

Radionuklider i kommersielt høstede dyreplanktonarter fra Arktis og Antarktis

Krill og Hoppekreps/Raudåte (*Calanus finnmarchicus*) fra Barentshavet og
Antarktisk krill (*Euphausia superba*) fra Sørishavet



Referanse:

Haanes, H., Krafft, B.A., Naghchbandi, P., Drefvelin, J., Rudjord, A.L. Radionuklider i kommersielt høstede dyreplankton arter fra Arktis og Antarktis. Teknisk dokument nr. 12. Østerås: Statens strålevern, 2017.

Emneord:

Hoppekreps, Rauåte, Krill, dyreplankton, Arktis, Antarktis, radionuklider, Cs-137, Cs-134, Ra-228, Ra-226, Pb-210, Po-210, nuclear,

Resymé:

Det rapporteres om lave verdier av menneskeskapte og naturlige radionuklider i kommersielt høstet dyreplankton fra enkelte lokaliteter i Arktis og Antarktis. Dette er viktig informasjon for fiskerinæringen.

Reference:

Haanes, H., Krafft, B.A., Naghchbandi, P., Drefvelin, J., Rudjord, A.L. Radionuclides in commercially harvested zooplankton from the Arctic and the Antarctic. Teknisk dokument nr. 12. Østerås: Statens strålevern, 2017.

Language: Norwegian.

Key words:

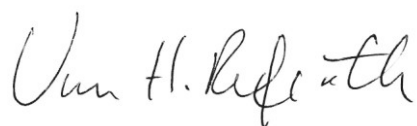
Copepods, Krill, zooplankton, Arctic, Antarctica, radionuclides, nuclear, Cs-137, Cs-134, Ra-228, Ra-226, Pb-210, Po-210,

Abstract:

Low values of anthropogenic and natural radionuclides are reported for commercially harvested zooplankton from localities in the Arctic and the Antarctic. This information is important to the fisheries.

Prosjektleder: Hallvard Haanes.

Godkjent:



Unn Hilde Refseth, avdelingsdirektør, avdeling overvåkning og forskning

12 sider.

Publisert 2017-05-23.

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 2387-5240 (online)

Radionuklider i kommersielt høstede dyreplankton arter fra Arktis og Antarktis

- Krill og Hoppekrebs/Raudåte (*Calanus finmarchicus*) fra Barentshavet og Antarktisk krill (*Euphausia superba*) fra Sørishavet

Hallvard Haanes

Parvin Naghchbandi

Jon Drefvelin

Anne Liv Rudjord

Bjørn A. Krafft

Statens strålevern

Norwegian Radiation Protection Authority
Østerås, 2017, Norway

Havforskningsinstituttet

Institute of Marine Research
5005 Bergen, Norway

1 Innledning

1.1 Kommersielt høstet dyreplankton

Kommersielt fiske av dyreplankton til produksjon av fôr til fiske-oppdrett og til kost-tilskudd for mennesker er i sterk vekst både i nordlige og sørlige polare farvann. Norge er den nasjonen som har kommet lengst i utvikling av slik fangst og prosesserings-teknologi og utgjør den største fiskerinasjonen på verdensbasis med de høyeste årlige fangstene av dyreplankton.

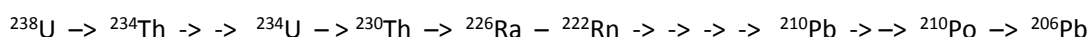
I Barentshavet gir innstrømming av varmt atlantehavsvann høy primærproduksjon, høy produksjon og biomasse av dyreplankton, som igjen gir et av de beste fiskeområdene i verden (Sakshaug, et al. 1994). Hoppekrepsen raudåte (*Calanus finnmarchicus*) dominerer dyreplankton-biomassen i Barentshavet (Sakshaug, et al. 1994). Fiskeridirektoratet har satt en norsk kvote av raudåte på 165 000 tonn som omfatter deler av Norges økonomiske sone. Årlig fangst har siden 2003 imidlertid vært <1000 tonn. I dag benyttes fangst av raudåte utelukkende til produksjon av Omega-3 kosttilskudd. Det kartlegges i dag også muligheter for fangst av krill i norske farvann, som spesielt i våre nordligste områder viser økt produksjon. I Sørishavet er det Antarktisk krill (*Euphausia superba*) som dominerer i denne delen av næringskjeden. Her er det oppstrømming i forbindelse med den øst-gående sirkumpolare strømmen som gir høy primærproduksjon (Strass, et al. 2002). Det er CCAMLR (Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources) som regulerer fisket etter Antarktisk krill, som foregår i en begrenset del av Sørishavet. En føre-var kvote er satt til 620 000 tonn per år i dette området, mens uttaket somregel ligger <300 000 tonn. Basert på nye beregninger er en teoretisk «Total Allowable Catch Limit» for dette samme området kalkulert til 5.6 mill tonn per år. Krillen som fiskes brukes i hovedsak til produksjon av mel som benyttes til produksjon av fôr i oppdrettsnæringa, kun en mindre andel benyttes til produksjon av kosttilskudd. Antallet patent-søknader som registreres på utvikling av nye produkter basert på de rike forekomstene av protein, lipid og fosfolipid fra disse dyreplankton artene har imidlertid vært i sterk vekst de siste 10-år, spesielt innen kosttilskudd, farmakologi og kosmetikk industrien. Som ledd i å sikre vår mattrygghet, rene havområder og bærekraftige fiskerier er dokumentasjon og overvåking av radionuklide konsentrasjoner i ulike trofiske nivåer nødvendig.

