

# Radioaktive Abfälle im Nordostatlantik

Radioactive Waste in the North-East Atlantic Ocean

## Schriften

Marc-Oliver Aust (Thünen-Institut für Fischereiökologie)

Jürgen Herrmann (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie)

Christopher Strobl (Bundesamt für Strahlenschutz)



Bundesamt für Strahlenschutz

**BfS-SCHR-65/19**

Bitte beziehen Sie sich beim Zitieren dieses Dokuments immer auf folgende URN:

**urn:nbn:de:0221-2019061718601**

Zur Beachtung:

BfS-Berichte und BfS-Schriften können von den Internetseiten des Bundesamtes für Strahlenschutz unter <http://www.bfs.de> kostenlos als Volltexte heruntergeladen werden.

**Salzgitter, Juni 2019**

# **Radioaktive Abfälle im Nordostatlantik**

**Radioactive Waste in the North-East Atlantic Ocean**

**Schriften**

**Marc-Oliver Aust** (Thünen-Institut für Fischereiökologie)

**Jürgen Herrmann** (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie)

**Christopher Strobl** (Bundesamt für Strahlenschutz)



# Radioaktive Abfälle im Nordostatlantik

---

von M.-O. Aust<sup>1</sup>, J. Herrmann<sup>2</sup> und C. Strobl<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Thünen-Institut für Fischereiökologie, Bremerhaven

<sup>2</sup>Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg

<sup>3</sup>Bundesamt für Strahlenschutz, Neuherberg

## Vorwort

Im vorliegenden Bericht wird die Entsorgung radioaktiver Abfälle im Nordostatlantik für eine breitere Öffentlichkeit beschrieben. Die Grundlage dazu wurden auf der Sitzung des Ausschusses „Radioaktive Stoffe“ (Radioactive Substance Committee, RSC) der OSPAR (Oslo-Paris-Konvention zum Schutz der Umwelt des Nordostatlantiks) mit den Dokumenten und Beschlüssen RSC 13/13/1, 5.7–5.10 von 2013 sowie durch frühere RSC-Schriften (RSC 12/5/4 und RSC 10/4/3) gelegt. Grundsätzlich sind die Themen „Versenkung radioaktiver Abfälle in der Meeresumwelt“ sowie „Im Meer verlorengegangene radioaktive Stoffe“ Gegenstand verschiedener Fachpublikationen, die im Laufe der Jahre von der Internationalen Atomenergiebehörde (IAEA; TECDOCs 588, 1105, 1242 sowie zuletzt 1776) veröffentlicht wurden.

Der vorliegende Text ist als Information für die Öffentlichkeit gedacht. Der Leser benötigt keinen wissenschaftlichen Hintergrund; ein grundlegendes Verständnis der Naturwissenschaften und der verschiedenen Strahlenarten wird jedoch vorausgesetzt.

## Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht gibt

- einen historischen Überblick über die Entsorgung schwach radioaktiver Abfälle (d.h. Abfälle, die einen niedrigen Gehalt an radioaktiven Stoffen aufweisen und daher bei Handhabung oder Transport keiner speziellen Abschirmung bedürfen) im Nordostatlantik; und
- Aufschluss darüber, ob die damalige Entsorgung schwach radioaktiver Abfälle in der Tiefsee die Gesundheit des Menschen oder die Meeresumwelt schädigen kann.

Wenige Jahre nachdem einige europäische Länder in den 40er und 50er Jahren des vergangenen Jahrhunderts unter staatlicher Überwachung mit der Entsorgung schwach

radioaktiver Stoffe im Meer begonnen hatten, wurde ein international kontrolliertes Verfahren unter der Schirmherrschaft der Kernenergie-Agentur (NEA, Nuclear Energy Agency) der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD, Organisation for Economic Cooperation and Development) eingeführt. Im Jahr 1967 fand ein Test-Versenkungsverfahren unter Aufsicht der NEA statt. Damals galt es als bedeutender Fortschritt, dass für Abfallbehälter, die für den sicheren Umgang und Transport von verschiedenen Arten von radioaktivem Abfall bestimmt waren, Vorschriften erlassen wurden. Nach eingehenden wissenschaftlichen Untersuchungen wurde ein Gebiet in der äußeren Biskaya in annähernd 4000 m Tiefe zum Hauptversenkungsgebiet bestimmt, weil dieses sowohl wissenschaftlich als auch ökonomisch für die sichere Entsorgung von radioaktivem Abfall geeignet erschien. Diesen in großer Tiefe abzulagern hielt man für einen bedeutenden Fortschritt gegenüber der vorherigen Praxis, die in manchen Fällen dazu geführt hatte, dass Abfälle in Flachwassergebieten des Europäischen Kontinentalschelfs, d.h. in Wassertiefen geringer als 200 m, entsorgt wurden. Die Auslegung der Behälter zielte zu keinem Zeitpunkt darauf ab, ein Entweichen von Radionukliden in die Umgebung dauerhaft zu verhindern, vielmehr war eine allmähliche Freisetzung nach einer Verweilzeit von einigen Jahren im Sinne des Zerfalls kurzlebiger Bestandteile durchaus Teil des Konzepts. Nachdem der Regelungsrahmen für die Versenkungsmaßnahmen gegeben war, entsorgten einige europäische Länder beträchtliche Mengen schwach radioaktiver Abfälle an diesen und anderen Tiefseegebieten über einen Zeitraum von etwa 15 Jahren. Insgesamt wurden etwa 42 PBq<sup>1</sup> radioaktiver Stoffe im Nordostatlantik entsorgt. Die genaue Isotopenzusammensetzung der Abfälle wurde nicht dokumentiert, weil dies damals für zu aufwändig gehalten wurde; stattdessen wurden die Mengen abgeschätzt oder aus Massenbilanzen errechnet. Es wird jedoch angenommen, dass Tritium (<sup>3</sup>H), welches als radiologisch unbedeutendes Radionuklid gilt, mit 33 % den höchsten Anteil an dem Abfall hat. Außer Tritium waren Beta- und Gammastrahler mit physikalischen Halbwertszeiten von einigen Jahren bis zu einigen Jahrzehnten Hauptbestandteile. Alphastrahlern wurde ein Anteil von etwa 2 % des Abfalls zugesprochen.

Die Entsorgung wurde von einem umfangreichen Forschungsprogramm unter dem Titel "Coordinated Research and Environmental Surveillance Programme related to the sea disposal of radioactive waste (CRESP)" (koordiniertes Forschungs- und Umweltüberwachungsprogramm für die Versenkung radioaktiver Abfälle im Meer) begleitet, um die Auswirkungen der Entsorgung auf die menschliche Gesundheit und die Meeresumwelt abzuschätzen. Das Programm umfasste die regelmäßige radiologische Überwachung der Versenkungsgebiete sowie geologische, hydrologische, chemische und biologische Gesichtspunkte. Es wurde über die Einstellung der Versenkung im Jahr 1983 hinaus noch einige Jahre fortgeführt und mit

---

<sup>1</sup> Das Becquerel (Bq) ist die abgeleitete SI-Einheit der Radioaktivität. Ein Bq bezieht sich auf einen Zerfall pro Sekunde; das Präfix Peta bedeutet 10<sup>15</sup>.

einem Abschlussbericht im Jahr 1995 beendet. Im Rahmen von CRESP konnten keine schädlichen Auswirkungen dieser Form der Endlagerung nachgewiesen werden, da die errechneten Strahlendosen für die allgemeine Bevölkerung in der Größenordnung von Nanosievert pro Jahr lagen [zum Vergleich: die typische Strahlenexposition des Menschen durch natürliche Strahlung ist in einer Größenordnung von einem Millionenfachen dieses Wertes]. Daher wurde die Fortführung des Überwachungsprogramms über das Jahr 1995 hinaus für unnötig und unwirtschaftlich gehalten. Es wurde jedoch festgelegt, dass die Herkunftsländer für die entsorgten Materialien dauerhaft verantwortlich bleiben.

## Einführung

Am Anfang ihrer Entwicklung galt die Kerntechnik als Quelle schnellen Fortschritts und beschleunigter wirtschaftlicher Weiterentwicklung zum Nutzen der Menschheit. So bot sie ab der frühen Mitte des 20. Jahrhunderts neue und revolutionäre Möglichkeiten für zivile, militärische und medizinische Anwendungen. Der Weiterentwicklung und Anwendung der Kerntechnik wird auch heute noch in vielen Ländern eine Schlüsselfunktion zugeschrieben, wenn es darum geht, das Wohl der Nation zu vermehren. Um die Leistungsfähigkeit und das Potential der Kerntechnik wusste man auch damals schon, dennoch blieb die Entsorgung radioaktiver Abfälle seinerzeit hinter den heute anerkannten Maßstäben zurück.

So war es Mitte der 1940er Jahre bis 1982 durchaus üblich schwach radioaktive Abfälle im Meer in Behältern zu versenken, die mit der Zeit zerfallen und damit eine allmähliche Freisetzung der radioaktiven Stoffe in das Meer bewirken. Die allmähliche Freisetzung in Kombination mit der großräumigen Verteilung der radioaktiven Stoffe, die durch die ständige Meeresbewegung bewirkt wird, galt als sicherer Entsorgungsweg und war daher eine weltweit anerkannte Praxis. Dieses änderte sich, nachdem die Methodik in der öffentlichen Meinung als Verschmutzung der Meeresumwelt betrachtet wurde.

Der vorliegende Bericht beschreibt die Geschichte und die aktuelle Lage in Bezug auf die Versenkung radioaktiver Abfälle in der Tiefsee innerhalb der OSPAR-Region. Endlagerungsstätten in den Flachgewässern der europäischen Küstengebiete, die unter der Überwachung durch die jeweiligen Küstenstaaten stehen, sind nicht Gegenstand dieses Berichts.

## Natürlich vorkommende radioaktive Stoffe im Meer<sup>1</sup>

Radioaktive Stoffe sind ein natürlicher Bestandteil der Umwelt, also selbstverständlich auch der Meeresumwelt. Aufgrund ihrer guten Löslichkeit werden diese Stoffe auch heutzutage im Rahmen natürlicher Prozesse durch Flüsse ins Meer transportiert. Darunter finden sich Uran-, Thorium- und Kalium-Isotope, die noch aus der Zeit der Erdentstehung stammen. Ihre

---

<sup>1</sup> Dieser Abschnitt beruht auf: (HELCOM 2009)

Halbwertszeiten sind mit dem Alter der Erde vergleichbar, also in einer Größenordnung von Milliarden von Jahren.

Die langlebigen  $^{235}\text{U}$ -,  $^{238}\text{U}$ - und  $^{232}\text{Th}$ - Isotope werden durch radioaktiven Zerfall in eine Reihe von Zerfallsprodukten umgewandelt, die ihrerseits ebenfalls radioaktiv sind und damit die Anzahl radioaktiver Stoffe in der Umwelt erhöhen. Beispiele sind  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  und  $^{210}\text{Po}$ , mit Halbwertszeiten von 1.600 Jahren, 22 Jahren bzw. 140 Tagen. Zusätzlich kommt es durch die Wechselwirkung kosmischer Strahlung mit der Erdatmosphäre in geringerem Ausmaß zur Bildung von Radionukliden wie Tritium ( $^3\text{H}$ ) und Kohlenstoff-14 ( $^{14}\text{C}$ ), deren Halbwertszeiten 12 Jahre bzw. 5.700 Jahre betragen.

Daher enthält ein Kubikmeter Meereswasser typischerweise 1.000 Bq  $^3\text{H}$ , 4 Bq  $^{14}\text{C}$ , 40 Bq  $^{238}\text{U}$ , 4 Bq  $^{226}\text{Ra}$ , 4 Bq  $^{210}\text{Pb}$ , 4 Bq  $^{210}\text{Po}$  und 12.000 Bq  $^{40}\text{K}$  (National Academy of Sciences, 1971). Die Folge ist ein beträchtlicher Bestand an natürlichen radioaktiven Stoffen im Weltmeer in Höhe von annähernd 15 Millionen PBq (DWK, 1980), von dem jedoch keine negative Auswirkung auf die menschliche Gesundheit oder die Meeresumwelt bekannt ist.

### Quellen zivilisatorisch bedingter radioaktiver Stoffe im Meer<sup>1</sup>

Im Zuge der Entwicklung und Anwendung der Kernenergie zu militärischen und friedlichen Zwecken sowie medizinischer und wissenschaftlicher Tätigkeiten wurde eine Anzahl zivilisatorisch bedingter radioaktiver Stoffe erzeugt. So führten Kernwaffenexplosionen in der Atmosphäre zu erheblichen Freisetzungen radioaktive Stoffe in die Umwelt. Im Gegensatz dazu haben unterirdische Kernwaffenexplosionen geringe oder keine Freisetzungen in die Umwelt zur Folge. Auch im Routinebetrieb von Kernkraftwerken kommt es zu kontrollierten Ableitungen geringer Mengen radioaktiver Stoffe, andererseits können Unfälle in Kernkraftwerken beträchtliche Freisetzungen von Radioaktivität in die Umgebung – etwa in der Größenordnung von PBq – verursachen. Insbesondere den Radionukliden  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$ , die beide durch Kernspaltung entstehen, wird bei großen Freisetzungen eine potentiell schädliche Wirkung für die menschliche Gesundheit und Umwelt beigemessen. Diese Radioisotope haben jeweils Halbwertszeiten von etwa 30 Jahren; d.h. wenn sie in die Umwelt gelangen, verbleiben sie dort für ca. 300 Jahre. Ferner werden  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  problemlos durch die Nahrungsmittelketten transportiert, denn Strontium und Cäsium können aufgrund ihrer chemischen Ähnlichkeiten mit Calcium bzw. Kalium eine Kontamination von Nahrungsmitteln und damit eine Strahlenbelastung des Menschen durch Aufnahme radioaktiver Stoffe in den Körper verursachen. Andere zivilisatorisch bedingte Radionuklide von potentieller Bedeutung sind  $^{239}\text{Pu}$  und  $^{241}\text{Am}$ , mit Halbwertszeiten von 24.000 Jahren bzw. 432 Jahren.

