i>)	2002	1	6	-	-	0,25	0,25
Breiflabb (<i>Lopihus piscatorius</i>)	2003	3	56	0,23	0,03	0,23	0,21-0,25

Ikke-kommersielle arter fra Nordsjøen

Område 40,41 og 42. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Sandflyndre (<i>Limanda limanda</i>)	2001	2	50	-	-	0,17	<0,40-0,17
-	2002	1	25	-	-	0,29	0,29

Ikke-kommersielle arter fra Skagerrak med kysten av sør- og vestlandet

Område 08,09 og 28. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Ansjos (<i>Engraulis encrasicolus</i>)	2004	1	1kg	-	-	-	<0,4
Gapeflyndre (<i>Hippoglossoides platessoides</i>)	2004	1	18	-	-	0,13	0,13
-	2005	2	50	0,19	0,14	0,19	0,10-0,29
Sandflyndre (<i>Limanda limanda</i>)	2001	1	5	-	-	0,27	0,27
-	2004	1	5	-	-	0,37	0,37
Smørflyndre (<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>)	2004	2	35	-	-	-	<0,70
Lomre (<i>Microstomus kitt</i>)	2002	1	15	-	-	0,32	0,32
Svarthå (<i>Etmopterus spinax</i>)	2005	3	27	0,19	0,02	0,19	0,17-0,22
Ålebrosme (<i>Zoarces sp.</i>)	2004	1	5kg	-	-	0,09	0,09
Havmus (<i>Chimaera monstrosa</i>)	2004	2	6	-	-	0,07	<0,10-0,07
Sypike (<i>Trisopterus minutus</i>)	2000	1	5	-	-	-	<0,90
Nordlig lysprikkfisk (<i>Benthoosema glaciale</i>)	2002	1	1	-	-	0,3	0,3

Industrifisk fra Nordsjøen

Område 40,41 og 42. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Øyepål (<i>Trisopterus esmarkii</i>)	2008	1	25	-	-	0,11	0,11
-	2010	1	25	-	-	0,1	0,10

Industrifisk fra Skagerrak med kysten av sør- og vestlandet

Område 08,09 og 28. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Kolmule (<i>Micromesistius poutassou</i>)	2000	1	25	-	-	0,1	0,1
-	2004	7	114	0,3	0,1	0,34	0,10-0,39
-	2010	1	25	-	-	0,24	0,24
Vassild (<i>Argentina silus</i>)	2004	1	15	-	-	0,11	0,11
Tobis (<i>Ammodytidae</i>)	2000	2	10kg	0,25	0,21	0,25	0,10-0,40
Taggmakrell (<i>Trachurus trachurus</i>)	1997	1	5	-	-	0,3	0,3
-	2001	1	5	-	-	2,15	2,15
-	2004	1	5	-	-	0,75	0,75
Øyepål (<i>Trisopterus esmarkii</i>)	2000	2	50	0,1	0	0,1	0,10-0,10
-	2001	1	25	-	-	0,11	0,11
-	2004	5	125	0,16	0,06	0,17	0,08-0,22

-	2005	1	25	-	-	0,26	0,26
---	------	---	----	---	---	------	------

Cesium-137 og technetium-99 i oppdrettslaks

Fylke	År	Antall prøver	Antall fisk	Cs-137 (Bq/kg) Min-Maks	Tc-99 (Bq/kg) Min-Maks
Finnmark	1995	1	25	0,64	-
-	2001	1	25	0,26	-
-	2002	2	50	0,21-0,28	0,09-0,258
-	2009	1	25	0,29	-
Troms	1994	3	75	0,71-1,20	-
-	1998	2	50	0,84-1,47	-
-	2001	2	10	0,20-0,30	-
-	2003	1	25	0,17	-
-	2004	2	50	0,24-0,26	-
-	2006	2	50	0,20-0,25	-
-	2007	1	25	<0,10	-
-	2008	1	25	0,37	-
-	2010	1	25	0,22	-
Nordland	1994	2	50	0,43-0,53	-
-	1998	3	39	0,20-1,14	-
-	2001	2	25	0,20-0,23	-
-	2002	1	25	0,22	0,191
-	2004	1	25	<0,10	-
-	2005	1	25	0,31	-
-	2006	1	25	0,3	-
-	2007	1	25	0,19	-
-	2008	1	25	0,34	-
-	2010	1	25	0,17	-

Trøndelagsfylkene	1995	5	25	0,40-1,90	-
-	1998	1	10	0,5	-
-	2001	1	5	0,3	-
-	2002	1	25	0,25	0,115
-	2009	1	25	0,22	-
Møre og Romsdal	1995	3	15	0,30-1,10	-
-	1998	1	7	1,9	-
-	2002	1	25	0,26	0,102
-	2003	2	50	0,20-0,40	0,047-0,077
Sogn og Fjordane	1998	1	6	0,4	-
-	2001	1	5	0,3	-
-	2002	2	50	0,38-0,72	0,072-0,276
-	2003	1	25	0,2	0,06
Hordaland	1998	1	6	1,6	-
-	2001	1	5	0,4	-
-	2003	1	25	0,9	0,043
Rogaland	1995	1	5	2,3	-
-	1998	1	7	0,3	-
-	2001	3	15	0,40-0,80	-
-	2002	1	25	0,27	0,037
-	2003	1	25	0,3	0,06
Agder fylkene	1998	1	6	0,9	-
-	2002	1	25	0,39	0,093

Technetium-99 i fiskefôr og fiskemel

Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.). Konsentrasjonene av cesium-137 var under deteksjonsgrensen i alle prøver, resultatene er derfor ikke oppgitt.