1.2 Dyreplankton i de polare næringskjedene

Raudåte og Antarktisk krill lever primært av planteplankton og utgjør viktig bindeledd til høyere trofiske nivåer. Det er derfor viktig å overvåke og holde kontroll over nivåene også for lavere trofiske nivåer som planteplankton og dyreplankton, samt å forske på hvordan forskjellige stoff overføres og oppkonsentreres i næringsnett. For cesium-137 (^{137}Cs), som ikke er så partikkel-reaktivt, er for eksempel opptaket til planteplankton lavt (Heldal, et al. 2001), selv om det overføres og signifikant oppkonsentreres fra dyreplankton og til de fire neste trofiske nivåene i Barentshavet (Heldal, et al. 2003). Polonium-210 (^{210}Po) som er mer partikkelreaktivt, oppkonsentreres enda mer og gir de klart høyeste stråledosene fra sjømat (Fowler 2011).

1.3 Radionuklider i det marine miljø og kilder for Arktis og Antarktis

Arktis (Barentshavet) og Antarktis (Sørishavet) ligger geografisk relativt isolert og transport av radionuklider fra fjerne kilder er gjenstand for fortykning. Dessuten har forskjellige radionuklider forskjellige halveringstider og forskjellig løselighet til vann. Dette påvirker hvor og i hvilke konsentrasjoner de naturlige radionuklidene opptrer i det marine miljø. Ettersom radionuklider henfaller, dannes nye radionuklider. For et utvalg radionuklider i uran-serien er deres rekkefølge for henfall;



Generelt inneholder havet en god del radioaktivitet i form av naturlig forekommende kalium-40 (Strålberg, et al. 2003). De viktigste naturlige radionuklidene i marine organismer er imidlertid radium-228 (^{228}Ra), radium-226 (^{226}Ra), bly-210 (^{210}Pb) og ^{210}Po . Dette er stoffer med svært høy radiologisk giftighet, og det er derfor av interesse å kartlegge konsentrasjonene i arter på ulike trofiske nivå, og særlig arter som har kommersiell interesse. Hovedkilden for naturlig forekommende uran i det marine miljø er elveavrenning, men to av henfallsproduktene i uranserien (^{234}Th og ^{230}Th) er svært partikkelreaktive og havner raskt i bunnsedimentene hvor de gir opphav til andre vannløselige henfallsprodukter (^{234}U og ^{226}Ra) som frigjøres fra havbunnen (Bojanowski 1988; Woodhead 1997). Havets sirkulasjon er imidlertid relativt stabil og på grunn av lang halveringstid er det ikke mye variasjon i havets konsentrasjon av ^{226}Ra (Bojanowski 1988). I vannsøylen som helhet er det derfor ^{226}Ra som via henfall til radon (^{222}Rn) og andre henfallsprodukter gir opphav til det meste av ^{210}Pb , mens ^{210}Pb i overflatevann i hovedsak stammer fra deponering fra atmosfæren etter henfall av radon, selv om dette også avhenger av avstanden til land (Cherry and Heyraud 1988). Naturlige radionuklider følger også olje- og gassindustriens utslipp av produsert vann og selv lave konsentrasjoner kan medføre bidrag på grunn av de store utslipps-volumene (Hosseini, et al. 2012).