Für das Vorkommen zivilisatorisch bedingter radioaktiver Stoffe im Meer gibt es im Wesentlichen drei Ursachen, die hier entsprechend ihrer relativen Bedeutung für die

---

<sup>1</sup> Dieser Abschnitt beruht auf: (HELCOM, 2009)



Kontamination der Meeresumgebung aufgeführt werden. Die erste und bei weitem bedeutendste besteht in den Kernwaffentests, die - hauptsächlich in den 1950er und 1960er Jahren - in der Atmosphäre durchgeführt wurden.

Eine zweite Ursache innerhalb der OSPAR-Region ist der Betrieb von Wiederaufarbeitungsanlagen für abgebrannte Brennelemente von Kernkraftwerken; die beiden Europäischen Wiederaufbereitungsanlagen befinden sich im Vereinigten Königreich und in Frankreich. Die Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente ist Bestandteil des Kernbrennstoff-Kreislaufs, wobei ungenutztes Plutonium und Uran extrahiert werden, um im Sinne einer potentiellen Wiederverwendung dem Kernbrennstoffkreislauf wieder zugeführt zu werden. Der Hintergrund ist, dass der nukleare Brennstoff in einem Kernreaktor schnell abgebrannt ist, also unbrauchbar wird, obwohl lediglich ein geringer Anteil verbraucht ist. Die Wiederaufarbeitung bietet daher eine Möglichkeit, wertvolle Ressourcen wiederzuverwerten, da die Menge an Uranerz, die ökonomisch mit bergbaulichen Maßnahmen erschlossen werden kann, begrenzt ist. Im Rahmen der Wiederaufarbeitung werden Abfallprodukte, namentlich Spalt- und Aktivierungsprodukte des nuklearen Prozesses im Reaktor, mittels physikalischer und chemischer Prozesse aus den verbrauchten Brennelementen abgetrennt. Diese Nebenprodukte bestehen aus einer Vielzahl künstlicher Radionuklide, die als Abfall betrachtet werden. Ein Großteil des hochradioaktiven Abfalls wird in Erwartung künftiger Management-Entscheidungen vor Ort gelagert. Jedoch werden relativ geringe Mengen radioaktiver Abfälle innerhalb zulässiger Grenzwerte überwiegend flüssig, aber zum Teil auch gasförmig in die Umwelt freigesetzt. In den ersten Jahrzehnten seit 1953 waren diese Freisetzungen erheblich größer als heute, d.h. in der Größenordnung von PBq pro Jahr, was zu einer großflächigen Verteilung künstlicher Radionuklide im Nordostatlantik führte, da die Radionuklide durch Meeresströmungen verfrachtet wurden. In der OSPAR-Region waren Sellafield (Vereinigtes Königreich) und La Hague (Frankreich) die größten Quellen für künstliche Radionuklide. Infolge zunehmend strengerer internationaler Strahlenschutznormen stieg der regulatorische Druck, was – gepaart mit verbesserten Rückhaltetechniken und Prozessabläufen sowie unter dem jüngsten Einfluss der OSPAR-Strategie bezüglich radioaktiver Stoffe – entscheidende Maßnahmen zur Reduktion der Ableitungen nach sich zog. Heute sind die Freisetzungen aus Wiederaufarbeitungsanlagen im Vergleich zu den 1970er Jahren nahezu vernachlässigbar.

Drittens gelangten durch die Unfälle in den Kernkraftwerken von Tschernobyl und Fukushima beträchtliche Mengen radioaktiver Stoffe in die Weltmeere. Der Unfall von Tschernobyl 1986 führte zu einer schweren Kontamination der Ostsee und des Schwarzen Meeres, der Unfall von Fukushima 2011 kontaminierte den Nordpazifik in vergleichsweise geringem Maße. Nach heutigem Wissen ist die Menge künstlicher Radioaktivität, die infolge des Unfalls von Fukushima (etwa 15 PBq) in den Pazifik gelangte, in der Größenordnung der durch den Unfall von Tschernobyl in die Meeresumgebung des Nordostatlantik freigesetzten Radioaktivität (etwa 18 PBq; Buessler, 2014 und Smith, 2015).

Das Inventar künstlicher Radionuklide in den Weltmeeren wird durch die drei vorgenannten Ursachen dominiert; die hauptsächlichen Beiträge leisten  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  und  $(^{239+240})\text{Pu}$  mit einer Gesamtaktivität von 560 PBq im Jahr 2000 (Aarkrog, 2003). Andere Ursachen, wie etwa versenkte Abfälle, gesunkene Atom-U-Boote oder verlorene Kernwaffen, gelten allgemein nur als potentielle Quellen, da es bisher in allen Fällen, in denen eine Überwachung durchgeführt wurde, keinen Nachweis für eine nennenswerte Kontamination gab.

## Gesunkene U-Boote

In der OSPAR-Region gibt es drei gesunkene U-Boote mit Kernmaterialbestand an Bord; alle sind ehemalige sowjetische Marineschiffe. Wie bereits vorher ausgeführt, werden diese gegenwärtig lediglich als potentielle Quellen betrachtet, weil es nahezu keine Indizien für einen Austritt radioaktiver Stoffe aus diesen Objekten gibt.

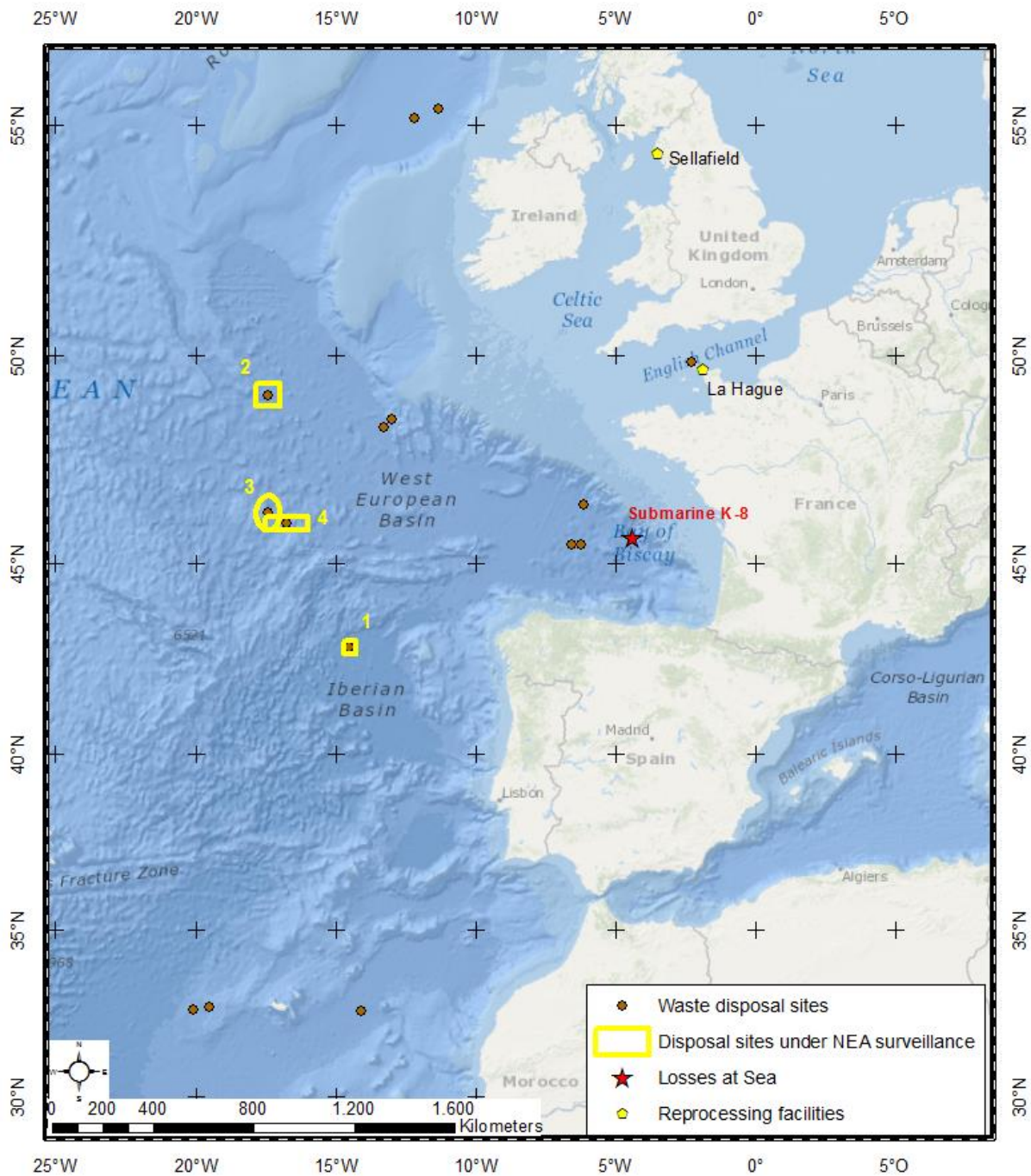
Die K-8 war ein nuklear betriebenes Angriffs-U-Boot, das 1959 vom Stapel gelaufen ist und 1970 während einer Durchquerung der Biskaya mit 52 Seeleuten und Offizieren verloren ging. Ursache war ein herkömmlicher Brand an Bord. Das Wrack liegt in einer Tiefe von etwa 4.500 m und enthielt eine Aktivität von annähernd 9,3 PBq in zwei Kernreaktoren und Nuklearsprengköpfen zum Zeitpunkt des Unfalls (Antonow et al., 1998). Eine Vor-Ort-Überwachung wurde vorliegenden Erkenntnissen zufolge nicht durchgeführt (IAEA, 2001).

Die K-278 (Komsomolets) war ein Versuchs-U-Boot mit einer Titan-Außenhülle, einem mit Flüssigmetall gekühlten Reaktor und Torpedos mit nuklearen Sprengköpfen. Es sank am 7. April 1989 im Europäischen Nordmeer, wobei 42 Seeleute und Offiziere nach einem Brand an Bord starben. Das U-Boot liegt mit einer Aktivität von annähernd 3,6 PBq in 1.685 m Tiefe (Antonow et al., 1998) und wird jährlich im Umweltüberwachungsprogramm Norwegens berücksichtigt. Bisher gab es keinen Nachweis für größere Freisetzungen radioaktiver Stoffe. (Skjerdal et al., 2015; IAEA, 2001).

Die K-159, ein nuklear angetriebenes Angriffs-U-Boot, ist 1963 vom Stapel gelaufen und wurde 1989 ausgemustert. Das U-Boot riss sich 30. August 2003, während es zu einer Schiffswerft in Poljarny überführt werden sollte, im schweren Sturm aus seinem Schleppverband los und sank, wobei insgesamt 9 Seeleute ums Leben kamen. Zu diesem Zeitpunkt waren beide Reaktoren noch mit abgebrannten Kernbrennstoffen beladen; die geschätzte Gesamtaktivität lag zwischen 3 PBq und 13 PBq (Gäfvvert et al., 2006). Das U-Boot sank in der Barentssee an der Mündung des Murmansk-Fjords auf annähernd 240 m Tiefe.

## **Geschichte der Versenkung radioaktiver Abfälle im Nordostatlantik**

Die Versenkung radioaktiver Abfälle seitens der Vereinigten Staaten von Amerika (USA) begann 1946 im Pazifik und 1949 im Atlantik nahe der eigenen Küste. Ebenfalls im Jahr 1949 leitete das Vereinigte Königreich (UK) die Entsorgung im Nordostatlantik sowie 1950 im Hurd Deep, einem relativ flachen Unterwassergraben (180 m) im westlichen Ärmelkanal (IAEA, 1999, 2015) in den territorialen Gewässern des Vereinigten Königreichs und damit im Verantwortungsbereich des UK, ein. Dieser Ort gehört nicht zur Tiefsee und ist daher nicht Gegenstand des vorliegenden Berichts; es ist jedoch erwähnenswert, dass die Ergebnisse der Überwachung von Hurd Deep im Rahmen der Jahresberichte "Radioactivity in Food and the Environment" („Radioaktivität in Nahrungsmitteln und Umwelt“) unter der Rubrik „Channel Isles“ erscheinen. Diese Berichte enthielten im Berichtszeitraum 1995 bis 2017 keinerlei Hinweis auf signifikant erhöhte Radioaktivitätswerte in marinen Nahrungsmitteln und der Meeresumwelt.