Produkt	År	Antall prøver	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Fiskefôr	2001	9	0,88	0,44	0,74	0,52-1,72
-	2002	10	0,16	0,03	0,18	<0,08-0,19
-	2003	5	0,3	0,05	0,31	0,23-0,32
Fiskemel	2003	3	0,2	0	0,2	<0,19-0,20

Strontium-90, technetium-99, polonium-210, plutonium-238 og plutonium-239,240 i fisk fra norske havområder

Strontium-90. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Sr-90 Min-Maks	Havområde
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	1992	1	25	0,11	Barentshavet, Finnmark og Troms
-	1992	1	25	0,28	Norskehavet med kysten
-	1992	1	25	0,06	Nordsjøen med Skagerrak
-	1993	2	200	0,006-0,010	Barentshavet, Finnmark og Troms
-(prøve av fiskeben)	1993	1	10	0,1065	Barentshavet, Finnmark og Troms
-	1993	1	100	0,0097	Norskehavet med kysten
-	1994	1	100	0,0056	Norskehavet med kysten
-	1994	1	100	0,021	Nordsjøen med Skagerrak
-	1999	2	22	0,0094-0,025	Barentshavet, Finnmark og Troms
-(prøve av fiskeben)	1999	1	1	0,089	Barentshavet, Finnmark og Troms
Hyse (<i>Melangogrammus aeglefinus</i>)	1999	1	7	<0,007	Barentshavet, Finnmark og Troms
Rødspette (<i>Pleuronectes platessa</i>)	1999	1	2	0,023	Barentshavet, Finnmark og Troms
Flyndre (ukjent art)	1999	1	8	0,015	Barentshavet, Finnmark og Troms

Technetium-99. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Tc-99 Min-Maks	Havområde
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	2003	2	200	<0,007-0,008	Barentshavet – Finnmark og Troms
Sild (<i>Clupea harengus</i>)	2002	2	50	<0,04-<0,08	Nordsjøen med Skagerrak

-	2003	1	25	0,053	Norskehavet med kysten
-	2003	1	25	0,077	Nordsjøen med Skagerrak
Kveite (<i>Hippoglossus hippoglossus</i>)	2003	2	50	<0,016-0,119	Norskehavet med kysten
-	2003	1	25	0,037	Nordsjøen med Skagerrak
Makrell (<i>Scomber scombrus</i>)	2003	1	25	0,088	Nordsjøen med Skagerrak
Gråsteinbit (<i>Anarhichas lupus</i>)	2003	2	25	<0,007	Nordsjøen med Skagerrak
Breiflabb (<i>Lopihus piscatorius</i>)	2003	2	50	<0,007-0,021	Nordsjøen med Skagerrak

Polonium-210. Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Kysten av Finnmark

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Po-210 Min-Maks
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	2007	19	19	0,18	0,11	0,15	0,09-0,57

Kysten av Nordland

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	2004	2	2	0,27	0,21	0,27	0,12-0,41
-	2006	2	2	0,33	0,14	0,33	0,23-0,43
Hyse (<i>Melangogrammus aeglefinus</i>)	2004	2	2	1,35	0,24	1,35	1,18-1,52
Sei (<i>Pollachius virens</i>)	2004	2	2	0,87	0,24	0,87	0,70-1,04
	2007	1	1	-	-	0,97	0,97
Uer (<i>Sebastes marinus</i>)	2004	1	1	-	-	0,16	0,16

Nordsjøen og kysten av Rogaland

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
-----	----	---------------	-------------	--------------	----------------	--------	----------

Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	2002	1	13	-	-	0,3	0,3
-	2004	3	3	1,35	0,86	1,42	1,28-2,84
Hyse (<i>Melangogrammus aeglefinus</i>)	2004	2	47	1,45	0,49	1,45	1,10-1,80
Sild (<i>Clupea harengus</i>)	2002	3	75	0,83	0,32	0,7	0,60-1,20
-	2004	11	11	4,92	1,91	5,63	2,51-8,53
Makrell (<i>Scomber scombrus</i>)	2002	2	42	2,3	0,57	2,3	1,90-2,70
-	2004	20	20	2,62	1,22	2,23	1,25-5,41
Sandflyndre (<i>Limanda limanda</i>)	2002	1	25	-	-	0,9	0,9
Lomre (<i>Microstomus kitt</i>)	2002	1	15	-	-	1,2	1,2

Plutonium-238 og plutonium-239,240. Resultatene er gitt i mBq/kg fersk vekt (f.v.).

Art	År	Antall prøver	Antall fisk	Pu-238 (mBq/kg)	Pu 239,240 (mBq/kg)	Havområde
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	1992	1	25	-	1,3	Barentshavet – Finnmark og Troms
-	1992	1	25	-	1,2	Norskehavet med kysten
-	1992	1	25	-	0,1	Nordsjøen med Skagerrak
-	1993	1	100	<0,07	0,06	Barentshavet – Finnmark og Troms
-	1993	1	100	<0,09	0,14	Norskehavet med kysten
-	1994	1	17	-	0,012	Barentshavet – Finnmark og Troms
-	1994	1	100	0,12	5,5	Nordsjøen med Skagerrak

Radionuklider i kommersielle arter av bunndyr

Cesium-137 i reker (*Pandalus borealis*)

Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.). De fleste prøvene er opparbeidet og analysert med skall, men i enkelte prøver er kjøtt og skall analysert hver for seg. Informasjon om dette er ikke tilgjengelig for alle prøvene, og er derfor ikke inkludert her.

Område	År	Antall prøver	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Skagerrak (område 09)	1998	1	-	-	-	<0,10
-	2004	4	0,14	0,05	0,17	<0,20- 0,17
Nordsjøen (område 07 og 08)	1999	1	-	-	0,14	0,14
-	2001	1	-	-	0,21	0,21
-	2004	4	0,07	0,01	0,07	0,06-0,08
-	2010	1	-	-	0,06	0,06
-	2011	1	-	-	0,07	0,07
Nordland (område 00, 05 og 06)	1994	1	-	-	0,16	0,16
-	2001	2	0,2	0,02	0,2	0,18-0,21
-	2003	1	-	-	0,2	0,2
-	2004	1	-	-	-	<0,10
-	2011	1	-	-	0,18	0,18
Barentshavet (område 10, 12, 13, 15, 16, 20, 21, 23, 24 og 25)	1994	7	0,2	0,1	0,18	0,12-0,41
-	1995	3	0,2	0,1	0,2	0,10-0,30
-	1999	4	0,1	0,05	0,08	0,06-0,18
-	2001	1	-	-	0,12	0,12
-	2007	2	-	-	-	<0,20
-	2008	6	0,43	0,54	0,17	0,06-1,39
-	2009	3	0,1	0	0,1	0,1