Antropogene radionuklider har opphav i kjernefysiske prosesser. Globalt sett har atomprøvesprengningene utgjort den største kilden på landjorda og i havet, selv om enkelte havområder har blitt betydelig påvirket av ulykken i Tsjernobyl og utslipp fra kjernefysiske anlegg som Sellafield i Storbritannia, Cap de la Hague i Frankrike, Trombay og Tarapur i India (Livingston and Povinec 2000). Nedfallet fra atomprøvesprengningene bestod mest av ^{137}Cs med en halveringstid på 30 år, strontium-90 og plutonium isotopene ^{139}Pu og ^{140}Pu , mens de kjernefysiske anleggene og reaktorer som den i Tsjernobyl i tillegg produserer cesium-134 (^{134}Cs) med en halveringstid på 2 år. Cesium isotopene forekommer som ioner i sjøvann og lav partikkelreaktivitet gjør at de spres langt (og lenge) med havstrømmene. ^{134}Cs kan derfor brukes til å identifisere nyere og / eller lokale utslipp.

I Arktis har de viktigste kildene for antropogene radionuklider vært nedfall fra atomprøvesprengningene, utslipp fra Sellafield og Cap de la Hague og nedfall fra Tsjernobyl (International Atomic Energy Agency 2005). Nivåene i Arktis generelt og i Barentshavet har imidlertid blitt redusert de siste årene som følge av reduserte utslipp (Gwynn, et al. 2012; International Atomic Energy Agency 2005). Nivåene av ^{137}Cs i hoppekreps og krill fra Barentshavet har tidligere blitt undersøkt og funnet lave for krill (0.3 Bq/kg våt vekt, $\text{SD}=0.01$) og under deteksjonsgrensen for hoppekreps (Heldal, et al. 2003). I Barentshavet finnes det imidlertid lokale potensielle kilder i form av sunkne ubåter med brukt kjernebrensel og kjernefysiske stridshoder, samt containere med radioaktivt avfall. Oppdaterte målinger er derfor viktige. Når det gjelder naturlige radionuklider som ^{226}Ra og ^{228}Ra så ligger dessuten Barentshavet nedstrøms for Golfstrømmen og Norskestrømmen i forhold til utslipp fra norske og britiske olje- og gassplattformer.

Også i Antarktisk har atomprøvesprengningene vært den viktigste kilden for antropogene radionuklider. Tidligere nedfall av naturlige og antropogene radionuklider kan sees i is-kjerneprøver men viser lave nivåer som avtar fra kysten (Pourchet, et al. 2003). I sjøen følger de naturlige radionuklidene ^{226}Ra og ^{210}Po dypvannet som strømmer opp i den sirkumpolare strømmen (Ku and Lin 1976; Shimmield, et al. 1995). Utslippene fra de kjernefysiske anleggene Trombay og Tarapur på vestkysten av India har ikke vært så store og har i tillegg blitt redusert (Livingston and Povinec 2000; Pentreath 1985). Det er kun funnet lave verdier av antropogene radionuklider i sjøen i Antarktisk (International Atomic Energy Agency 2005), selv etter ulykken i Fukushima, Japan (Kumamoto, et al. 2016). I biota som krill er det bare observert lave verdier før Fukushima-ulykken både i Rosshavet og ved den Antarktiske halvøy (Marzano, et al. 2000; Sobiech-Matura, et al. 2014). Det fins også et par potensielle lokale kilder. Det var et kjernefysisk anlegg i drift på den amerikanske McMurdo-stasjonen på Rossøya fra 1962 til 1972 som har hatt kjente tilfeller av små land-utslipp, samt en lekkasje av kjølevann, men dette ble ansett for ryddet opp ved dekommisjonering og radiologiske undersøkelser av selve lokaliteten (Dunavant, et al. 2013; Muldoon 1980). I tillegg ble registreringene til satellitten «Vela» i 1979 omdiskutert og av noen tolket som en hemmelig atomprøvesprengning ved Prince Edward øyene i Antarktisk (Marshall 1980).

2 Formål med undersøkelsen

Vi undersøkte prøver av krill fra Antarktis både for de naturlige radionuklidene radium-228, radium-226, bly-210 og polonium-210, samt de antropogene radionuklidene cesium-134 og cesium-137. Hoppekreps (men også krill (*Thysanoessa inermis*)) fra Barentshavet ble undersøkt for de samme nuklidene, med unntak av ^{210}Po som ikke forventes sammenlignbar mellom Barentshavet og Antarktis på grunn av forskjeller i sesong, hydrologi og planteplankton-dynamikk.