**Abb. 1:** Gebiete, in denen schwach radioaktive Abfälle von 1949 bis 1982 entsorgt wurden (Einzelheiten zu den Aktivitäten versenkter Radionuklide s. Tab. 1; Quellen: IAEA (1999; 2001; 2015))

Im Jahr 1965 begann die Kernenergie-Agentur der OECD (European Nuclear Energy Agency, ENEA) mit der Erforschung von Alternativen für eine sichere und ökonomisch umsetzbare Entsorgung radioaktiver Abfälle in der Tiefsee. Die beauftragte Expertengruppe ging von der Annahme aus, dass radioaktive Abfälle nur in begrenztem Maße von der Umwelt aufgenommen werden können, weshalb eine Versenkung auf 10.000 Ci (370 TBq) pro Jahr zu beschränken sei. In den Diskussionen wurde betont, dass diese Methode für die Beseitigung

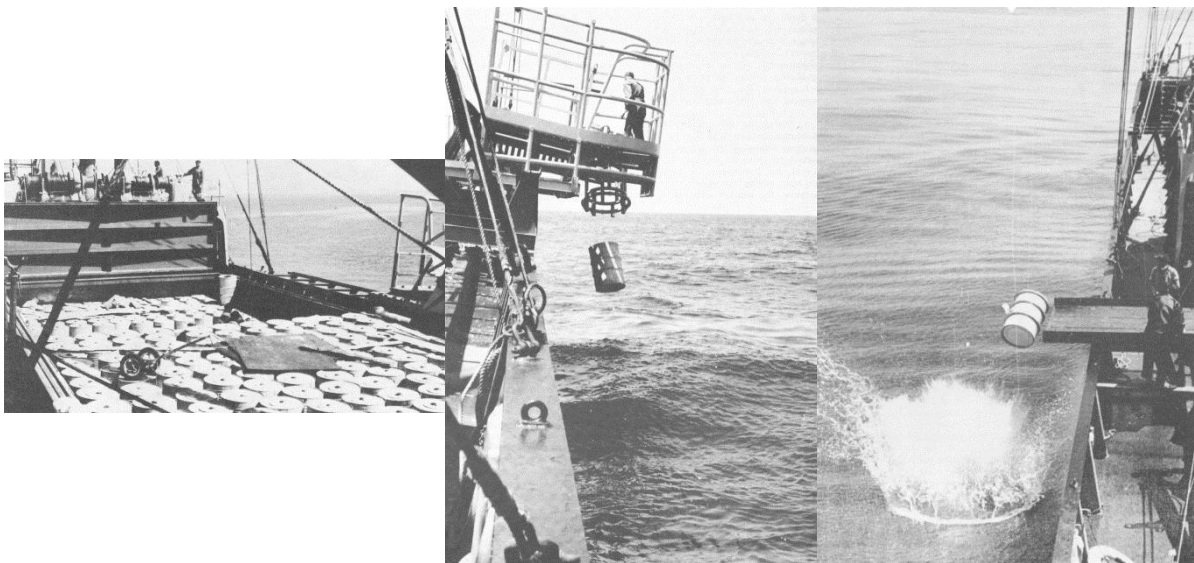
von Transuranen und langlebigen Radionukliden wie  $^{99}\text{Tc}$  und  $^{129}\text{I}$  ungeeignet sei. Ferner wurde angenommen, dass die Versenkung für Menschen und Meereslebewesen kein Risiko darstellt und im Vergleich zu anderen Verfahren ökonomisch umsetzbar ist, sofern die Entsorgungsstätte entsprechend den folgenden Kriterien ausgewählt wird (ENEA, 1968):

- Es darf kein Risiko einer gewollten oder ungewollten Bergung von Abfällen durch Verfahren wie Schleppnetzfisherei bestehen. Das Gebiet muss mindestens 2.000 m Tiefe und ausreichend Abstand zum Festlandssockel aufweisen.
- Das Gebiet muss frei von bekannten Unterwasserkabeln sein.
- Das Gebiet muss für die zweckdienliche Durchführung der Versenkungen geeignet sein und ist so zu wählen, dass unangemessene finanzielle Einbußen, die durch unnötig lange Fahrstrecken, durch die Wahrscheinlichkeit schlechter Witterungsbedingungen oder durch unverhältnismäßige Navigationsprobleme zustande kommen, vermieden werden.
- Die Möglichkeit, dass schnelle, abwärtsgehende Wasserströme durch erhöhte Dichte infolge großer Sedimentmengen verursacht werden (Trübestrome), sollte in Betracht gezogen werden.

In der Folge wurde ein Test-Versenkungsverfahren in der Tiefsee unter der Ägide der Kernenergie-Agentur (NEA) durchgeführt, an dem sich fünf Länder, darunter auch die Bundesrepublik Deutschland, beteiligten (NEA und OECD, 1996). Von 1968 an koordinierte die NEA die nationalen Entsorgungsverfahren, die damals jährlich in derselben Region durchgeführt wurden. An diesen regelmäßigen Versenkungen hat sich die Bundesrepublik nicht mehr beteiligt, stattdessen wurde aus Kostengründen die Entsorgung an Land bevorzugt. Die Verfahren wurden von wissenschaftlichen Forschungstätigkeiten begleitet, die von 1977 an durch OECD und NEA koordiniert wurden. Ziel des Forschungsprogramms war es, die Schlussfolgerung der internationalen Expertengruppe zu verifizieren, wonach die Versenkungen keinerlei Gefahr für Menschen oder Tiefseeorganismen darstellten, da dieser Schlussfolgerung lediglich grobe Abschätzungen zugrunde lagen. Darüber hinaus gewann mit der Zeit die Forderung nach einer Risikoabschätzung über einen längeren Zeitraum von 10.000 Jahren an Bedeutung. Dieses erforderte einen komplexen Modellierungsansatz und bessere Kenntnisse über das Verhalten von Radionukliden im Meer. Ferner formulierte die Internationale Atomenergiebehörde (International Atomic Energy Agency, IAEA) als zuständige Behörde die Definition von „für die Entsorgung im Meer ungeeigneten radioaktiven Abfällen“ (IAEA, 1974; 1978).

Bis zur Einstellung der Versenkungsverfahren im Nordostatlantik im Jahr 1982 wurden radioaktive Substanzen im Umfang von insgesamt etwa 42.320 TBq in vier verschiedenen Gebieten versenkt (OECD, 1985; IAEA, 2015), davon 37.000 TBq unter Überwachung durch die NEA (s. Tab 1 und Abb.1):

1. 1967, ein Gebiet von 50 km<sup>2</sup> ; Zentrum bei 42° 50'N und 14° 30'W
2. 1969, ein Gebiet von 50 Quadratseemeilen; Zentrum bei 49° 30'N und 17° 05'W
3. 1971-76, ein durch einen Kreis mit einem Radius von 35 Seemeilen umschriebenes Gebiet; Zentrum bei 46° 15'N und 17° 25'W
4. 1977-82, ein durch ein Rechteck beschriebenes Gebiet, begrenzt durch die Breitengrade 45° 50'N und 46° 10'N und die Längengrade 16° 00'W und 17° 30'W (Länge etwa 165 km, Breite etwa 55 km).



**Abb 2:** Versenkung von Fässern mit schwach radioaktiven Abfällen im Nordostatlantik, Gebiet 1 (s. Abb. 11) während des Test-Versenkungsverfahrens 1967 (Bilder entnommen aus (ENEA, 1968))

Die Versenkungen wurden 1983 eingestellt, nachdem die Vertragsparteien der London Convention für ein freiwilliges Moratorium gestimmt hatten. 1993 votierten die Vertragsparteien der London Convention für ein vollständiges Verbot der Versenkung radioaktiver Abfälle im Meer, wobei alle 25 Jahre eine Neubewertung des Verfahrens vorgesehen wurde (IMO, 2006). In der Folge stellte der NEA-Lenkungsausschuss, entgegen der Auffassung der wissenschaftlichen Gemeinschaft, auch das begleitende Forschungsprogramm ein (NEA und OECD, 1996). Ferner kam der Lenkungsausschuss der NEA überein, dass die OECD-Mitgliedsstaaten selber die Folgen bisheriger eigener Ableitungen und Versenkungen radioaktiver Abfälle zu verantworten haben. Seit Abschluss des koordinierten Forschungsprogramms wurden in den Entsorgungsgebieten nur vereinzelte Forschungsaktivitäten durchgeführt, z.B. bis 2005 alle zwei Jahre durch Deutschland, unterstützt durch IAEA und MAFF/UK (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food). Die letzten Ausnahmen für die Versenkung radioaktiver Abfälle in der OSPAR-Region wurden 1998 von den verbleibenden OSPAR-Vertragsparteien aufgehoben (OSPAR, 1998).

Mit dem Unfall im Kernkraftwerk Fukushima im März 2011 rückte die Kontamination des Meeres durch künstliche Radioaktivität wieder ins Bewusstsein der Öffentlichkeit. Seit diesem Unfall stehen Versenkungsgebiete als mögliche Quellen der Freisetzung radioaktiver Stoffe wieder auf der Tagesordnung.

## **Koordiniertes Forschungs- und Umweltüberwachungsprogramm zur Versenkung radioaktiver Abfälle (CRESP)**

Um die Auswirkungen der Versenkung radioaktiver Abfälle zu ermitteln, mussten wissenschaftliche Daten aus verschiedenen Ländern geprüft und zusammengeführt werden, um die radiologische Sicherheit für die nächsten 10.000 Jahre einschätzen zu können. Für derartige Einschätzungen wurden geeignete Modelle benötigt; diese werden entwickelt, indem zunächst die relevanten Verfahren und die Rahmenbedingungen bestimmt werden, die für eine angemessene Prozessbeschreibung erforderlich sind. Dazu muss die Menge versenkter radioaktiver Stoffe und ihrer Freisetzung ins Wasser abgeschätzt werden. Die Geochemie und die Struktur des Meeresbodens haben, in Kombination mit den Meeresströmungen und Schwebstoffen, ebenfalls einen Einfluss auf die Verteilung der freigesetzten Radionuklide und damit auch auf ihre Mobilität und Verfügbarkeit für Organismen. Radionuklide werden auf unterschiedliche Art und Weise von Organismen aufgenommen und können, entlang der Nahrungskette angereichert, schließlich zum Menschen zurückgelangen.

Zur Validierung des Modells wurden Schiffsreisen zur Probennahme in den Versenkungsgebieten durchgeführt (s. Abb. 1), um die Meeresströmungen an verschiedenen Tiefen zu messen und Wasser-, Sediment- und Biotaprobe für die Bestimmung von Radionukliden zu entnehmen. Die Analyse umfasste natürliche und künstliche Radionuklide sowie zahlreiche weitere Parameter. Um die Ergebnisse an den Versenkungsgebieten in einen Zusammenhang zu bringen, wurden Proben von unbeeinflussten Referenzstandorten benötigt. Dies war für die Ergebnisse der Radionuklidanalyse besonders wichtig. Schließlich wurde eine Strahlendosis für Meereslebewesen und Menschen verschiedener Gruppen errechnet und mit den Dosisgrenzwerten der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) verglichen. Aufgrund ihrer radiologischen Relevanz wurden hauptsächlich die Radionuklide  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{(239+240)}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  und  $^3\text{H}$  betrachtet (NEA und OECD, 1996).

Das Vorgehen klingt zunächst einfach und überschaubar, ist in Wahrheit aber durchaus komplex, da der „radiologische Fingerabdruck“ im Meer nicht auf die versenkten Abfallfässer beschränkt bleibt. Dies ist erstens bedingt durch das Vorliegen großer Mengen natürlicher Radionuklide und ihrer Zerfallsprodukte. Zweitens war eine Hintergrundbelastung aller zuvor genannten Radionukliden aus anderen Quellen bereits im Meer vorhanden (siehe Abschnitte „Natürlich vorkommende radioaktive Stoffe im Meer“ und „Quellen zivilisatorisch bedingter

radioaktiver Stoffe im Meer“). Es war eine Herausforderung für die beteiligten Wissenschaftler, die verschiedenen Quellen von radioaktiven Stoffen zu unterscheiden.

Sämtliche Ergebnisse des Forschungsprogramms wurden in einer Berichtsreihe unter dem Titel “Interim Oceanographic Description of the North-East Atlantic Site for the Disposal of Low-level Radioactive Waste” (Vorläufige ozeanografische Beschreibung der Stätte für die Versenkung schwachradioaktiven Abfalls im Nordostatlantik“) zusammengefasst. Ergebnisse anderer internationaler Forscher und Veröffentlichungen in Peer-Review-Zeitschriften wurden zur Bestätigung der Daten herangezogen. Auf der Grundlage dieser Monographien wurden die Versenkungsgebiete radioaktiver Abfälle für die Dauer von fünf Jahren einem Verfahren zur Überprüfung ihrer weiteren Tauglichkeit unterzogen (NEA und OECD, 1980; 1996).

### Quellterm und Freisetzung

Um das Verhalten von Radionukliden im Meer abschätzen zu können, wird der Quellterm benötigt, d.h. die zugeführte Menge eines jeden Radionuklids. Dies ist besonders relevant, weil jedes Radioisotop innerhalb einer charakteristischen Halbwertszeit zerfällt. Sind die Zerfallsprodukte ihrerseits radioaktiv, so entstehen Folgeprodukte, bis sich zwischen dem ursprünglichen Isotop und seinen Zerfallsprodukten ein Gleichgewicht eingestellt hat. Die Gesamtradioaktivität für Radionuklidgruppen in den Versenkungsgebieten wurde wiederholt veröffentlicht (OECD, 1985; Feldt et al., 1987; IAEA, 2015). Das aktuellste und umfangreichste Werk ist die Veröffentlichung der IAEA (IAEA, 2015), in dem die Gesamtradioaktivität mit 42.320 TBq angegeben wird, wovon 37.000 TBq unter Überwachung durch die NEA versenkt wurden (s. Tab. 1). Diese Zahlen sind Obergrenzen und daher konservativ, da Höchstwerte für Aktivitäten anzugeben waren, sofern in-situ-Messungen aufgrund der Probeneigenschaften nicht möglich waren (Mitchell, 1983).