-	2011	1	-	-	0,05	0,05
Finmark og Troms (område 03 og 04)	1994	1	-	-	0,09	0,09
-	1995	3	0,2	0,1	0,2	0,10-0,30
-	1999	2	0,15	0,08	0,15	0,12-0,19
-	2000	6	0,19	0,16	0,1	<0,10-0,50
-	2008	2	-	-	-	<0,50
-	2009	1	-	-	0,06	0,06
Grønlandshavet (område 50)	1999	1	-	-	0,14	0,14
Islandshavet (område 59)	1994	1	-	-	-	<0,1
Utenfor Cape Flemming (Canada)	1994	1	-	-	0,11	0,11

Technetium-99, strontium-90, plutonium-238 og plutonium-239,240 i reker (*Pandalus borealis*)

Område	År	Antall prøver	Prøvematriks	Tc-99	Sr-90	Pu-238	Pu-239,240
				Bq kg ⁻¹ f.v.	Bq kg ⁻¹ f.v.	mBq kg ⁻¹ f.v.	mBq kg ⁻¹ f.v.
				Min-Maks	Min-Maks	Min-Maks	Min-Maks
Barentshavet (område 20)	1993	1	Kjøtt	-	-	<0,001	0,0033
Barentshavet (område 10, 13 og 15)	1999	2	Skall	-	0,05		
-	1999	3	Kjøtt	<0,3	0,02-0,03		

Cesium-137 i hummer (*Homarus gammarus*) (hale, begge kjønn).

Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.). Målinger er gjort på enkeltindivider.

Fylke/område	År	Antall prøver	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Oslofjorden	1998	2	0,15	0,02	0,15	0,13-0,16

Aust- og Vest-Agder	2002	6	0,50	0,19	0,26	0,13-0,64
-	2003	11	0,28	0,08	0,27	<0,1-0,37
-	2005	3	0,41	0,07	0,45	0,33-0,45
Rogaland	2001	20	0,19	0,08	0,19	<0,1-0,33
Sogn og Fjordane	2002	10	0,26	0,17	0,20	0,10-0,57
Hordaland	1997	2	0,91	0,13	0,91	0,82-1,0
Møre og Romsdal	2002	6	0,19	0,19	0,10	<0,1-0,57
Nordland	2001	1	-	-	-	<0,1
Orknøyene	2002	6	0,33	0,17	0,23	<0,1-0,58

Cesium-137 i hummer (*Homarus gammarus*) (hale og klør, begge kjønn).

Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.). Målinger er gjort på enkeltindivider.

Fylke/område	År	Antall prøver	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Sogn og Fjordane (Værlandet)	2003	3	0,11	0,08	0,13	0,03-0,2
-	2009	8	0,10	-	0,10	<0,3-0,1
-	2010	7	0,10	0,05	0,09	<0,2-0,19
-	2011	8	0,11	0,05	0,11	<0,04-0,2
-	2012	8	0,10	0,02	0,09	<0,1-0,13

Technetium-99 i hummer (*Homarus gammarus*) (hale, hankjønn).

Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.). Målinger er gjort på enkeltindivider.

Fylke/område	År	Antall prøver	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Oslofjorden	2003	1	-	-	4,4	4,4
Aust- og Vest-Agder	2002	4	6,7	6,2	3,9	3,0-16
-	2003	14	4,4	1,9	3,9	2,2-9,7
-	2004	4	3,9	1,3	4,3	2,0-5,0

-	2005	5	2,8	0,9	2,7	2,0-4,4
Rogaland	2001	17	6,6	3,8	5,5	2,2-13
Sogn og Fjordane	2002	5	4,7	1,2	4,2	3,9-6,8
Møre og Romsdal	2002	6	5,8	4,6	4,0	3,4-15
Nordland	2001	1	-	-	-	2,8
Orknøyene	2002	6	25,8	25,3	22,5	1,6-68

Technetium-99 i hummer (*Homarus gammarus*) (hale, hunkjønn).

Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.). Målinger er gjort på enkeltindivider.

Fylke/område	År	Antall prøver	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Oslofjorden	1998	1	-	-	0,20	0,20
Aust- og Vest-Agder	2002	2	22	0,4	22	22-23
-	2003	14	17,6	10,9	17,1	5,8-44
-	2004	3	38	27,7	25	20-70
-	2005	5	10,3	3,8	10,5	5,1-15,4
Rogaland	2001	4	34,2	4,9	32	31-41
Sogn og Fjordane	2002	5	27,9	19,8	20	15-62
Nordland	2001	1	-	-	-	20

Technetium-99 i hummer (*Homarus gammarus*) (hale og klør, hankjønn).

Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.). Målinger er gjort på enkeltindivider.

Fylke/område	År	Antall prøver	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Aust-Agder	2003	2	3,3	0,9	3,3	2,7-4,0
-	2004	2	4,0	0,04	4,1	4,0-4,1
Hordaland	2003	6	2,2	0,9	2,0	0,94-3,3
-	2004	3	2,9	0,8	3,3	2,0-3,5
Sogn og Fjordane	2003	3	3,2	0,7	2,9	2,7-4,0

-	2004	1	-	-	-	7,8
-	2005	2	4,2	0,8	4,2	3,6-4,8
-	2006	1	-	-	-	1,4
-	2008	4	1,6	0,8	1,5	0,77-2,6
-	2009	5	1,7	0,7	1,7	1,1-2,9
-	2010	5	0,90	0,2	0,8	0,75-1,34
-	2011	4	1,10	0,6	1,05	0,59-1,70
-	2012	4	0,62	0,2	0,65	0,38-0,78

Technetium-99 i hummer (*Homarus gammarus*) (hale og klør, hunkjønn).

Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.). Målinger er gjort på enkeltindivider.