3 Metoder

3.1 Innsamling

Prøvematerialet ble samlet inn under Havforskningsinstituttets (HI) tokt med RV G.O. Sars til Barentshavet høsten 2015 og med HIs årlige krill tokt med bruk av FV Saga Sea (Aker Biomarine AS) i Antarktis januar/februar 2016 (Krafft et al. 2016). Hoppekreps ble samlet inn med dyreplankton-hov (WP2) eller dyreplankton trål (MOCNESS) med maskevidde på 180 μm . Antarktisk krill ble samlet inn med en Makroplanktontrål med maskevidde på 3 mm (7 mm utstrukket, se Krafft et al. 2010). For å få store prøver og best mulig målesikkerhet ved gamma spektrometriske analyser, ble det tatt samleprøver ved å kombinere prøver fra flere prøvetagninger. En samleprøve bestod av prøver tatt fra 12 - 15 September 2015 langs kysten av Nord-Troms og finnmarkskysten til Nordkapp. En annen bestod av prøver tatt 15 - 22 September sentralt i Barentshavet. Den siste bestod av to prøver tatt 22 -23 September og vest for Bjørnøya. Dette er områder med forskjellig innblanding av vann fra Atlanterhavet, Norskestrømmen og avrenning fra land. Krill ble bare samlet inn relativt langt sørvest i Barentshavet (70.4167 N, 16.2141 E). Disse prøvene ble fryst ned i våt tilstand. I Antarktis ble det tatt en samleprøve krill på 6 liter med våt vekt 3.890 kg den 10 februar nord for Sør-Orknøyene (-60.262N, -46.526E), 290 nautiske mil øst og 180 nautiske mil nord for tuppen av den Antarktiske halvøy i den sirkumpolare strøm. Prøven ble frysetørket ved -80°C i tre uker og vakuumpakket før videre lagring ved -80°C .

3.2 Prøvepreparering, videre tørking og forasking

For å øke konsentrasjonen av radionuklider i prøvene, og dermed målbarheten i de gammaspektrometriske analysene, ble prøvene tørket og så forasket for å redusere vanninnhold og volumet av prøvene. Hver av disse metodene medfører en ytterligere reduksjon av massen på omtrent 1/5. Prøvene ble tørket i varmeskap ved 105°C i fire dager før homogenisering. Prøver med større masse inneholder totalt sett mer radioaktivitet som er lettere å måle, og for hver prøve ble derfor en så stor som mulig prøvebeholder fylt og forseglet i aluminium for analyse av ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{137}Cs og ^{134}Cs med høyoppløselig gammaspektrometri. Denne forseglingen blir gjort for å holde på radon (halveringstid 3.8 døgn) som dannes ved henfall, og etter 30 dager med inn-groing er det gammaspektrometriske måling av radon henfallsprodukt som brukes som mål på ^{226}Ra . I tillegg til en stor prøvebeholder, ble det for hver tørket prøve også fylt en mindre standard prøvebeholder (W1) som er tilpasset måling av ^{210}Pb . Til denne korrigeringen brukes en lokal kilde som plasseres over prøven (Cutshall, et al. 1983). I tillegg til tørking var tre prøver store nok til å foraskes. Forasking ble gjort ved temperaturer fra 200 - 450 grader C i totalt 30 timer, der de siste 14 timene er varmest, før tilsvarende preparering og analyse som etter tørking (for disse presenteres ikke resultatet fra de tørkede prøvene). For den antarktiske prøven ble det i tillegg tatt ut 2 gram materiale i tørr-vekt per prøve for radiokjemisk analyse av ^{210}Po .

3.3 Radiokjemiske og gamma spektrometriske analyser

Høyoppløselige gamma spektrometriske analyser (HPGe) er en rask og nøyaktig metode for å analysere gamma emitterende radionuklider. HPGe detektorene som ble benyttet i dette prosjektet er plassert i et lav-bakgrunns laboratorium for å redusere bidrag fra ekstern stråling, og dermed oppnå så lave

deteksjonsgrenser som mulig. Detektorene har relative effektiviteter på 23 % til 50 % og dekker energi-intervallet fra ca. 20 keV til 3000 keV. Alle detektorene blir regelmessig kontrollert med en sporbar kilde, for å kontrollere at effektiviteten ikke endrer seg. Standard måletid for prøvene var minst to dager eller lenger nok til å registrere et tilstrekkelig antall tellinger i hver del av spekteret hvor de analyserte radionuklidene har sin respektive full-energi-topper. Usikkerhetene i analysene inkluderer usikkerhetene fra både telle-statistikken, kalibreringen og prøve-preparering / geometri, og er normalt mellom fem og tjue prosent. Telle-effektivitet ble beregnet ut ifra matematiske kalibreringsmetoder og for hvert resultat ble standard måle-usikkerhet regnet ut i henhold til GUM standard. Ved utregning av aktivitetskonsentrasjonene ble det for hver type radionuklide korrigeret for henfall, og referansetidspunktet er satt lik prøvetakingsdato.