**Tab. 1:** Gesamt-Aktivität schwachradioaktiver Abfälle, die an verschiedenen Stellen innerhalb der OSPAR-Region versenkt wurden (s. Abb. 1 für Einzelheiten zu den Versenkungsgebieten unter Überwachung durch NEA) zwischen 1949 und 1982 ohne Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls (Quelle: IAEA, 2015)

Versenkungsgebiet		Gesamt	Alpha	Beta-Gamma einschl. H-3	Beta-Gamma außer H-3	H-3
	Kennung	TBq	TBq	TBq	TBq	TBq
Unter NEA Überwachung	1	292	9	282	282	0
	2	835	18	816	816	0
	3	9,549	142	9,407	7,249	2,158
	4	26,330	330	26,000	12,589	13,411
Hurd Deep		60	14	46	46	0.00
GB-Küste		9	4	5	0	
Atlantik		5,244	156	5,088	5,088	0.00
<b>Gesamt</b>		<b>42,320</b>	<b>675</b>	<b>41,645</b>	<b>26,070</b>	<b>15,570</b>

Die im Nordostatlantik versenkten radioaktiven Abfälle bestehen hauptsächlich aus Beta- und Gammastrahlern. Tritium macht annähernd ein Drittel der gesamten Aktivität aus (Tab. 1) und leistet zusammen mit anderen Beta-Gamma-Strahlern wie  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{55}\text{Fe}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{125}\text{I}$  und  $^{14}\text{C}$  einen Beitrag von über 98 % zur Gesamtaktivität der radioaktiven Stoffe. Annähernd 2 % (0.7 PBq – 0.85 PBq) der radioaktiven Abfälle bestehen aus Alphastrahlern, an denen Plutonium- und Americium-Isotope einen Anteil von 96 % haben (IAEA, 2015). Aufgrund der physikalischen Eigenschaften der versenkten radioaktiven Verbindungen ist es offensichtlich, dass ein beträchtlicher Anteil bereits zerfallen ist (Linsley et al. 2004).

Für eine Risikoabschätzung ist es wesentlich, wie die versenkten radioaktiven Abfälle aus den Abfallbehältern in die Gewässer des Nordostatlantik freigesetzt werden. Die Abfälle erreichten den Meeresgrund in einem der fünf von NEA zugelassenen Abfallgebilde (s. Tab. 2) die so ausgelegt sind, dass der Inhalt nur während der Handhabung und des Transports sicher eingeschlossen wird. Nach Erreichen des Meeresbodens war eine allmähliche Freisetzung des Inhaltes in das Meer beabsichtigt (Hill, 1985; Maeda, 1985; OECD, 1985).

**Tab. 2:** Daten zu Abfallgebinden die zur Versenkung radioaktiver Abfälle in der Tiefsee verwendet wurden, zu ihrer Verwendung nach Abfalltyp vor 1980 und in der Zeit von 1980-82 und zu den Freisetzungsraten von Radionukliden aus den im Modell für die radiologische Bewertung genutzten Behältern (Hill, 1985; Maeda, 1985; OECD, 1985)

Abfall- gebände	Beschrei- bung	Für die Entsorgung von Alpha- Aktivität verwendet (%)		Für die Entsorgung von Beta-Gamma- Aktivität verwendet (%)		Erwartete Freisetzung von Radionukliden in die Umwelt
		Vor 1980	1980- 1982	Vor 1980	1980- 1982	
Typ I	Mono- lithisch mit Stahl- verschluss;	26	10	4	32	Versagen der Dichtung im Deckel nach 3 Jahren (10 % Freisetzung), Versagen der Fassstruktur nach 20 Jahren; Gesamtfrei- setzung aus dem Beton für <sup>55</sup> Fe und leichtere Radionuklide innerhalb von 30-50 und für schwerere Nuklide innerhalb von >10 <sup>5</sup> Jahren
Typ II	Mono- lithisch oder mehr- stufige Beton- abdeckung	-	-	-	-	
Typ III	Belüftetes Gehäuse – lose verpackte Abfälle	71	87	92	61	1,2 % in den ersten 3 Jahren, Versagen des Deckels nach 3 Jahren (1 % jährliche Frei- setzung) , Versagen der Fassstruktur nach 13 Jahren (Gesamt- freisetzung)
Typ IV	Belüftetes Gehäuse – umman- telte Abfälle	3	3	4	3	0.03 % in den ersten 3 Jahren, Versagen des Deckels nach 3 Jahren (1 % jährliche Freisetzung); Gesamt-freisetzung aus dem Beton für <sup>55</sup> Fe inner- halb von 30 Jahren und <sup>239</sup> Pu innerhalb von >10 <sup>5</sup> Jahren
Typ V	Verfestigte Abfälle in einem Beton- behälter	/	-	-	4	0.1 % Freisetzung in den ersten 20 Jahren, Fassdefekt nach 20 Jahren; Gesamtfreisetzung aus dem Beton für <sup>55</sup> Fe innerhalb von 30 und für <sup>239</sup> Pu innerhalb von >10 <sup>5</sup> Jahren

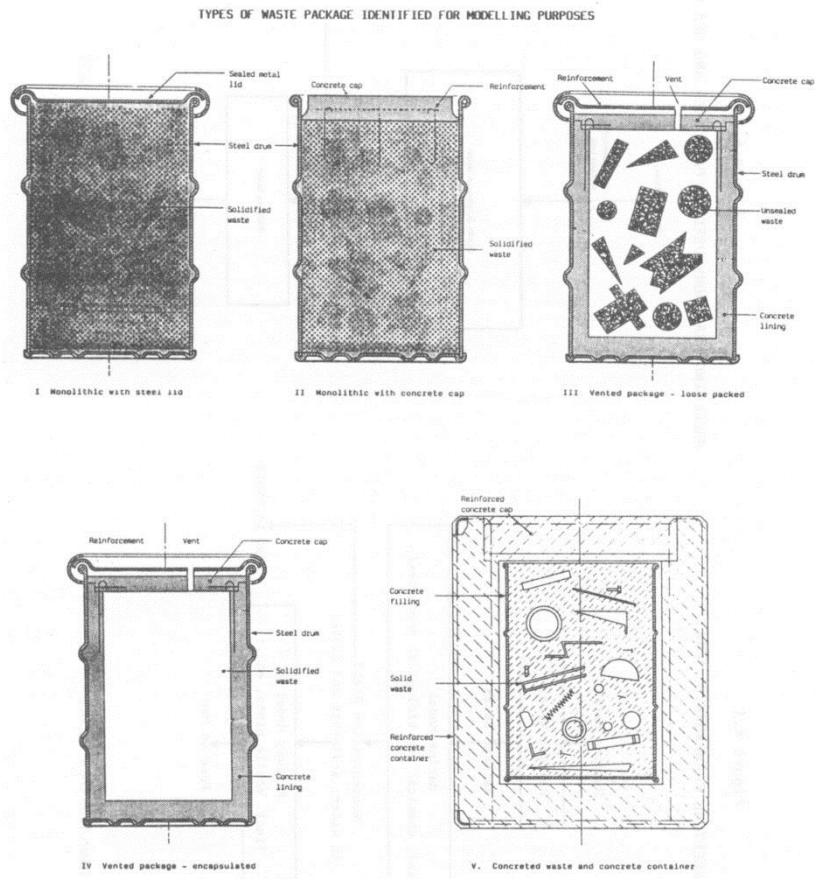


Abb. 3: Für die Versenkung radioaktiver Abfälle zugelassene Verpackungsarten



**Abb. 4:** Im Jahr 1984 durch die Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg, geborgene Abfallfässer

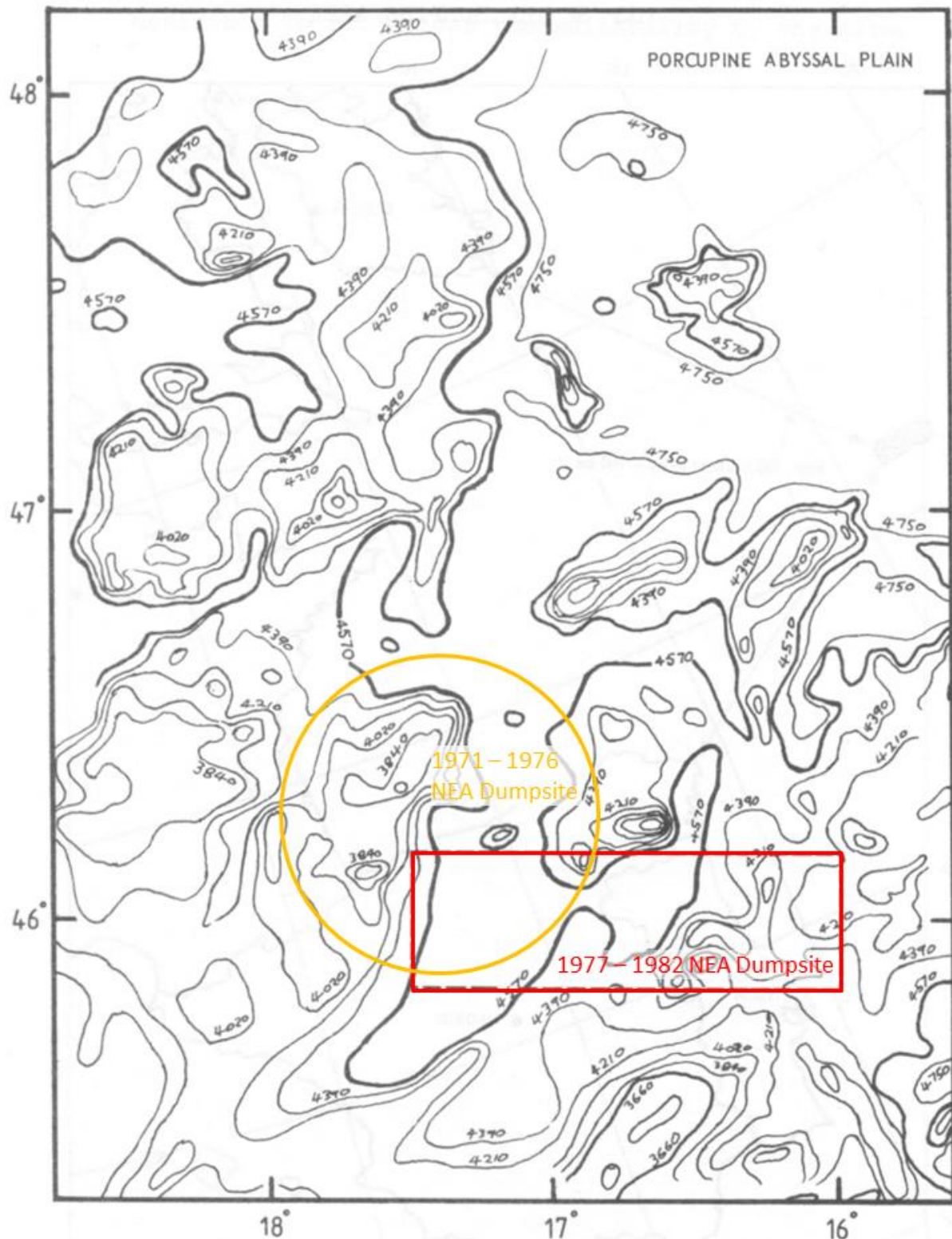
Im Verlauf des Forschungsprogramms wurden die Eingangsparameter des Wirkungsmodells geändert: statt direkter Freisetzung nach der Versenkung wurden verschiedene Szenarien und Stadien der Freisetzung von Radionukliden aus den Fässern berücksichtigt (s. Tab. 2). Dies beruhte hauptsächlich auf der gewonnenen Erkenntnis, dass Fässer je nach Wassertemperatur und der Fassbeschichtung nach einem Zeitraum von mindestens 10 Jahren bis 40 Jahren im Meerwasser perforiert sein würden (Maeda, 1985). Die fotografische Überprüfung von fünf Metallverpackungen und einer Beton-Verpackung in der überlappenden Zone der Versenkungsgebiete 3 und 4 (Einzelheiten s. Abb. 1 und Tab. 1) 1983 unter Verwendung einer unbemannten Unterwasserfahrzeugs ergab, dass die Fässer zwar in gutem Zustand waren, die Metallfässer jedoch Deformationen aufwiesen und zu korrodieren begannen (Sibuet et al., 1985). Vergleichbare Ergebnisse wurden 1984 nach der Bergung von drei Metallfässern aus dem Versenkungsgebiet 4 (s. Abb. 1 und Tab 1) berichtet (Feldt et al., 1985); bei einem fehlte der Verschluss (s. Abb. 4), ein weiteres wies Oberflächenkontamination durch Radionuklide auf, hauptsächlich mit  $^{241}\text{Am}$ . Es hatte daher den Anschein, dass geringe Mengen radioaktiver Stoffe durch Risse in der Metallhülle der Fässer freigesetzt wurden, während die Freisetzung radioaktiver Stoffe aus verfestigten Abfällen deutlich geringer war. Im Allgemeinen bestätigen diese Ergebnisse die in Tab. 2 angegebenen und für das Modell verwendeten Abschätzungen der Freisetzungzeiten und sind in Übereinstimmung mit den Ergebnissen, die an US-Versenkungsgebieten für schwachradioaktive Abfälle in 1.000 m und 2.800 m bei den Farallon Inseln und im Nordwestatlantik ermittelt wurden (Rawson et al., 1983; Karl et al., 1992).

## Physikalische Beschreibung des NEA-Versenkungsgebietes

Das Hauptversenkungsgebiet der NEA (Nr. 4 in Abb. 1 und Tab 1) befindet sich in der äußeren Biskaya. Die gemessenen Wassertiefen liegen zwischen 3.800 m und 4.570 m Tiefe (Abb. 5). Durchgezogene Linien in der Abbildung zeigen den Verlauf gleicher Tiefen, sogenannte Isolinien.