Fylke/område	År	Antall prøver	Middel verdi	Standard avvik	Median	Min-Maks
Aust-Agder	2003	2	9,1	1,6	9,1	8,0-10,2
-	2004	2	9,7	3,0	9,7	7,6-11,8
Hordaland	2003	4	11,2	8,1	9,4	3,6-22
-	2004	5	9,5	3,0	9,3	4,9-13,0
Sogn og Fjordane	2003	4	14,7	4,3	14,6	9,6-20
-	2004	2	20,5	1,2	20,5	19,7-21
-	2005	3	20,3	19,0	12,8	6,3-42
-	2006	7	8,9	2,7	9,6	5,3-12,7
-	2008	4	17,7	8,4	15,2	11-29
-	2009	3	10,0	6,3	11,4	3,1-15,4
-	2010	2	11,8	1,9	11,8	10,4-13,1
-	2011	4	8,4	8,0	5,2	2,9-20
-	2012	4	10,2	6,7	8,6	3,9-20

Cesium-137 og technetium-99 i skjell

Antall	Prøve	Cs-137 (Bq/kg f.v.)	Tc-99 (Bq/kg f.v.)
--------	-------	---------------------	--------------------

Fylke/område	År	prøver	matriks	Min-Maks	Min-Maks
Østlandet	1998	1	Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	0,22	-
-	2000	2	-	<0,10	-
-	2002	1	-	0,06	-
-	2003	1	-	0,16	0,45
-	2004	1	-	0,10	-
-	2007	1	-	0,08	-
-	2008	3	-	0,07-0,16	-
-	2009	2	-	0,06-0,14	-
Agder	2003	1	-	< 0,10	0,5
Rogaland	2002	1	-	0,1	0,44
-	2007	1	-	<0,12	-
-	2008	1	-	<0,10	-
-	2009	1	-	<0,05	-
Sogn og Fjordane	2002	1	-	0,1	0,55
-	2003	1	-	<0,20	0,49
-	2007	1	-	<0,08	-
-	2008	1	-	<0,10	-
-	2009	1	-	<0,05	-
Hordaland	2002	1	-	0,1	0,60
-	2007	1	-	<0,18	-
-	2008	1	-	<0,10	-
-	2009	1	-	<0,09	-
Møre og Romsdal	2002	1	-	0,07	1,20
-	2007	1	-	<0,21	-
-	2008	1	-	0,08	-
-	2009	1	-	<0,09	-
Trøndelag	2002	1	-	0,34	0,20

-	2003	1	-	0,35	-
-	2007	1	-	0,06	-
-	2008	1	-	0,1	-
-	2009	1	-	<0,09	-
-	2009	1	Kamskjell (<i>Pecten maximus</i>)	0,12	-
Nordland	2001	1	Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	<0,10	-
-	2002	1	-	0,12	0,75
-	2003	1	-	0,23	-
-	2005	2	-	<0,10	-
-	2006	1	-	<0,10	-
-	2008	2	-	<0,10-0,28	-
-	2009	1	-	0,05	-
Troms	1997	1	-	<0,40	-
-	1999	1	-	<0,40	-
-	2001	1	-	<0,10	-
-	2008	2	-	<0,10	-
-	2009	1	-	<0,05	-
Finnmark	2008	1	O-Skjell (<i>Modiolus modiolus</i>)	<0,10	-
-	2009	1	-	<0,07	-

Cesium-137 i sjøkreps (*Nephrops norvegicus*)

Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Område	År	Antall prøver	Prøvematriks	Min-Maks
Skagerrak	2001	1	Kjøtt	<0,10
Rogaland	1998	1	Skall	0,10

Ved Bjørnøya	2000	1	Kjøtt	0,10
--------------	------	---	-------	------

Cesium-137 og technetium-99 i taskekrabbe (*Cancer pagurus*)

Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Kystområde	Prøvematriks	År	Antall prøver	Tc-99 (Bq/kg f.v.) Min-Maks	Cs-137 (Bq/kg f.v.) Min-Maks
Østlandet	Kjøtt	1998	5		<0,10 - 0,31
Agderfylkene	Kjøtt	2001	5*	0,05	<0,1-0,70
-	-	2002	2		0,08-0,19
Rogaland	Kjøtt	1998	1		<0,1
-	-	2000	1		0,25
Sogn og fjordane	Skall	1998	2		<0,10-0,60
-	Kjøtt	2003	2	0,50-0,69	<0,7

*Det er analysert Cs-137 i 5 prøver og Tc-99 i én av disse.

Cesium-137 og technetium-99 i kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*)

Resultatene er gitt i Bq/kg fersk vekt (f.v.).

Kystområde	Prøvematriks	År	Antall prøver	Tc-99 (Bq/kg f.v.) Min-Maks	Cs-137 (Bq/kg f.v.) Min-Maks
Finmark (område 03)	Rogn	1999	3	-	<0,20-0,20
-	Kjøtt	1999	1	<0,3	<0,33
-	-	2001	1	-	<0,10
-	-	2003	1	-	<0,10

-	-	2004	22*	<15,8	<1,20-0,36
-	-	2005	1	-	<0,10
-	-	2006	1	-	<0,10
-	-	2007	1	-	<0,10
-	-	2009	1	-	<0,10

*Det er analysert Cs-137 i 22 prøver og Tc-99 i 21 av disse.

Radionuklider i ikke-kommersielle arter av bunndyr

Område	År	Antall		Cs-137 Bq/kg f.v.		Tc-99 Bq/kg f.v.	
		prøver	Art	Min-Maks	Min-Maks	Min-Maks	Min-Maks
Skagerrak (område 09)	1998	1	Trollkrabbe (<i>Lithodes Maja</i>) (skall)	0,12	-	-	-
-	2000	1	Strandkrabbe (<i>Carcinus maenas</i>) (skall + kjøtt)	0,60	-	-	-
-	2000	2 ¹	Strandsnegler (Littorinidae sp.)	0,23-0,41	-	-	-
-	2001	1	-	<0,10	-	0,85	-
-	2002	1	-	0,18	-	-	-
-	2003	1	-	-	-	0,75	-
-	2001	2	Sjøstjerner (Asteroidea sp.)	<0,10	-	0,16-0,16	-
-	2002	3	-	0,11-0,11	-	-	-
-	2003	2	-	<0,10	-	-	-
-	2001	1	Sjøpølser (Holothuroidea sp.)	<0,04	-	-	-
Nordsjøen (område 08, 28 og 41)	2000	1	Strandkrabbe (<i>Carcinus maenas</i>) (skall + kjøtt)	<0,10	-	-	-
-	2001	1	Strandsnegler (Littorinidae sp.)	<0,10	-	0,63	-
-	2001	2	Trollkrabbe (<i>Lithodes Maja</i>) (kjøtt)	<0,10	-	0,06	-
-	2001	1	Svømmekrabbe (skall + kjøtt)	<0,10	-	-	-
-	2002	1	-	<0,10	-	-	-
-	2003	1	-	-	-	1	-
-	2004	1	Albueskjell (<i>Patella vulgata</i>)	0,08	-	-	-
-	2001	2	Sjøstjerner (Asteroidea sp.)	<0,10-0,04	-	0,06	-
-	2002	2	-	<0,10	-	-	-
-	2001	1	Kråkeboller (Echinoidea sp.)	0,08	-	<0,06	-
-	2003	1	-	<0,40	-	0,34	-
-	2004	3	Sjøpølser (Holothuroidea sp.)	0,18-0,25	-	-	-
-	2005	1	Sjøstikkelsbær (<i>Pleurobrachya pileus</i>)	<0,10	-	-	-