Radiokjemisk analyse av ^{210}Po i prøvene ble gjort ved hjelp av en tracer metode (Chen, et al. 2001) basert på alfamålinger med 34 mBq av ^{209}Po som tracer i henhold til Statens Strålevernets SOP 14: «Bestemmelse av ^{210}Po og ^{210}Pb i reker, blåskjell og fisk». All alfaanalyse foregikk på PIPS detektorer og bidraget ^{210}Po fra ^{210}Pb ble antatt som ubetydelig.

4 Resultater

Nivåene av målte naturlige og antropogene radionuklider for prøvene av krill fra Antarktis og Barentshavet er presentert i tabell 1. Prøven fra Barentshavet ble ikke forasket og på grunn av lite prøvemateriale er flere måleresultater fra denne under deteksjonsgrensa. Det er derfor ikke mulig å skille nivåene i prøven fra Barentshavet med nivåene i prøven fra Antarktis, som generelt er lave, med unntak av for ^{226}Ra . Dette er en relativt normal verdi, men sammenlignet med antarktisk dypvann (Ku and Lin 1976), tilsvarer aktivitetskonsentrasjonen i våt vekt (0.83 Bq/kg) en oppkonsentrering på 232 ganger, noe som er i øvre sjikt for oppkonsentrering til krepsdyr (Meinhold and Hamilton 1992). Til sammenligning er målingene av ^{228}Ra under deteksjonsgrensen, som er svært lav, noe som reflekterer en kortere halveringstid og lave nivåer i sjøvannet her (Hanfland 2002).

Tabell 1; Aktivitetskonsentrasjon og måleusikkerhet for et utvalg naturlige og antropogene radionuklider i krill fra Antarktis og Barentshavet (DL = deteksjonsgrensen). Usikkerhet på 2 standardavvik.

	<u>Nuklide</u>	<u>Aktivitetskonsentrasjon</u> Bq/kg tørrvekt	<u>Usikkerhet</u> Prosent	<u>Tørrvekt</u> Gram
<u>Antarktis</u>				
Krill	^{210}Po	70	9	2 ^a
Krill ¹	^{210}Pb	8.2	14	108 ^a
Krill ¹	^{40}K	280	6	344 ^a
Krill ¹	^{228}Ra	<0.27 (DL)		344 ^a
Krill ¹	^{226}Ra	4.7	4	344 ^a
Krill ¹	^{137}Cs	0.5	10	344 ^a
Krill ¹	^{134}Cs	<0.05 (DL)		344 ^a

	<u>Nuklide</u>	<u>Aktivitetskonsentrasjon</u> Bq/kg tørrvekt	<u>Usikkerhet</u> Prosent	<u>Tørrvekt</u> Gram
<u>Barentshavet</u>				
Krill	²¹⁰ Pb	<7.1 (DL)		25.9 ^b
Krill	⁴⁰ K	433	10	27.6 ^b
Krill	²²⁸ Ra	<4.0 (DL)		27.6 ^b
Krill	²²⁶ Ra	<2.2 (DL)		27.6 ^b
Krill	¹³⁷ Cs	<0.9 (DL)		27.6 ^b
Krill	¹³⁴ Cs	<0.9 (DL)		27.6 ^b

^a Forholdet våtvekt / tørrvekt enten 5.570^a eller 5.760^b

¹ Prøvens aktivitetskonsentrasjon per tørrvekt er regnet ut fra forholdet tørrvekt / askevekt = 5.102

Mengden ¹³⁴Cs i vår antarktiske prøve er under deteksjonsgrensen på 0.05 Bq/kg tørrvekt, og dermed er det ingen indikasjon på lokale eller nylige utslipp fra kjernefysisk anlegg. Enkelte undersøkelser av krill fra Antarktis har oppgitt målinger av ¹³⁷Cs under deteksjonsgrenser av variabel størrelse (Marzano, et al. 2000; Sobiech-Matura, et al. 2014). Vår måling fra Antarktis påviser ¹³⁷Cs men viser halve verdien av en annen måling av krill fra Antarktis i 1988 (Persson, et al. 2015). Prøver av krill fra vestre Barentshavet og Norskehavet har vist ¹³⁷Cs verdier fra under deteksjonsgrensen til 0.03 (SD=0.01) Bq/kg våt vekt (Heldal, et al. 2003), noe som tilsvarer en tredjedel av vår prøve fra Antarktis. Sammenlignet med verdier fra Persson et al. fra 1988 (2015) er vår verdi for ²¹⁰Pb fire ganger så høy mens nivået ²¹⁰Po er likt. Generelt minsker mengden ²¹⁰Pb og ²¹⁰Po som avsettes fra atmosfæren fra ekvator og sørover mot Antarktis (Persson, et al. 2015), og krill mellom 62 og 65 sørlige breddegrad viser noe mer ²¹⁰Po og ²¹⁰Pb (Cherry, et al. 1987).