Wie aus der Abbildung ersichtlich, ist der westliche Teil des Rechtecks eine Tiefseeebene, während der östliche Teil steile Unterwassergebirge von mehreren hundert Metern Höhe aufweist. Ozeanografisch ist dieses Gebiet komplex und vielgestaltig, in Abhängigkeit von der Tiefe. Im Allgemeinen verlaufen die Oberflächenströmungen südwärts, die Bodenströmungen hingegen in nordwestliche Richtung. Zusätzlich ist erwähnenswert, dass das gesamte Gebiet der äußeren Biskaya gelegentlich von einem Ereignis betroffen ist, bei dem ein hoher Energieimpuls Konturströmungen am Meeresboden hervorruft (sog. Tiefseestürme). Diese Ereignisse sind durch starke Strömungen von Nord nach Süd gekennzeichnet, welche hunderte von Meilen entfernt am Festlandssockel ihren Anfang nehmen; diese wurden bis dahin nicht vorhergesagt und erstmals durch die Beobachtungen der CRESP beschrieben.

Der Meeresboden in den Versenkungsgebieten ist von weichem Sediment bedeckt, das durch eine Reihe chemischer und biologischer Prozesse fortlaufend hervorgebracht und auf dem Meeresgrund abgelagert wird. In der gesamten Wassersäule oberhalb der Tiefsee ist die biologische Produktion gering im Vergleich mit den Gewässern des Schelfmeers (Wassertiefe < 200 m) oder den Mündungsgebieten von Flüssen. Dadurch ergibt sich eine relativ niedrige Sedimentationsrate. Während das Sediment am Meeresgrund zirkuliert und abgelagert wird, sind die Fässer mit dem schwachradioaktiven Abfall noch heute sichtbar.



**Abb. 5:** Bathymetrie der NEA-Versenkungsgebiete von 1971-1976 und 1977 – 1982 (Hauptversenkungsgebiete) für radioaktive Abfälle (vgl. Abb. 1; die vertikale Distanz zwischen zwei Isolinien in dieser Karte beträgt 180 m.)

## Biologie der Tiefsee

Mit einem Flächenanteil von 88 % an den Weltmeeren stellt die Tiefsee zwar den größten Lebensraum auf unserem Planeten dar, über seine Biologie ist aber wenig bekannt. Dies zeigte sich besonders deutlich, als man zu Beginn des CRESO-Programms (NEA und OECD, 1996) begann, Schadstoffanreicherungen in Nahrungsketten zu untersuchen. Die Tiefsee ist im Allgemeinen nährstoffarm, enthält also im Vergleich zu Flachwassergebieten des Meeres weniger Organismen, die ihrerseits wiederum in der Tiefsee einen verlangsamten Stoffwechsel haben. Daher ist die räumliche Verteilung der Fauna in hohem Maße abhängig von Gebieten, an denen die Biomasse von Tieren oder Pflanzen aus oberflächennahen Bestandteilen der Wassersäule absinkt (sog. marine snow) und in der Tiefseeumgebung zugänglich ist (NEA und OECD, 1996; Levin und Goodday, 2003). Nach Levin und Goodday (2003) gehört die Makrofauna der Tiefsee in der Region der Versenkungsgebiete den Familien Holothuridea (Seegurke) und Actiniaria (See-Anemone) an. Manche Organismen aus den Versenkungsgebieten werden möglicherweise von Menschen zum Zweck des Verzehrs gefangen (z.B. *Stichopus Regalis*, eine Art Seegurke, in Spanien eine Delikatesse), so dass Radionuklide, die in den Versenkungsgebieten freigesetzt werden, über die Nahrungskette zum Menschen gelangen könnten. Ferner können Organismen auch weit entfernt von den Versenkungsgebieten mit freigesetzten Radionukliden in Kontakt kommen, sei es durch Aufnahme aus weitverteiltem, kontaminiertem Wasser oder durch Verzehr vertikal gewanderter Tiere aus dem Versenkungsgebiet (NEA und OECD, 1996). Durch diese Prozesse könnten Menschen ebenfalls in Kontakt mit freigesetzten Radionukliden kommen. Um dies zu untersuchen, wurde eine virtuelle Nahrungskette konstruiert (Charmasson und Calmet, 1989), und die Tiere innerhalb dieser Nahrungskette auf ein breites Spektrum radioaktiver Verbindungen untersucht – hauptsächlich auf natürliche Gammastrahler wie  $^{40}\text{K}$ , künstliche Gammastrahler wie  $^{137}\text{Cs}$ , Betastrahler wie  $^{90}\text{Sr}$ , und Transuranisotope wie  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{(239+240)}\text{Pu}$  und  $^{241}\text{Am}$ .



**Abb. 6:** Stichprobenentnahme hauptsächlich von folgenden Tiefseeorganismen: (A) Actinaria (Seeanemone), (B) Asteroidea (Seestern), (C) Holothuridea (Seegurke), (D) Macrouridae (Grenadierfisch/ Rattenschwänze) und (E) Synphobranchidae (Grubenaale); (© Manfred Trenck, Thünen-Institut für Fischereiökologie, Hamburg, Deutschland)

Von den oben genannten Radionukliden wurden die meisten tatsächlich in Meeresorganismen in den Versenkungs- und Referenzgebieten nachgewiesen. Mit zwei Ausnahmen stammten alle in Tiefseeorganismen nachgewiesenen Nuklide von Kernwaffentests oder aus biogeochemischen Prozessen. Im Versenkungsgebiet von 1967 (Nr. 1 in Tabelle 1 und Abb. 1) wurden im Rahmen deutscher Forschungsausfahrten zwischen 1979 und 1992 (Abb. 8) insgesamt 158 Proben entnommen. Sechs Proben verschiedener Spezies,

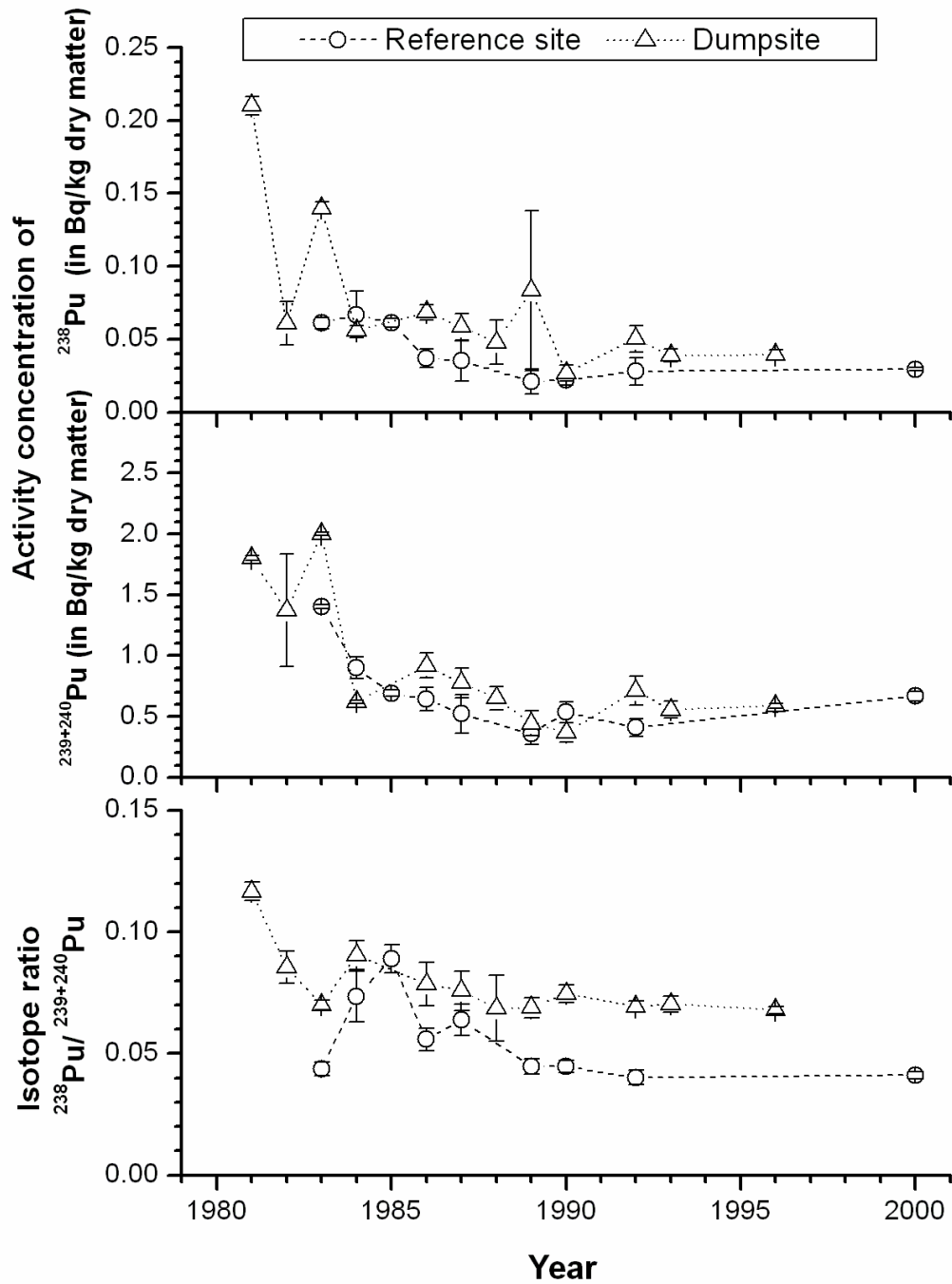


die im Zentrum des Test-Versenkungsgebietes von 1967 entnommen wurden, wiesen im Jahr 1983 im Vergleich zum Referenzgebiet erhöhte spezifische Aktivität von  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  auf (Feldt et al., 1985). Die  $^{90}\text{Sr}$ -Werte reichten von 0,45 bis 70,3 Bq/kg Trockenmasse, die Werte für  $^{137}\text{Cs}$  von 28,7 bis 1.210 Bq/kg Trockenmasse (s. Tab. 3). Interessanterweise waren während der Forschungsfahrten von 1985 bis 1992 lediglich Hintergrund-Konzentrationen nachweisbar (Feldt et al., 1989 und Kanisch et al., 2003).

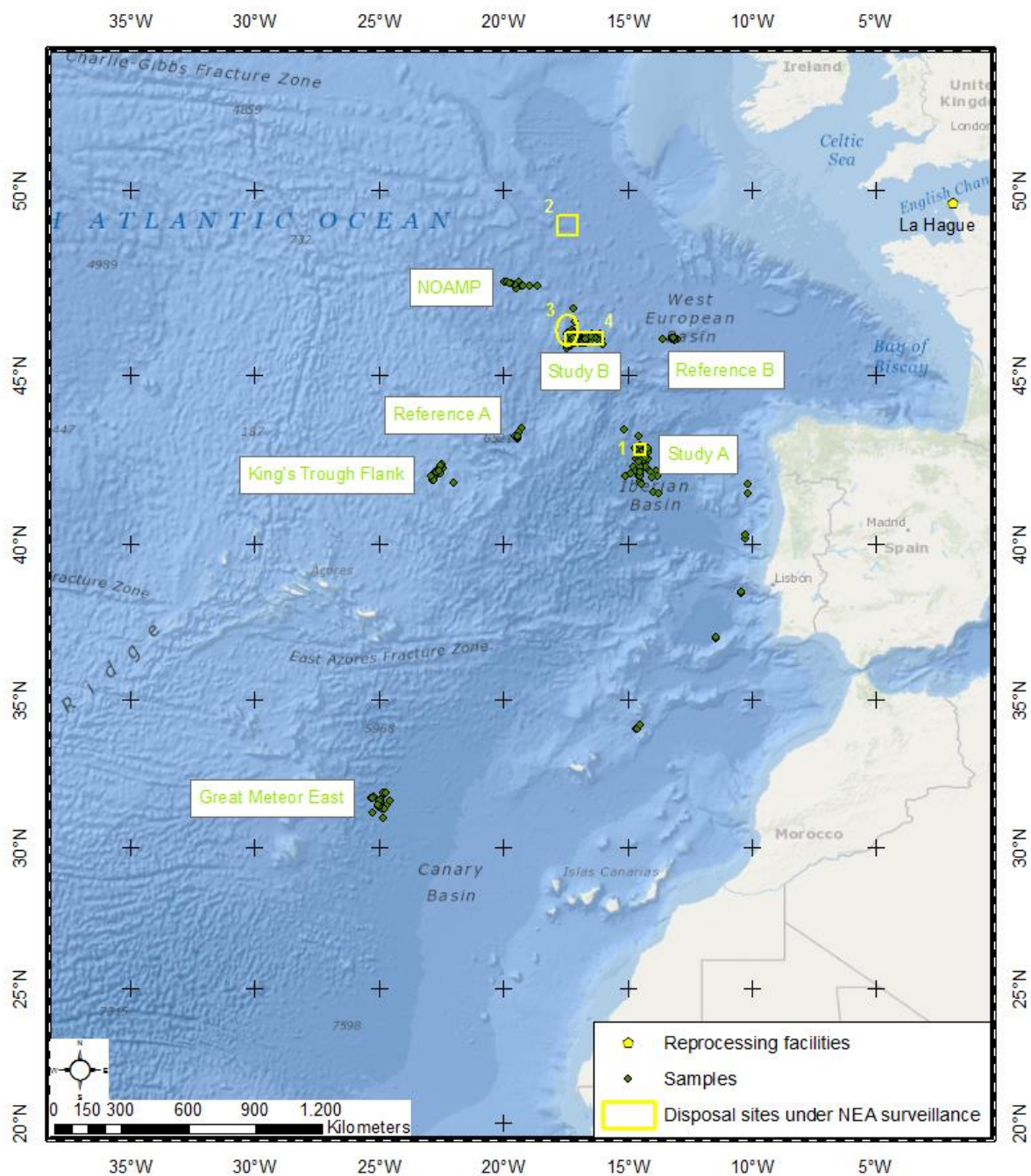
**Tab. 3:** Organismen mit erhöhten spezifischen Aktivitäten von  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$ , 1983 erhoben im Test-Versenkungsgebiet von 1967 (Nr. 1 in Abb. 8), (Feldt et al., 1985)

Organismus	Spezifische Aktivität von	
	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
	(Bq/kg Trockenmasse)	
Decapoda Reptantia	Nicht bestimmt	73.7
Decapoda Natantia	3.27	51.7
Actiniaria	11.4	139
Holothuroidea	70.3	1210
Holothuroidea	49.4	233
Bathypteroidae	4.04	28.7
Macrouridae	0.45	36.1

Ferner wurden in Proben von Seegurken (*Holothuriodea*) und Anemonen (*Actiniaria*), die in den Versenkungsgebiete von 1977-1982 nahe den Abfallcontainern entnommen wurden (Forschungsstandort B in Abb. 8) erhöhte spezifische Aktivitäten von  $^{(239+240)}\text{Pu}$  ermittelt (Feldt et al., 1981; 1985; NEA und OECD, 1996). Obgleich sich für Pu-Isotope in Benthos-Proben spezifische Aktivitäten unter 0,2 Bq/kg Trockenmasse  $^{238}\text{Pu}$  bzw. unter 2,5 Bq/kg Trockenmasse  $^{239+240}\text{Pu}$  ergaben und sich in den meisten Fällen keine bedeutenden Unterschiede zwischen Versenkungs- und Referenzgebiet (Abb. 7) zeigten, wurden Unterschiede der Isotopenverhältnisse von  $^{238}\text{Pu}$  zu  $^{239+240}\text{Pu}$  zum Isotopenverhältnis des globalen Fallout als Beleg für undichte Fässer und Akkumulation von Radionukliden in der Nahrungskette gewertet (s. NEA und OECD, 1996 sowie Kanisch et al., 2003).