Barentshavet (område 03, 13, 15 og 20)	2004	1	Strandsnegler (Littorinidae sp.)	<2,9	-
-	1999	1	Sjøstjerner (Asteroidea sp.)	<0,02	<0,10
-	2000	1	-	0,28	-
-	2004	1	-	<3,2	-
-	2008	1	-	<1,5	-
-	2000	1	Kråkeboller (Echinoidea sp.)	<0,10	<0,22
-	2008	1	Sjøpølser (Holothuroidea sp.)	<0,90	-
-	2000	1	Børsteorm (Polychaeta sp.)	0,19	-
-	2008	1	Sjøanemone (Actiniaria sp.)	<0,30	-
-	2008	1	Viftesvamp (<i>Phakellia ventilabrum</i>)	<0,30	-

¹En av prøvene er analysert for plutonium-238 og plutonium-239,240 med resultat på hhv <0,013 mBq kg⁻¹ f.v. og 0,009 +/- 0,007 mBq kg⁻¹ f.v.

Cesium-137 i plankton

Område	Art	År	Antall prøver	Gjennomsnitt	Standard avvik	Median	Min-Maks
Skagerrak/Nordsjøen (område 09 og 28)	Krill	1992	1	-	-	0,40	0,40
-	-	1999	1	-	-	0,50	0,50
-	-	2001	2	0,1	0	0,10	0,10
Barentshavet/Finnmark (område 3, 13, 21, 23, 24, 25, 26 og 38)	Krill	2008	1	-	-	-	<0,30
-	-	2009	2	-	-	-	<0,10 -0,15
-	Themisto&Krill	1999	3	-	-	-	<0,20
-	Amfipoder	2002	3	-	-	-	<0,20-0,10
-	-	2003	1	-	-	-	-
-	-	2009	1	-	-	-	<0,10
Grønlandshavet (område 62)	-	1999	1	-	-	-	<0,20
Ukjent	Raudåte	1999	3	-	-	-	<0,30- <0,75

Cesium-137 og technetium-99 i blekksprut

Havområde	Art	År	Antall prøver	Cs-137 Min-Maks	Tc-99 Min-Maks
Barentshavet (område 20 og 21)	<i>Gonatus (Gonatus fabricii)</i>	1998	1	0,08	-
-	-	2002	1	<0,30	-

Norskehavet (område 37, 38 og 39)	<i>Gonatus (Gonatus fabricii)</i>	1998	3	< 0,1-0,04	-
-	-	1999	2	<0,20	-
Nordsjøen (område 41)	<i>Squid (Ommastrephidae)</i>	2001	1	0,1	0,08

Cesium-137 og polonium-210 i sjøpattedyr

Cesium-137 resultater for Niser: Finnmark og Troms inkluderer resultater fra område: 3, Nordland og Nord-Trøndelag fra område 6, Hordaland fra område 28 og Rogaland og Vest-Agder fra område 8, Resultatene inngår også i en doktorgrad som omhandler radioaktivitet i norske havområder [57].

Kystområde	Art	År	Antall prøver	Gjennomsnitt	Standard avvik	Median	Min-Maks
Finnmark/Troms	Nise (<i>Phocoena phocoena</i>)	1999	19	0,50	0,11	0,51	0,29-0,68
Nordland/Nord-Trøndelag	-	1999	6	0,93	0,34	0,80	0,54-1,50
Hordaland	-	1999	2	0,99	0,12	0,99	0,90-1,07
Rogaland/Vest-Agder	-	1999	3	2,47	0,00	2,47	2,47
-	-	2000	1	-	-	1,18	1,18

Cesium-137 og Polonium-210 resultater for isbjørn, grønlandssel, ringsel, vågehval og ikke artsbestemte prøver av hval,

Område	Art	År	Antall prøver	Cs-137 Min-Maks	Standard avvik	Po-210 Min-Maks	Standard avvik
Barentshavet/Finnmark	Grønlandssel (<i>Phoca groenlandica</i>)	1993	6	1,5-3,4	0,71	-	-
Barentshavet	Grønlandssel (<i>Phoca groenlandica</i>)	2003*	14	<0,20-0,53	0,10	-	-
Svalbard	Ringsel (<i>Phoca hispida</i>)	2003	15	0,40-0,61	0,07	17,1-31,5	6
Barentshavet/Finnmark	Vågehval (<i>Balaenoptera Acutorostrata</i>)	1992	5	0,90-3,4	0,93	-	-
Svalbard	Hval (<i>Cetacea</i>)	1993	5	0,40-0,50	0,05	-	-
Barentshavet/Finnmark	Hval (<i>Cetacea</i>)	1997	2	0,10	0,00	-	-
Svalbard	Isbjørn (<i>Ursus maritimus</i>)	2003	3	0,45-1,50	0,60	-	-
Svalbard	-	2004	1	0,30	-	-	-
Svalbard	-	2005	1	0,98	-	-	-
Svalbard	-	2007	1	0,14	-	1,23	-
Svalbard	- leverprøve	2007	1	0,32	-	-	-