Tabell 2; Aktivitetskonsentrasjon og måleusikkerhet for et utvalg naturlige og antropogene radionuklider i hoppekreps fra Barentshavet (DL = deteksjonsgrensen).

	<u>Nuklide</u>	<u>Aktivitetskonsentrasjon</u> Bq/kg tørrvekt	<u>Usikkerhet</u> Prosent	<u>Tørrvekt</u> Gram
<u>Sentralt</u>				
Calanus ²	²¹⁰ Pb	4.5	20	138.0 ^a
Calanus ²	⁴⁰ K	260	6	315.4 ^a
Calanus ²	²²⁸ Ra	0.69	10	315.4 ^a
Calanus ²	²²⁶ Ra	0.4	26	315.4 ^a
Calanus ²	¹³⁷ Cs	1.8	8	315.4
Calanus ²	¹³⁴ Cs	<0.11 (DL)		315.4 ^a
<u>Bjørnøya</u>				
Calanus	²¹⁰ Pb	4.4	64	24.8 ^b
Calanus	⁴⁰ K	270	6	80.3 ^b
Calanus	²²⁸ Ra	<1.7 (DL)		80.3 ^b

	<u>Nuklide</u>	<u>Aktivitetskonsentrasjon</u> Bq/kg tørrvekt	<u>Usikkerhet</u> Prosent	<u>Tørrvekt</u> Gram
Calanus	²²⁶ Ra	<1.0 (DL)		80.3 ^b
Calanus	¹³⁷ Cs	<0.4 (DL)		80.3 ^b
Calanus	¹³⁴ Cs	<0.4 (DL)		80.3 ^b
Finnmarkskysten				
Calanus ³	²¹⁰ Pb	6.5	16	115.5 ^c
Calanus ³	⁴⁰ K	290	10	115.5 ^c
Calanus ³	²²⁸ Ra	1.18	35	115.5 ^c
Calanus ³	²²⁶ Ra	0.5	62	115.5 ^c
Calanus ³	¹³⁷ Cs	2.1	12	115.5 ^c
Calanus ³	¹³⁴ Cs	<0.07 (DL)		115.5 ^c

Forhold våtvekt / tørrvekt på henholdsvis 6.108^a, 5.408^b og 5.914^c

Aktivitetskonsentrasjon per tørrvekt er regnet ut fra forhold tørrvekt / askevekt på 6.275² og 6.424³

For prøvene med hoppekreps fra Barentshavet er nivåene av målte naturlige og antropogene radionuklider presentert i tabell 2. Nivåene av ²¹⁰Pb er omtrent like nivåene i krill. Prøven fra vestsiden av Bjørnøya var ikke stor nok til å foraskes men de lave deteksjonsgrensene tyder på svært lave verdier. Til sammenligning viser prøvene fra Finnmarkskysten og det sentrale Barentshavet nøyaktige målinger av ¹³⁷Cs som er minst fire ganger så høye, noe som antagelig gjenspeiler en større andel vann fra Atlanterhavet og Norskestrømmen med radionuklider fra Sellafield og Tsjernobyl enn vest for Bjørnøya hvor det ofte er mer vann fra Arktis. Tidligere målinger av hoppekreps fra Barentshavet har vist verdier av ¹³⁷Cs under deteksjonsgrensen (Heldal, et al. 2003). Samtlige målinger av ¹³⁴Cs er under temmelig lave deteksjonsnivåer og det er ingen indikasjoner på lokale eller nylige utslipp. Nivået av ²²⁶Ra i hoppekreps fra Barentshavet er under en femtedel av nivået i krill fra Antarktis. Den lavere konsentrasjonen for krill fra Barentshavet reflekterer nivået av ²²⁶Ra i Barentshavet (Gwynn, et al. 2012), som er halvparten av nivået i mye av den sirkumpolare antarktiske strømmen (Ku and Lin 1976). Det enda lavere nivået i hoppekreps kan skyldes en lavere grad av oppkonsentrering enn hos krill. Nivået av ²²⁸Ra er også lavt og den noe høyere verdien fra Finnmarkskysten sammenlignet med det sentrale Barentshavet er ikke overraskende med tanke på andelen vann i kyststrømmen som stammer fra nylig avrenning. Dette gjenspeiles også i forholdet ²²⁶Ra / ²²⁸Ra.