**Abb. 7:** Zeitlicher Verlauf von  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{(239+240)}\text{Pu}$  und dem Isotopenverhältnis von  $^{238}\text{Pu}/^{(239+240)}\text{Pu}$  in Benthos aus dem Tiefsee-Versenkungsgebiet von 1977-1982 (in Abb. 8 als Nummer 4 und Studie B ausgewiesen) und einem Referenzgebiet (in Abb. 8 als Referenz B ausgewiesen)



**Abb. 8:** Entnahmestellen von Biotapen, die im Zeitraum von 1979 bis 2005 durch deutsche Expeditionen in Referenz- und Versenkungsgebieten für radioaktive Abfälle in der Tiefsee entnommen wurden (Details s. Tab. 1)

## Radiologische Bewertung

Die radiologische Bewertung der Wirkung von aus den Fässern freigesetzten Radionukliden auf den Menschen erfolgte auf Basis der Modellrechnungen für verschiedene Expositionspfade, den sogenannten kritischen Gruppen. Diese wurden hauptsächlich über

den Verzehr von Fisch und Fischereiprodukten definiert, da für viele andere vorgeschlagene Expositionspfade vernachlässigbare Wirkungen auf Menschen abgeschätzt wurden (GESAMP, 1984; Holliday, 1984; NEA und OECD, 1996). Die meisten individuellen Dosen für Personen der kritischen Gruppen wurden mit 0,02 Mikrosievert/Jahr oder 0,002 % der erlaubten zusätzlichen Strahlendosis von 1 Millisievert/Jahr (OECD, 1985; NEA und OECD, 1996) berechnet für Einzelpersonen der allgemeinen Bevölkerung, oder 0,009 % der typischen Jahresdosis durch Aufnahme natürlicher Radionuklide in Nahrungsmitteln, d.h. 0,215 Millisievert/Jahr in Deutschland (BfS, 2013). Eine Ausnahme wurde für den Verzehr von Weichtieren aus dem südlichen Eismeer gefunden: Für die betreffenden Personen wurden für den Zeitraum von 100 Jahren bis 500 Jahren nach Beginn der Entsorgungsmaßnahmen individuelle Höchstdosen von bis zu 0,1 Mikrosievert/Jahr abgeschätzt. In diesem Fall stammten die Dosen hauptsächlich von den Alphastrahlern  $^{239}\text{Pu}$  und  $^{241}\text{Am}$ . Eine zweite Ausnahme ergab sich für die hypothetische Gruppe der Konsumenten von Tiefseefisch, die etwa 50 Jahre nach Beginn der Entsorgungsmaßnahme eine Höchstdosis von 0,2 Mikrosievert/Jahr erhalten könnten (OECD, 1985; NEA und OECD, 1996).

Ferner wurde abgeschätzt, dass die Dosen für Tiefsee-Organismen in der Größenordnung der natürlichen Hintergrundstrahlung für Fisch und für große und kleine Schalentiere sind. Es wurde festgestellt, dass lediglich die Dosen für Weichtiere die natürliche Hintergrundstrahlung von etwa 0,1 Milligray/Tag etwa um den Faktor 2 übertrafen. Dies ist um den Faktor 5 unterhalb des niedrigsten Wirkungsniveaus für Wasserorganismen von 1 Milligray/Tag (ICRP 2008).

### **London Convention / London Protocol**

Das Übereinkommen über die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen von 1972, auch als "London Convention" oder "LC '72" bezeichnet, ist eine Übereinkunft zur Bekämpfung der Meeresverschmutzung durch Versenkung von Abfällen und zur Stärkung regionaler Übereinkünfte, die dieses Übereinkommen ergänzen. Es umfasst die vorsätzliche Entsorgung von Abfällen und anderen Stoffen aus Wasserfahrzeugen, Flugzeugen und Plattformen im Meer. Nicht eingeschlossen sind Ableitungen aus landseitigen Quellen wie etwa Rohrleitungen und Mündungen, Abfälle, die im Rahmen des Normalbetriebs von Wasserfahrzeugen anfallen oder Platzierung von Stoffen zu anderen Zwecken als dem der Entsorgung, vorausgesetzt, dass eine solche Platzierung nicht im Widerspruch zu den Zielen des Übereinkommens steht. LC '72 trat 1975 in Kraft. Im Jahr 2013 hatte das Übereinkommen 87 Vertragsparteien und seine Fortschreibung, das London Protocol von 1996, hatte 45 Vertragsparteien (IMO, 2015).

Bis 1983 enthielt das LC'72 lediglich das Verbot, hochradioaktive Verbindungen zu entsorgen, während die Entsorgung anderer radioaktiver Verbindungen einer Sondergenehmigung bedurfte. Im Jahr 1983, nachdem verschiedene Vertragsparteien ein Veto gegen diese Praxis eingelegt hatten, verhängte LC'72 ein Moratorium für die Entsorgung radioaktiver Abfälle (Ringius, 2000). Diesem lag im Wesentlichen der Bericht "Evaluation of oceanic radioactive dumping programs (Bewertung von Programmen der Versenkung radioaktiver Abfälle im Meer)" von Davis und Van Dyke (1982) zugrunde. Hauptargumente dieses Berichts waren:

"Erstens sind die Meere ein lebendiges, vernetztes Milieu, das radioaktive (und andere) Abfälle über die Nahrungskette des Meeres zum Menschen zurückbringen kann.

Zweitens ist der Ozean ein respektinflößender Lebensraum, der durch menschliche Strukturen wie etwa radioaktive Abfallbehälter zerstört werden kann.

Drittens ist der Ozean - ungeachtet der jüngsten raschen Fortschritte der ozeanographischen Wissenschaften - nach wie vor ein weitgehend unbekanntes Milieu [Anmerkung der Autoren: das gilt 30 Jahre später nach wie vor].

Viertens stellt der Ozean eine globale Ressource dar und repräsentiert sowohl Geburtsstätte als auch Erbe aller Menschen und aller Generationen.

Fünftens steht eine Schädigung dieses globalen Gemeinschaftsgutes durch eine Minderheit von Menschen im Widerspruch zu den Grundsätzen des Völkerrechts.

Aus diesen Gründen wird vorgeschlagen, dass die Meere als Lagerstätte für radioaktive Abfälle nicht akzeptabel sind.

Wir können sehen, dass unser aktueller [Anmerkung der Autoren: 1982] Standpunkt zu diesem Thema eine Kombination aus wissenschaftlichen Erkenntnissen, moralischen Standards und gesetzgeberischer Maßnahmen hierzu ist."

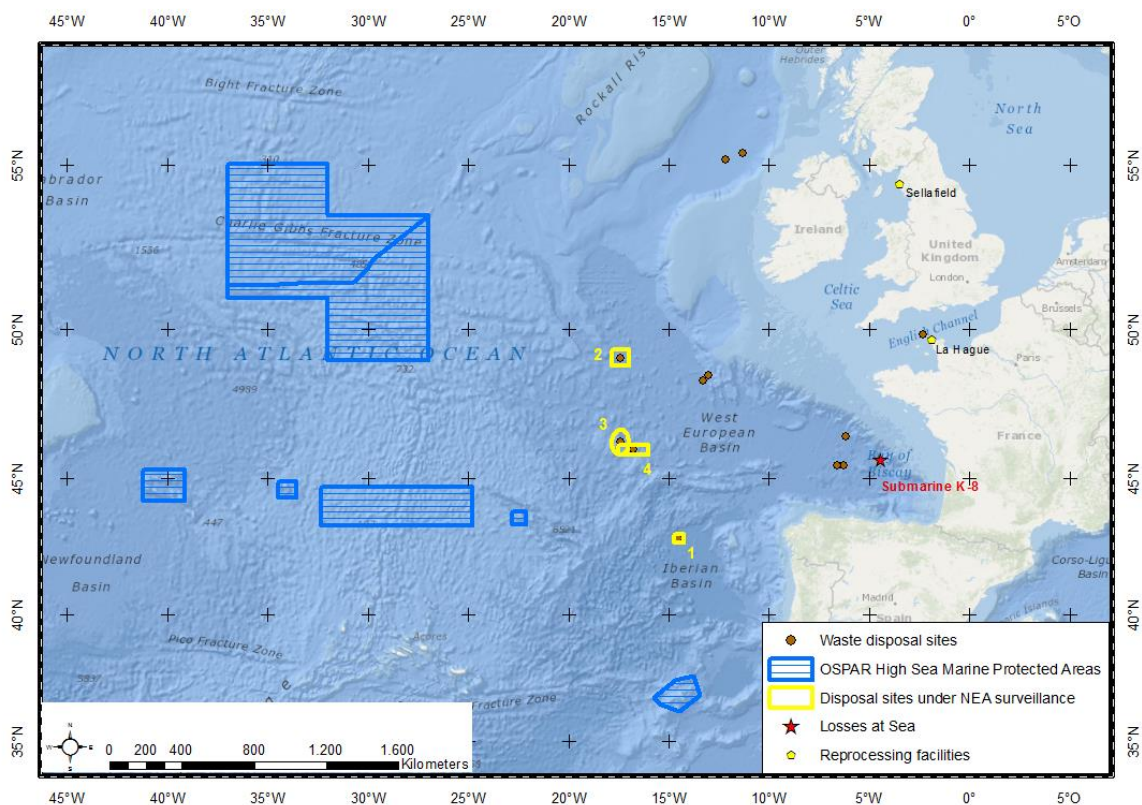
Im Jahr 1993 beschloss LC'72, die Versenkung schwachradioaktiver Abfälle für einen Zeitraum von 25 Jahren zu verbieten. Die Diskussion ob das Verbot der Versenkung ab 2019 fortgeschrieben werden sollte wird daher in naher Zukunft wieder aufgenommen werden.

## **Mögliche Wechselwirkungen zwischen Schutzgebieten auf hoher See und Versenkungsgebieten für schwachradioaktiven Abfall**

Zur Zeit der Versenkungsmaßnahmen wurde noch gar nicht an Schutzgebiete auf hoher See gedacht. Wie bereits erwähnt, schien die Tiefsee eine Möglichkeit für die kontrollierte Versenkung radioaktiver Abfälle zu bieten, ohne das schädliche Wirkungen auf die Meeresumwelt oder die Gesundheit des Menschen in Betracht gezogen wurden. Die Schutzgebiete auf hoher See (High Seas Marine Protected Areas, HSMPA), die inzwischen

ausgewiesen wurden, befinden sich nicht in unmittelbarer Nähe der Versenkungsgebiete für radioaktive Abfälle (s. Karte in Abb. 9). Die kürzeste Distanz nach Nordwesten, welches die vorherrschende Strömungsrichtung am Meeresgrund ist, beträgt etwa 1.000 km, vom Hauptversenkungsgebiet zu der Charlie-Gibbs-HSMPA. Es ist jedoch bekannt, dass Radionuklide tausende von Kilometern zurücklegen, sofern ihre chemischen und physikalischen Eigenschaften und die Zeit das erlauben (Dahlgard et al., 1995).

Andererseits lassen alle bisherigen Überwachungsmaßnahmen darauf schließen, dass Aktivitätskonzentrationen im Wasser in den Versenkungsgebieten, sofern überhaupt nachweisbar, sehr niedrig sind. Werden Entfernungen von mindestens 1.000 km zurückgelegt, so würden sich durch Verdünnung noch geringere Konzentrationen ergeben, was keine Schädigung von Habitaten und Spezies in den gegenwärtig ausgewiesenen HSMPAs nach sich ziehen dürfte. Sollten durch Messungen in der Zukunft maßgebliche Freisetzungen aus den Versenkungsgebieten festgestellt werden, so wäre eine weitere Überwachung der HSMPAs und der Gewässer in ihrer Nähe zielführend.