Art	Maks størrelse og levetid	Leveområde	Føde
Blåkveite (<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>)	20 kg og 1,2 m. Sannsynligvis mer enn 30 år.	Langs eggkanten fra engelsk sektor til Frans Josefs land og i dypere områder av Barentshavet. Arktisk fisk som sjelden finnes i vann over 4 °C. Trives på dypt vann.	Reker, lodde, polartorsk og fiskeavfall.
Breiflabb (<i>Lophius piscatorius</i>)	Kan bli 2 m lang. Mer enn 25 år.	Fra Barentshavet til nordlige deler av Vest-Afrika, Middelhavet og Svartehavet. Typisk bunnfisk.	Fisk, krepsdyr og blekksprut
Brisling (<i>Sprattus sprattus</i>)	54 g og 19,5 cm. Sjelden mer enn 4–5 år.	Fra Svartehavet til Finnmark. I kyst- og fjordområder, men sjelden nord for Helgelandskysten. Typisk stimfisk.	Planktonspiser med små krepsdyr (hoppekrepss) som viktigste føde
Brosme (<i>Brosme brosme</i>)	15 kg og 1,1 m. Kan trolig bli over 20 år.	Fra Irland til Island, i Skagerrak og Kattegat, det vestlige Barentshavet og Nordvest-Atlanteren. Bunnlevende art, foretrekker steinbunn.	Fisk, men også sjøkreps, trollhummer og reker
Flekksteinbit (<i>Anarhichas minor</i>)	26 kg og 1,8m. 40 år.	Barentshavet og spredd sørover til Nordsjøen. Lever på dypere vann der temperatur og saltholdighet varierer mindre.	Pigghuder (kråkeboller og slangestjerner), snegler og muslinger. Fisk som føde blir viktigere med økt alder.
Gråsteinbit (<i>Anarhichas lupus</i>)	20 kg og 1,25 m. 20–25 år.	Barentshavet, norskekysten og Nordsjøen. Er mye mer stasjonær enn flekksteinbit og blåsteinbit. Den er i tillegg mer kystnær og lever på grunnere vann.	Pigghuder (kråkeboller), muslinger, snegler og krabber
Hvitting (<i>Merlangius merlangus</i>)	1,5 kg og 55 cm. 12 år.	Øst- Atlanteren fra Gibraltar til Island og det sørøstlige Barentshavet. Finnes langs hele norskekysten, men er vanligst sør for Stad. Vanligvis en bunnfisk fra 10–200 m, men beveger seg også opp i vannmassene.	Øyepål, tobis og sild. Den tar også en del yngel av torsk, hyse og hvitting.
Hyse (<i>Melanogrammus aeglefinus</i>)	19 kg og 1,1 m. Maks 20 år.	Nordsjøen/Skagerrak, langs kysten og i Barentshavet. Bunnfisk, men en del hyse (spesielt liten hyse), finnes ofte høyere oppe i vannmassene.	Hovedsakelig ulike typer bunndyr. Yngre fisk spiser plankton, mens eldre og større fisk spiser reker, fiskeegg og fisk. Større hyse kan også beite oppe i sjøen, og på Finnmarkskysten vil den også beite på lodde.
Kolmule (<i>Micromesistius poutassou</i>)	0,8 kg og 50 cm. Kan bli opptil 20 år, men sjelden over 10 år.	Tallrik i Øst-Atlanteren. Utbredt fra Marokko til Grønland, Norskehavet, Spitsbergen og i Barentshavet øst til ca 40° Ø. Svømmer mesopelagisk fra overflaten og ned til ca. 600-700 m dyp. Mest alminnelig på 200-500 m.	Krill, vingesnegler and andre planktondyr samt fisker.
Kveite (<i>Hippoglossus hippoglossus</i>)	Nærmere 350 kg (hunner) og 50 kg (hanner). Over 3,5 m. Opptil 60 år. Hunnene blir eldre enn hannene.	Unge kveiter lever på kysten på relativt grunt vann, store kveiter finnes både i fjorder og til havs. Utbredt på begge sider av Nord-Atlanteren. Voksen kveite er utpreget dypvannsfisk. Mindre kveiter (opp til 40 kg) regnes som god matfisk. Stor kveite kan inneholde høye konsentrasjoner av miljøgifter.	Rovfisk, spiser bunnfisk og pelagiske arter.
Lodde (<i>Mallotus villosus</i>)	50 g, 20 cm, og inntil 6 år.	Circumpolar art som er utbredt i hele området nord for polarsirkelen. I Norskehavet finnes arten til nord for Spitsbergen, og videre øst til Novaja Zemlja og Franz Josefs Land. Lokale fjordstammer forekommer bl.a. i Salten og i Nord-Trøndelag. Pelagisk stimfisk. Arten finnes fra overflaten og ned til 300 m dyp.	Planktoniske krepsdyr som krill, rauåte og tanglopper.
Lysing (<i>Merluccius merluccius</i>)	17 kg og 1,4 m.	Vanlig øst i Atlanterhavet fra Nord-Afrika og nordover til Island, vest i Atlanterhavet fra Labrador til Nord-Carolina. Den finnes også i Middelhavet. Utbredt langs Norskekysten nordover til Lofoten. Lever som oftest pelagisk i stim, men kan også leve langs bunnen. Finnes fra overflaten og ned mot 1000 m. Mest vanlig mellom 150-500 m.	Spiser mest annen pelagisk fisk som sild, brisling og makrell, men tar også blekksprut og krepsdyr.
Makrell (<i>Scomber scombrus</i>)	3,5 kg og 65 cm. Sjelden over 25 år.	Utbredt i Nordøst-Atlanteren fra Nordvest-Afrika til Barentshavet, og vestover i Norskehavet til Island. Går også inn i Østersjøen. Finnes også i Middelhavet og Svartehavet. En pelagisk og hurtigsvømmende fisk.	Plankton, fiskelarver og småfisk
Pigghå (<i>Squalus acanthias</i>)	1,23 m. 25 år.	Global utbredelse i tempererte områder på både nordlig og sørlig halvkule. Danner store stimer.	For en stor del dyreplankton i den pelagiske ungfiskfasen, og som voksen, sild, torskfisk, blekksprut, krepsdyr, o.a.