5 Konklusjon

Vi har funnet generelt normale til lave aktivitetskonsentrasjoner av de viktigste naturlige radionuklidene ²²⁸Ra, ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb og ²¹⁰Po i hoppekreps og krill i Antarktis og Arktis (Barentshavet). Det samme gjelder for de antropogene radionuklidene, hvor nivåene er svært lave i Antarktis og lave i Barentshavet. Målbareheten til prøvene er avhengig av mengde prøvemateriale og økte som forventet betydelig ved forasking av prøvene. Konsentrasjonene av ¹³⁴Cs, under våre svært lave deteksjonsgrenser, viser at innsamlet biota ikke er påvirket av eventuelle nylige eller lokale utslipp fra kjernefysiske anlegg.

Kildehenvisninger

- Bojanowski R. 1988. Inventory of radium isotopes in the oceans. In. IAEA. TECDOC-481: INIS 20. p. 159-181.
- Chen Q, Aarkrog A, Nielsen S, Dahlgaard H, Lind B, Kolstad AK, Yu Y. 2001. Procedures for Determination of ^{239,240}Pu, ²⁴¹Am, ²³⁷Np, ²³⁴, ²³⁸U, ²²⁸, ²³⁰, ²³²Th, ⁹⁹Tc and ²¹⁰Pb-²¹⁰Po in Environmental Materials. In. Report Risø-R-1263(EN). Risø, Roskilde, Dk.
- Cherry MI, Cherry RD, Heyraud M 1987. Polonium-210 and lead-210 in Antarctic marine biota and sea water. *Marine Biology* 96: 441-449. doi: 10.1007/BF00412529
- Cherry RD, Heyraud M. 1988. Lead-210 and polonium-210 in the world's oceans. In. IAEA. TECDOC-481: INIS 20. p. 139-158.
- Cutshall NH, Larsen IL, Olsen CR 1983. Direct analysis of ²¹⁰Pb in sediment samples: Self-absorption corrections. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research* 206: 309-312.
- Dunavant JD, Chehata M, Morris WJ, Fairchild GR, Blake PK. 2013. Upper-bound radiation dose assessment for military personel at McMurdo Station, Antarctica, between 1962 and 1979. In. Technical report 01-06-2013. Fort Belvoir, US: US Defense Threat Reduction Agency and USSTRATCOM Center.
- Fowler SW 2011. ²¹⁰Po in the marine environment with emphasis on its behaviour within the biosphere. *Journal of Environmental Radioactivity* 102: 448-461. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.10.008>
- Gillian MS, Scott WF, Jean-Louis TÂ, Olivier C, Cochran JK, Nicholas SF 2005. Contrasting transfer of polonium-210 and lead-210 across three trophic levels in marine plankton. *Marine Ecology Progress Series* 290: 27-33.
- Gwynn JP, Heldal HE, Gäfvert T, Blinova O, Eriksson M, Sværen I, Brungot AL, Strålberg E, Møller B, Rudjord AL 2012. Radiological status of the marine environment in the Barents Sea. *Journal of Environmental Radioactivity* 113: 155-162. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.06.003>
- Hanfland C. 2002. Radium-226 and radium-228 in the Atlantic sector of the Southern Ocean. In. *Ber. Polarforsch. Meeresforsch.* 431.
- Heldal HE, Foyn L, Varskog P 2003. Bioaccumulation of ¹³⁷Cs in pelagic food webs in the Norwegian and Barents Seas. *J Environ Radioact* 65: 177-185.
- Heldal HE, Stupakoff I, Fisher NS 2001. Bioaccumulation of ¹³⁷Cs and ⁵⁷Co by five marine phytoplankton species. *J Environ Radioact* 57: 231-236.
- Hosseini A, Brown JE, Gwynn JP, Dowdall M 2012. Review of research on impacts to biota of discharges of naturally occurring radionuclides in produced water to the marine environment. *Sci Total Environ* 438: 325-333. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.08.047
- International Atomic Energy Agency IAEA. 2005. Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS): Radionuclide levels in oceans and seas. Final report of a coordinated research project. In. IAEA. TECDOC-1429: INIS 36. p. 1-194.
- Krafft BA, Skaret G, Krag LA, Rustand T, Pedersen R. 2016. Antarctic krill and ecosystem monitoring survey at South Orkney Islands in 2016. Institute of Marine Research Report No. 20, 22pp.
- Krafft BA, Melle W, Knutsen T, Bagøien E, Broms C, Ellertsen B, Siegel V. 2010. Distribution and demography of Antarctic krill in the Southeast Atlantic sector of the Southern Ocean during the austral summer 2008. *Polar Biology* 33:957-968
- Ku T-L, Lin M-C 1976. ²²⁶Ra distribution in the Antarctic Ocean. *Earth and Planetary Science Letters* 32: 236-248. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0012-821X\(76\)90064-9](http://dx.doi.org/10.1016/0012-821X(76)90064-9)
- Kumamoto Y, Aoyama M, Hamajima Y, Nishino S, Murata A, Kikuchi T 2016. Meridional distribution of Fukushima-derived radiocesium in surface seawater along a trans-Pacific line from the Arctic to Antarctic Oceans in summer 2012. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 307: 1703-1710. doi: 10.1007/s10967-015-4439-0
- Livingston HD, Povinec PP 2000. Anthropogenic marine radioactivity. *Ocean & Coastal Management* 43: 689-712. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0964-5691\(00\)00054-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0964-5691(00)00054-5)
- Marshall E 1980. Navy Lab Concludes the Vela Saw a Bomb. *Science* 209: 996.
- Marzano FN, Fiori F, Jia G, Chiantore M 2000. Anthropogenic radionuclides bioaccumulation in Antarctic marine fauna and its ecological relevance. *Polar Biology* 23: 753-758. doi: 10.1007/s003000000148
- Meinhold AF, Hamilton LD editors. Sponsor Org.: USDOE, Washington, DC (United States). International produced water symposium. 1992 1991-12-31: San Diego, US.
- Muldoon RP 1980. McMurdo Station reactor site released for unrestricted use. *Antarctic journal of the United States National Science Foundation* XV.