**Abb. 9:** Lokalisierung der Versenkungsgebiete für schwachradioaktive Abfälle, HSMPA, der Wiederaufarbeitungsanlagen für Kernbrennstoffe und das untergegangene sowjetische U-Boot K-8 in der OSPAR-Region (Daten nach IAEA (1999; 2001; 2015))

## Schlussfolgerungen

Die Versenkung schwachradioaktiver Abfälle im Nordostatlantik fand zwischen den späten 1940er Jahren und 1982 statt. Diese wurden durch ein umfangreiches wissenschaftliches Programm (CRESP) begleitet, das einige Jahre über die Dauer der Versenkungen hinausging. Seinerzeit wurde festgestellt, dass die Freisetzung aus den Abfallfässern mit einer sehr geringen Rate und räumlich sehr begrenzt erfolgte. Demzufolge waren die errechneten Dosen für die Bevölkerung vernachlässigbar. Annähernd 20 Jahre lang wurden die Versenkungsgebiete nur sporadisch überwacht und in den letzten Jahren wurde die Überwachung komplett eingestellt. Das Fehlen aktueller Überwachungsdaten führt zu der unvermeidlichen Schlussfolgerung, dass Schäden für den Menschen oder die Umwelt durch die früher versenkten Abfälle heute nicht vollständig ausgeschlossen werden können. Da über den Zustand der Abfallbehälter nur spekuliert werden kann, erscheint es angemessen, über eine begrenzte und kosteneffiziente Überwachung nachzudenken.

## Danksagungen

Die Autoren danken den Delegationen der OSPAR-Vertragsparteien Frankreich, Irland, Norwegen, Schweiz, der Niederlande und des Vereinigten Königreichs, sowie den Kollegen der Internationalen Atomenergiebehörde (IAEA) als Beobachter, und dem OSPAR-Sekretariat, für die Kommentare und die Unterstützung die dazu beigetragen haben, die Qualität dieses Berichts wesentlich zu verbessern.

## Literatur

Antonow A., Marinin W., and Walujew N. (1998): Sowjet-Russische Atom-U-Boote. Herausgeber: Brandenburgisches Verlagshaus, Berlin

Bundesamt für Strahlenschutz (BfS, 2013): Natürliche Radionuklide in Nahrungsmitteln. Retrieved 08.11.2013, from <http://www.bfs.de/de/ion/nahrungsmittel/nahrung.html>.

Charmasson S., and Calmet D. (1989): Distribution of lysianassidae amphipods *Eurithenes Gryllus* in the North-East Atlantic. In: Nuclear Energy Agency (NEA) and Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD): Interim oceanographic description of the North-East Atlantic site for the disposal of low-level radioactive waste 3, 159-162

Dahlgaard H., Chen Q., Herrmann J., Nies H., Ibbett R. D., and Kershaw P. J. (1995): On the background level of <sup>99</sup>Tc, <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs in the North Atlantic. *Journal of Marine Systems* 6/ 5–6, 571-578

Davis W. J., and Van Dyke J. (1982): Evaluation of oceanic radioactive dumping programs.

European Nuclear Energy Agency (ENEA,1968): Radioactive Waste Disposal Operation Into the Atlantic 1967, 75p, Herausgeber: Organisation for OECD, Paris

Feldt W., Kanisch G. and Lauer R. (1981): Radioactive contamination of the NEA dumping sites. In: International Atomic Energy Agency (IAEA) and Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD)/ Nuclear Energy Agency (NEA): "Impacts of radionuclide releases into the marine environment: Proceedings of an International Symposium on the Impacts of Radionuclide. Releases into the Marine Environment". Pages: 465-480, Herausgeber: International Atomic Energy Agency, Wien

Feldt W., Kanisch G., Kanisch M., and Vobach M. (1985): Radioecological studies of sites in the Northeast Atlantic used for dumping of low-level radioactive wastes - Results of the research cruises of FRV Walther Herwig 1980-1984. *Archiv für Fishereiwissenschaft*. 35/1, 91-195

Feldt W., Biesold H., Bonka H., Bröcking D., Geipel H., Mittelstaedt E., Nies H., and Scheider R. (1987): Radioökologie der Tiefsee – Kenntnisstand für die Beurteilung der Versenkung niedrigaktiver Festabfälle in der Tiefsee, In: Empfehlungen der Strahlenschutzkommission 1985/1986. Band 6, Seiten 123-165, Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart

Feldt, W., G. Kanisch and M. Vobach (1989). Deep-sea biota of the Northeast Atlantic and their radioactivity, In: Nyffeler F., Simmons W.: Interim oceanographic description of the North-East Atlantic site for the disposal of low-level radioactive waste, Volume 3, Pages 178-204, Herausgeber: Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD)/ Nuclear Energy Agency (NEA), Paris

Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (GESAMP, 1984): An oceanographic model for the dispersion of wastes disposed of in the deep sea. Reports and Studies No. 19. International Atomic Energy Agency (IAEA), Wien.

Hill M. D. (1985): NEA Co-ordinated research and environmental surveillance programme (CRESP) on sea dumping of radioactive wastes - Data base for use in radiological assessments and sensitivity analyses. In: Dickson R. R., Gurbutt P. A., and Kershaw P. J.: Interim oceanographic description of the North-East Atlantic site for the disposal of low-level radioactive waste – Volume 2, Pages 159 – 190. Herausgeber: Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD)/ Nuclear Energy Agency (NEA), Paris

Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission (HELCOM, 2009): Radioactivity in the Baltic Sea, 1999-2006. *Baltic Sea Environmental Proceedings* No. 117, 7-8.



Buesseler, K.O. (2014): Fukushima and ocean radioactivity. *Oceanography* 27(1): 92–105

Gäfvert T., Sværen I., Brungot A.L., Kolstad A.K., Lind B., Gwynn J., Alvestad P., Heldal H.E., Føyn L., Strålberg E., Christensen G.C., Skipperud L., Salbu B., Drefvelin J., Dowdall M., Rudjord A.L. (2006): NRPA. Radioactivity in the Marine Environment 2004. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). Strålevern Rapport 2006: 14. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2006.

Holliday, F. G. T. (1984): Report of the independent review of disposal of radioactive waste in the northeast Atlantic, Herausgeber: Her Majesty's Stationery Office

International Atomic Energy Agency (IAEA, 1974): Convention on the prevention of marine pollution by dumping of wastes and other matter. Information Circular 205. Herausgeber: International Atomic Energy Agency, Wien

International Atomic Energy Agency (IAEA, 1978): Convention on the prevention of marine pollution by dumping of wastes and other matter. Information Circular 205 Add.1/Rev.1. Herausgeber: International Atomic Energy Agency, Wien

International Atomic Energy Agency (IAEA, 1991): Inventory of radioactive material entering the marine environment: Sea disposal of radioactive waste, IAEA-TECDOC-588. Herausgeber: International Atomic Energy Agency, Wien

International Atomic Energy Agency (IAEA, 1999): Inventory of radioactive waste disposals at sea. IAEA-TECDOC-1105. Herausgeber: International Atomic Energy Agency, Wien

International Atomic Energy Agency (IAEA, 2001): Inventory of accidents and losses at sea involving radioactive material. IAEA-TECDOC-1242. Herausgeber: International Atomic Energy Agency, Wien

International Atomic Energy Agency (IAEA, 2015): Inventory of radioactive material resulting from historical dumping, accidents and losses at sea. IAEA-TECDOC-1776. Herausgeber: International Atomic Energy Agency, Wien

International Commission for Radiation Protection (ICRP, 2008). "Environmental Protection - the Concept and Use of Reference Animals and Plants." *Annals of the ICRP* 108/4-6

International Maritime Organisation (IMO, 2006): 1996 protocol to the convention on the prevention of marine pollution by dumping of wastes and other matter, 1972

International Maritime Organisation (IMO, 2015): [Summary of Status of Conventions](#); available at:

<http://www.imo.org/About/Conventions/StatusOfConventions/Pages/Default.aspx>; verified 10.01.2015

Kanisch, G., H. J. Kellermann, A. Krüger and M. Vobach (2003). Radioökologische Forschung in marinen Ökosystemen. Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, No 158. Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn

Karl H. A., Schwab W. C., Drake D. E., and Chin J. L. (1992): Detection of Barrels that Contain Low-level Radioactive Waste in Farallon Island Radioactive Waste Dumpsite Using Side-scan Sonar and Underwater-optical Systems: Preliminary Interpretation of Barrel Distribution. Open-File Report 92-178, Herausgeber: United States Geological Survey.

Levin, L. A. and A. J. Goodday (2003): The deep Atlantic ocean. In: Tyler P. A.,: Ecosystems of the Deep Oceans. Pages 111-178. Herausgeber: Elsevier Science, Amsterdam

Linsley G., Sjöblom K.-L., Cabianca T. (2004): Overview of point sources of anthropogenic radionuclides in the oceans, In: Marine Radioactivity. Livingston, H.D., (Ed.): Marine Radioactivity. Herausgeber: Elsevier, Amsterdam.

Maeda S. (1985): Corrosion study of drums for low-level radioactive waste. Interim oceanographic description of the North-East Atlantic site for the disposal of low-level radioactive waste. In Dickson R. R., Gurbutt P. A., and Kershaw P. J.: Interim oceanographic description of the North-East Atlantic site for the disposal of low-level radioactive waste – Volume 2, Pages 145-158. Herausgeber: Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD)/ Nuclear Energy Agency (NEA), Paris

Mitchell, N. T. (1983). History of dumping and description of waste. Interim oceanographic description of the North-East Atlantic site for the disposal of low-level radioactive waste. P. A. Gurbutt and R. R. Dickson. In Dickson R. R., and Gurbutt P. A.: Interim oceanographic description of the North-East Atlantic site for the disposal of low-level radioactive waste. Pages 159 – 190. Herausgeber: Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD)/ Nuclear Energy Agency (NEA), Paris

Nuclear Energy Agency (NEA) and Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD, 1980): Review of the continued suitability of the dumping site for radioactive waste in the North-East Atlantic, Herausgeber: Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD)/ Nuclear Energy Agency (NEA), Paris

Nuclear Energy Agency (NEA) and Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD, 1996): Co-ordinated Research and Environmental Surveillance Programme Related to Sea Disposal of Radioactive Waste - CRESP Final Report 1981-1995. Herausgeber: Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD)/ Nuclear Energy Agency (NEA), Paris

OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, Meeting of the OSPAR Commission (OSPAR), Bonn: 25-29 June 2012, Summary Record.

OSPAR (1998): OSPAR Decision 98/2 on Dumping of Radioactive Waste

Organisation for Economic Co-Operation and Development / Nuclear Energy Agency (OECD/NEA 1985). Review of the continued suitability of the dumping site for radioactive waste in the North-East Atlantic: Accompagné d'un résumé en langue française, OECD, Paris.

Rawson M. D. and Ryan W. B. F. (1983): Geologic Observations at the 2800-meter Radioactive Waste Disposal Site and Associated Deepwater Dumpsite 106 (DWD-106) in the Atlantic Ocean. Report number: EPA 520/1-83-018. Herausgeber: United States Environmental Protection Agency.

Ringius L. (2000): Radioactive waste disposal at sea: Public ideas, transnational policy entrepreneurs, and environmental regimes. Herausgeber: MIT Press, Sabon, USA, 273 pages.

Sibuet M., Calmet D., and Auffret G. (1985): Photographic reconnaissance of containers at the disposal site for low level radioactive waste in the North East Atlantic (in French). Comptes rendus de l'Académie des sciences. Série 3, Sciences de la vie 301/10, 497-502.

Skjerdal et al. (2015): NRPA. Radioactivity in the marine environment 2011. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). Strålevern Rapport 2015:3. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2015.

Smith J. N., et al. (2015): Arrival of the Fukushima radioactivity plume in North American continental waters. Proc Natl Acad Sci USA 112(5): 1310–1315.

# Radioactive Waste in the North-East Atlantic Ocean

---

by **M.-O. Aust<sup>1</sup>** and **J. Herrmann<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Thünen Institute of Fisheries Ecology, Hamburg, Germany

<sup>2</sup>Federal Maritime and Hydrographic Agency, Hamburg, Germany

## Foreword

Referring to the 2013 meeting of the Radioactive Substance Committee (RSC) of OSPAR (RSC 13/13/1, 5.7–5.10) and earlier RSC documents (RSC 12/5/4 and RSC 10/4/3) this report describes the situation of dumped radioactive waste in a manner understandable to the wider public. Over the years there have been several technical publications (TECDOCs 588, 1102, 1242 and recently 1776) of the International Atomic Energy Agency (IAEA) dealing with radioactive waste dumped into the marine environment and radioactive materials lost in the ocean.

This text is conceived as information for the general public. The reader should not require a scientific background, however a basic understanding of the natural sciences and the different types of radiation is assumed.

## Summary

This report provides:

- a historical overview of the disposal of low-level radioactive waste (i.e. waste that has a low level of radioactivity and so does not normally require special shielding during handling or transport); and
- whether historical disposal in the oceans of low-level radioactive waste could harm the marine environment of human health.