Polartorsk (<i>Boreogadus saida</i>)	0,1 kg, 25 cm, 5 år.	Arktisk fisk som er vanlig i hele polhavet, særlig i store deler av Barentshavet. Stimfisk som lever både ved bunnen og pelagisk, og er funnet både i åpent hav og i kystfarvann.	Krepsdyr, hovedsakelig krill og hoppekreps som rauåte.
Rognkjeks (<i>Cyclopterus lumpus</i>)	5,5 kg og 63 cm. Mer enn 7-8 år gammel, kanskje 15.	Fra Biscaya til Island og det nordlige Barentshavet. Lever i tarebeltet første leveår, deretter frittsvømmende i havet.	I hovedsak plankton som finnes i åpne vannmasser
Rødspette (<i>Pleuronectes platessa</i>)	7 kg og 1 meter. 20 år.	Finnes i det østlige Atlanterhav fra Barentshavet i nord og sørover til Middelhavet og nordvestkysten av Afrika. Finnes ned til omtrent 200 meter.	Bunndyr
Sei (<i>Pollachius virens</i>)	20 kg og 1,3 m. Kan bli 30 år.	Nordsjøen/Skagerrak, langs norskekysten fra Stad til Kolahalvøya. Opptrer i tette konsentrasjoner, står ofte pelagisk der strømmen konsentrerer byttedyrene.	Raudåte, krill og andre pelagiske krepsdyr, sild, brisling, kolmule, øyepål og hyseyngel. Ungfisk spiser mest krill, mens eldre spiser mest fisk.
Sild (<i>Clupea harengus</i> L.)	0,5 kg, 40 cm, 25 år.	Nordøst-Atlanteren (NVG-sild) Nordsjøen, Skagerrak og Kattegat (Nordsjø-sild). Lever i tette stimer som beveger seg som en enhet	Plankton
Snabeluer (<i>Sebastes mentella</i>)	47 cm og 1,3 kg. Over 70 år.	Barentshavet, Svalbard og kontinentalskråningen (400–600 m) mot Norskehavet sør til britisk sone. Vandrer også ut i det pelagiske Norskehavet (300–450 m). Dypvannsfisk.	Plankton viktigst de første leveåra, deretter større plankton og fisk.
Skolest (<i>Coryphaenoides rupestris</i>)	1,5 meter	Vidt utbredt, vanlig på 400-1200 meters dyp på begge sider av Atlanterhavet.	Krepsdyr, særlig dypvannsreker (<i>Pandalus</i>).
Taggmakrell (<i>Trachurus trachurus</i>)	1,6 kg, 40 cm, 40 år.	Finnes i varme og tempererte kystnære farvann i det østlige Atlanterhavet fra Sør-Afrika til Nordsjøen og Norge. Også vanlig i hele Svartehavet og Middelhavet. Pelagisk stimfisk. Finnes fra overflaten og ned til ca 100 m, og bare sjelden dypere.	Bunndyr om vinteren og plankton og yngel av brisling og sild om sommeren. Store fisker tar også blekksprut.
Tobis (<i>Ammodytes marinus</i>)	0,1 kg, 24 cm, 10 år.	Vikingbanken til danskekysten, Dogger, Storbritannia og ved Shetland.	Små planktoniske krepsdyr (raudåte), fiskeegg og -yngel
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	20 kg og 1 m (Nordsjøen, Skagerrak og Den østlige engelske kanal og kysttorsk sør for 62°). 40 kg og 1,3 m (kysttorsk nord for 62°) 55 kg og 1,69 m (nordøstarktisk torsk (skrei))	Nordsjøen/Skagerrak, langs kysten og i fjorder, i Barentshavet. Rovfisk tilknyttet bunnen, men i Barentshavet kan den i deler av året oppholde seg mye i de frie vannmassene.	Ung torsk spiser mye krepsdyr, men etter hvert som den vokser, spiser den mer og mer fisk som tobis, sild og øyepål. Utpreget kannibal, og opptil tre år gammel torsk kan bli spist av sine eldre artsfrender.
Vanlig uer (<i>Sebastes marinus</i>)	Over 15 kg og 1 m. Over 60 år.	Nordsjøen–Barentshavet, også i norske fjorder. Dypvannsfisk som lever på 100-500 m dyp	Plankton viktigst de første leveårene. Deretter større plankton og fisk.
Vassild (<i>Argentina silus</i>)	70 cm	Finnes på begge sider av Atlanterhavet. På østsiden finnes den fra De britiske øyer og nordover langs norskekysten, videre i det vestlige Barentshavet til sør for Spitsbergen og vestover til Island og Sør-Grønland. Lever pelagisk på 100-900 m dyp, hos oss er den alminnelig på 200-600 m dyp.	Pelagiske småfisker, krepsdyr og små blekkspruter.
Øyepål (<i>Trisopterus esmarkii</i>)	25 cm, 5-6 år.	Fra Den Engelske Kanal og Kattegat nordover til Island og Bjørnøya. Svømmer i stim, som regel ved mudderbunn. Vanlig hos oss på 80-300 m dyp.	Hovedsakelig krepsdyr som rekebarn, reker og tanglopper. Kan også ta fisk som kutlinger. Øyepål kan også svømme pelagisk, og tar da rauåte, krill og pilormer.

Appendiks 2. Oversikt over de kommersielle artene av fisk (inkludert industrifisk) som er analysert i denne rapporten. De viktigste egenskapene til disse artene er også listet. Kilde: Wikipedia (<http://no.wikipedia.org>); Pethon, Per, 2005. Aschehougs store fiskebok, 5. reviderte utgave.