-
- Pentreath RJ. 1985. General review of literature relevant to coastal water discharges. In. IAEA. TECDOC-329: INIS 16. p. 17-66.
- Persson BR, Holm E, Roos P, Roos B, Carlsson KÅ 2015. Radioactivity exploration from the Arctic to the Antarctic. Part3. The SWEDARP expedition Oct 1988 - April 1989. *Acta Scientarium Lundensia* 04: 1-17.
- Pourchet M, Magand O, Frezzotti M, Ekaykin A, Winther JG 2003. Radionuclides deposition over Antarctica. *Journal of Environmental Radioactivity* 68: 137-158. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0265-931X\(03\)00055-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0265-931X(03)00055-9)
- Sakshaug E, Bjørge A, Gulliksen B, Loeng H, Mehlum F 1994. Structure, biomass distribution, and energetics of the pelagic ecosystem in the Barents Sea: A synopsis. *Polar Biology* 14: 405-411. doi: 10.1007/bf00240261
- Shimmield GB, Ritchie GD, Fileman TW 1995. The impact of marginal ice zone processes on the distribution of ²¹⁰Pb, ²¹⁰Po and ²³⁴Th and implications for new production in the Bellingshausen Sea, Antarctica. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 42: 1313-1335. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0967-0645\(95\)00071-W](http://dx.doi.org/10.1016/0967-0645(95)00071-W)
- Sobiech-Matura K, Mietelsk JW, Olech MA. 2014. Pre-Fukushima levels of artificial radionuclides activities in maritime samples from King George Island (South Shetlands, Antarctica). In. IAEA. ICRER-14-P-096: INIS 46. p. 17-66.
- Strass VH, C. NGA, Pollard RT, Fischer HI, Hense I, Allen JT, Read JF, Leach H, Smetacek V 2002. Mesoscale frontal dynamics: shaping the environment of primary production in the Antarctic Circumpolar Current. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 49: 3735-3769. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0645\(02\)00109-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0645(02)00109-1)
- Strålberg E, Varskog ATS, Raaum A, Varskog P. 2003. Naturally occurring radionuclides in the marine environment - an overview of current knowledge with emphasis on the North sea area. In: Per Varskog NDA, editor. ND/E-19/03. Kjeller, Norway: Norse Decom AS. p. 57.
- Wassmann P, Reigstad M, Haug T, Rudels B, Carroll ML, Hop H, Gabrielsen GW, Falk-Petersen S, Denisenko SG, Arashkevich E, Slagstad D, Pavlova O 2006. Food webs and carbon flux in the Barents Sea. *Progress in Oceanography* 71: 232-287. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2006.10.003>
- Woodhead DS. 1997. The behaviour of radionuclides discharged from Sellafield in UK coastal waters. In. IAEA. TCS-7: INIS 32. p. 195-235.



Statens strålevern
Norwegian Radiation Protection Authority