Art	Maks størrelse og levetid	Leveområde	Føde
Ansjos (<i>Engraulis encrasicolus</i>)	20 cm. Kan bli opp til 4 år.	Fra Azovhavet, Svartehavet, Middelhavet og Nordvest-Afrika til Norge. Hovedutbredelse stanser i den sørlige del av Nordsjøen. Pelagisk stimfisk som svømmer både ved kysten og langt til havs.	Planktoniske krepsdyr og småfisker.
Gapeflyndre (<i>Hippoglossoides platessoides</i>)	52 cm	Nord-Atlanteren. Forekommer fra 10 m til over 500 m.	Bunndyr
Havmus (<i>Chimaera monstrosa</i>)	1,5 m og 2,5 kg	Øst-Atlanteren fra Vest-Afrika og nord til Island og Finnmark, langs hele norskekysten. Lever på 50-1000 m dyp	Muslinger, krepsdyr, slangestjerner og småfisker.
Kloskate (<i>Raja radiata</i>)	90 cm og 17,25 kg. Kan bli opp til 20 år.	Finnes på begge sider av Nord-Atlanteren, på østsiden av De britiske øyer og Nordsjøen, nordøstover til Spitsbergen, Barentshavet og Kvitsjøen til Kapp Kanin. Vanlig på 20-400 m dyp i sjøtemperatur på 1-10 °C.	Fisk (lodde, sil, torsk, lange, ulker, ålebrosmer m. fl.), krepsdyr og reker
Lomre (<i>Microstomus kitt</i>)	66 cm og 1,0 kg	Fra Biscaya og nordvestover til De britiske øyer og Island; nordover til Murmanskysten. Lever pelagisk på 50-100 m til de oppsøker bunnen på dypere vann når de er 15-25 cm lange.	Hovedsakelig børstemark, men også andre bunndyr.
Lusuer (<i>Sebastes vivipares</i>)	35 cm	Vanlig i Nordsjøen fra Kattegat og nordover langs norskekysten til Vesterålen, langs nordvestkysten av De britiske øyer, Færøyene, Shetland og rundt Island. Opptre også i sørlige deler av Østersjøen, norskekysten nord for Vesterålen og langs vestkysten av Grønland. Lever på 10-200 m dyp.	Krepsdyr, muslinger, småfisker.
Nordlig lysprykkfisk (<i>Bentosema glaciale</i>)	11 cm	Over store områder av Nord-Atlanteren og i Middelhavet. I de fleste dypere norske fjorder forekommer isolerte bestander, men den er vanlig langs hele kontinentalskråningen (eggakanten). Vertikalutbredelsen er fra overflaten og ned til ca. 1500 m dyp.	Krill og hoppekreps (rauåte).
Nordlig knurrulke (<i>Triglops murrayi</i>)	17 cm	Norskehavet, Barentshavet øst til 47° Ø. Mot sør til Wyville-Thomson-ryggen og det sørlige Grønland. Forekommer vanligst på 50-250 m dyp.	Børstemark, planktoniske krepsdyr og krepsdyr.
Sandflyndre (<i>Limanda limanda</i>)	42 cm og 1,3 kg. Kan bli opp til 13 år.	Fra Biscaya til Hvitesjøen. I Østersjøen finnes den sjelden grunnere enn 10 m siden vannet i de øverste lagene her er for lite salte. Lever på 2-150 m dyp.	Reker, strandkrabber, tanglopper, slangestjerner, små kråkeboller, børstemark og muslinger og fisk som kutlinger og lodde.
Smørflyndre (<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>)	62 cm og 2,5 kg. Kan bli opp til 18 år.	Finnes på begge sider av Atlanterhavet. På østsiden forekommer den fra Biscaya til Island og Barentshavet. Finnes på 40-1500 m dyp, og som regel dypere enn 100 m.	Bunndyr som børstemark, tanglopper, slangestjerner og muslinger.
Svarthå (<i>Etmopterus spinax</i>)	60 cm	I det vestlige Middelhavet og i Øst-Atlanteren fra Senegal til Island og Nord-Norge Finnes også utenfor Afrikas sørkyst. Mest alminnelig på 200-500 m dyp, men går i nordlige områder ned til 70-90 m.	Fisk som lysprykkfisker og små kolmuler, blekkspruter og krepsdyr.
Sypike (<i>Trisopterus minutus</i>)	30 cm. Hanner kan bli opp til 4 år, hunner kan bli opp til 6 år.	Fra Adriaterhavet og Italia i Middelhavsområdet og nordover i det nordøstlige Atlanterhavet fra Marokko og Portugal til Færøyene, Trøndelagskysten og Salten. Finnes fra 10 m og ned til 300 m dyp. Hos oss er den vanlig ned til om lag 100 m.	Krepsdyr (rekebarn, reker, hoppekreps, krill og tanglopper) og småfisker (kutlinger).
Tangbrosme (<i>Gaidropsarus</i> sp.)	20-60 cm	Seks arter forekommer i Norge, disse har forskjellig utbredelse.	Varierer for de forskjellige artene. Flere arter spiser krepsdyr og småfisker.
Ålebrosme (Zoarcidae sp.)	14-75 cm	Fra norske og tilstøtende farvann kjennes 16 arter, og disse har forskjellig utbredelse. De er utbredt i alle verdenshav, men særlig utbredt i arktiske og antarktiske strøk. De fleste er bunnlevende dypvannsfisker.	Varierer for de forskjellige artene, men flere arter spiser reker og andre små bunnlevende dyr.

Appendiks 3. Oversikt over de ikke-kommersielle artene av fisk som er analysert i denne rapporten. De viktigste egenskapene til disse artene er også listet. Kilde: Havforskningsinstituttet, Wikipedia (<http://no.wikipedia.org>); Pethon, Per, 2005. *Aschehougs store fiskebok*, 5. reviderte utgave.



Statens strålevern
Norwegian Radiation Protection Authority

2015

StrålevernRapport 2015:1

Strategisk plan 2015–2017

StrålevernRapport 2015:2

Årsrapport 2014

StrålevernRapport 2015:3

Radioactivity in the Marine Environment 2011

StrålevernRapport 2015:4

Effekt av KVIST-arbeidet

StrålevernRapport 2015:5

Radon National Action Plan

StrålevernRapport 2015:6

Inventory and source term evaluation of the dumped nuclear submarine K-27

StrålevernRapport 2015:7

UV-eksponering av den norske befolkningen

StrålevernRapport 2015:8

Comparison of Safety and Environmental Impact Assessments for Disposal of Radioactive Waste and Hazardous Waste

StrålevernRapport 2015:9

Geographical Categorisation of the Environmental Radio-sensitivity of the Northern Marine Environment

StrålevernRapport 2015:10

Overvaking av radioaktivitet i omgivnadene 2014

StrålevernRapport 2015:11

Stråledoser fra miljøet

StrålevernRapport 2015:12

Stråledoser til befolkningen

StrålevernRapport 2015:13

Radiation Doses to the Norwegian Population

StrålevernRapport 2015:14

Faglige anbefalinger for kurativ strålebehandling ved småcellet lungecancer

StrålevernRapport 2015:15

Faglige anbefalinger for strålebehandling ved ikke-småcellet lungekreft

StrålevernRapport 2015:16

Faglige anbefalinger for lindrende strålebehandling ved lungecancer

StrålevernRapport 2015:17

Radioaktiv forurensning i fisk og sjømat i perioden 1991-2011