After disposal of low-level radioactive material was started in the 40s and 50s of the last century under national supervision by a number of European nations the procedure was soon switched to an internationally controlled operation under the auspices of the Nuclear Energy Agency (NEA) of the Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). A test disposal operation under NEA supervision took place in 1967. At the time it was regarded as a considerable improvement that regulations were set up for several types of waste containers designed for the safe handling of the different types of waste. After thorough scientific

investigations the international community designated an area in the outer Bay of Biscay at depths of approximately 4000 m as the main disposal site. It was thought to be suitable for the safe disposal of radioactive waste from both a scientific and an economic point of view. Disposing of the waste at great depths was felt to be a significant improvement compared to previous practice which in some cases led to waste being dumped in shallow waters in the European continental shelf seas. The design of the containers was never intended to prevent radionuclides escaping from the waste into the environment. Slow release after retention for a few years to allow the decay of short-lived components was part of the concept. After the regulatory framework was set up several European countries dumped a considerable amount of low-level radioactive waste at this and other deep sea sites over a period of about 15 years. In total about 42 PBq<sup>1</sup> of radioactive compounds were dumped into the North-East Atlantic. The exact isotopic composition of the waste was not documented as this was not considered necessary at the time. However, it is assumed that the largest component (33 %) of the waste was tritium (<sup>3</sup>H), which is regarded as a radiologically insignificant radionuclide. Besides tritium the material consists mainly of beta- and gamma-emitters with physical half-lives of some years or decades. About 2 % of the waste was believed to consist of alpha-emitters.

The disposal was accompanied by an extensive scientific programme, named Co-ordinated Research and Environmental Surveillance Programme related to the sea disposal of radioactive waste (CRESP), in order to assess the impacts of the disposal on the environment and human health. The programme included regular monitoring of the disposal sites and incorporated geological, hydrological, chemical and biological aspects. It continued several years after disposal was stopped in 1983 and concluded with a final report in 1995. CRESP did not find any harmful impacts resulting from the disposal as the calculated radiation doses for the public were in the order of nanosieverts per year [for comparison: the typical radiation exposure of humans from natural radiation is of the order of a million times greater than this]. For this reason it was considered unnecessary and uneconomical to continue the monitoring programme. It was, however, confirmed that the responsibility for the dumped materials stays with the countries of origin.

---

<sup>1</sup> The Bq is the SI derived unit of radioactivity. One Becquerel refers to one decay per second; the prefix Peta means 10<sup>15</sup>.

## Introduction

When first developed, nuclear technology was seen as a source for rapidly advancing and improving industries for the benefit of mankind. It offered new and exciting opportunities in the early-mid 20<sup>th</sup> century for civil, military and medical uses. The development and use of nuclear technology in many countries is still regarded as one of the key ways for enhancing the well-being of the nation. Despite the power and potential of nuclear technology being well understood, however, historically the management of radioactive waste during the period was of a lower standard than we accept today.

One of the strategies practiced from the mid-1940s until 1982 was to dispose low-level radioactive waste in the ocean in containers that over time would degrade and therefore result in the slow release of radioactive materials into the sea. The slow release coupled with the dispersion rates caused by an ever moving sea was considered to be a safe means of disposal and it was therefore an accepted practice across the globe. This practice was brought to a halt as it became considered as 'dumping'.

This report describes the history and current situation of dumped radioactive waste in deep water within the seas of the OSPAR region. It does not deal with dumping locations in the shallow European shelf seas which are under the surveillance of the respective coastal countries.

## Naturally occurring radioactive substances in the ocean<sup>2</sup>

Radioactive substances occur naturally in the environment. Most of them have their origins in the formation of the Earth, for instance isotopes of uranium, thorium and potassium. These have half-lives comparable to the age of the Earth, i.e. billions of years.

To a lesser extent, the interaction of cosmic radiation with earth's atmosphere leads to the formation of radionuclides such as tritium (<sup>3</sup>H) and carbon-14 (<sup>14</sup>C), with half-lives of 12 years and 5,700 years respectively.

The long-lived isotopes <sup>235</sup>U, <sup>238</sup>U and <sup>232</sup>Th are transformed by radioactive decay into a series of decay products, which are also themselves radioactive, thus adding to the number of radioactive substances in the environment. Examples include <sup>226</sup>Ra, <sup>210</sup>Pb and <sup>210</sup>Po, with half-lives of 1,600 years, 22 years and 140 days respectively.

Therefore, one cubic metre of seawater typically contains 1000 Bq <sup>3</sup>H, 4 Bq <sup>14</sup>C, 40 Bq <sup>238</sup>U, 4 Bq <sup>226</sup>Ra, 4 Bq <sup>210</sup>Pb, 4 Bq <sup>210</sup>Po and 12,000 Bq <sup>40</sup>K (National Academy of Sciences, 1971). The result is an impressive inventory of natural radioactive substances in the world's ocean: almost

---

<sup>2</sup> This chapter is based on: (HELCOM 2009)

15 million PBq (DWK, 1980), from which no negative impact on human health or the marine environment are to be expected.

### Sources of man-made radioactive substances in the ocean<sup>3</sup>

The development and use of nuclear power for military and peaceful purposes as well as medical and scientific activities have resulted in the production of a number of man-made radioactive substances. Explosions of nuclear weapons in the atmosphere released radioactive substances into the environment, while underground nuclear explosions released little or no radiation into the environment. The routine operations of nuclear power plants give rise to controlled discharges of radioactive substances, but accidents at nuclear power plants can cause substantial releases - i.e. in the order of PBq - of radioactivity into the environment. The radionuclides <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs, which are both formed by nuclear fission, can potentially be harmful to human health and the environment when present in high quantities. Both of these radioisotopes have half-lives of about 30 years, so when released into the environment they remain there for hundreds of years. Furthermore, <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs are readily transported through food chains, since strontium and caesium have chemical similarities to calcium and potassium and therefore may contaminate food and expose humans to radioactivity through ingestion. Other man-made radionuclides of potential significance are <sup>239</sup>Pu and <sup>241</sup>Am, with half-lives of 24,000 years and 432 years respectively.

The occurrence of man-made radioactive substances in the ocean has three main causes, listed here in order of their relative importance in the contamination of the marine environment. First and by far the largest is the practice of nuclear weapon tests which were performed in the atmosphere, mainly in the 1950s and 1960s.

A second cause in the OSPAR region is the operation of reprocessing plants for spent fuel from nuclear power reactors in the United Kingdom and France. The reprocessing of spent nuclear fuel is a part of the nuclear fuel cycle where unused plutonium and uranium are extracted for potential reuse in nuclear fuel. It is based on the fact that only a small part of the nuclear fuel is consumed in a nuclear reactor before the fuel is unusable. Reprocessing is thus a way to recycle valuable resources, since the amount of uranium ore economically accessible for mining operations is limited. The nature of reprocessing operations is that by-products, namely fission and activation products of the nuclear processes in the reactor, are extracted from the used fuel elements by physical and chemical processes. These by-products consist of a wide range of artificial radionuclides which are regarded as waste. The great majority of waste radioactivity is held in higher active wastes stored on site pending future management decisions. However, relatively small quantities of radioactive wastes are released into the environment in liquid and gaseous form within authorised limits. For the first two decades from 1953, these releases were much greater than they are now, i.e. PBq per year, and led to widespread distribution of man-made radionuclides in the North-East Atlantic due to the

---

<sup>3</sup> This chapter is based on: (HELCOM, 2009)

radionuclides being transported by ocean currents. Within the OSPAR region, Sellafield (UK) together with La Hague (France) were the largest contributing factors to the distribution of man-made radionuclides. Progressively tighter international radiation standards led to increased regulatory pressure and this, coupled with improvements in abatement and other management techniques and the recent influence of the OSPAR Radioactive Substance Strategy prompted decisive measures to reduce the discharges. Today releases from the reprocessing plants are almost negligible compared to the 1970s.

Thirdly, the accidents at the nuclear power reactors of Chernobyl and Fukushima introduced considerable amounts of radioactive substances into the ocean. The Chernobyl accident in 1986 heavily contaminated the Baltic and Black Seas, while the Fukushima accident of 2011 affected the North Pacific. According to present knowledge, the amount of man-made radioactivity introduced by the Fukushima event (about 15 PBq) into the Pacific Ocean was of the same order of magnitude as radioactivity released into the North-East Atlantic maritime area by the Chernobyl accident (about 18 PBq) (Buessler, 2014, Smith, 2015).

The inventory of man-made radionuclides in the world ocean is dominated by these three sources and their main contributors are  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  and  $(^{239+240})\text{Pu}$  with total activity of 560 PBq by the year 2000 (Aarkrog, 2003). Other sources, such as dumped wastes, sunken nuclear submarines or lost nuclear weapons are generally regarded as potential sources, since thus far no significant contamination has been found in cases where monitoring was carried out.

## Sunken submarines

There are three sunken submarines with nuclear inventories on board within the OSPAR area, all of them former Soviet Navy vessels. At present, they have to be regarded only as potential sources.

The K-8 was a nuclear powered attack submarine which was launched in 1959. It was lost at sea in 1970 during a passage through the Bay of Biscay due to a conventional fire on board with the loss of 52 seamen and officers. It lies at a depth of about 4500 m and at the time of the sinking contained an activity of approximately 9.3 PBq in two nuclear reactors and nuclear warheads (Antonow et al., 1998). There has been no known monitoring of the site (IAEA, 2001).

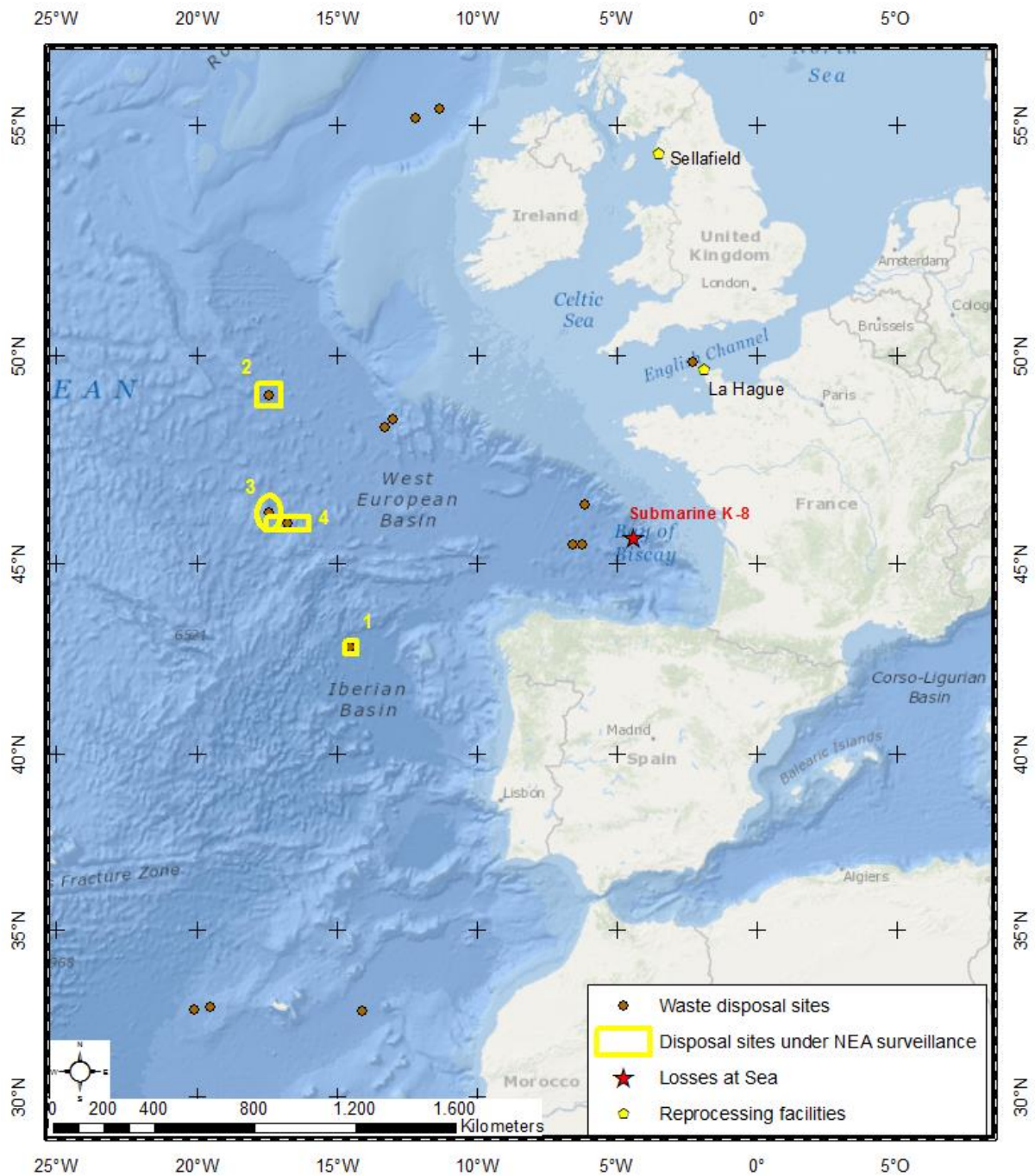
The K-278 (Komsomolets) was an experimental submarine with a titanium hull, liquid metal cooled nuclear reactor and torpedoes with nuclear warheads. It sank on 7 April 1989 in the Norwegian Sea with a loss of 42 seamen and officers after a fire on board. The submarine lies at 1685 m depth, contains an activity of about 3.6 PBq (Antonow et al., 1998) and is monitored on an annual basis by Norway. No significant release of radioactive material has been detected (Skjerdal et al., 2015; IAEA, 2001), yet.



The K-159 was a nuclear powered attack submarine which was launched in 1963 and withdrawn from active service in 1989. The submarine was lost at sea whilst being towed to a shipyard in Murmansk on 30 August 2003 with the loss of 9 seamen. At the time of sinking the submarine contained 2 reactors loaded with spent nuclear fuel and an estimated total activity of between 3 and 13 PBq (Gäfvert et al., 2006). The submarine sank in the Barents Sea at the mouth of Murmansk Fjord at a depth of approximately 240 m.

### **History of dumping radioactive wastes in the North-East Atlantic**

The United States of America (USA) started dumping of radioactive waste into the Pacific Ocean in 1946 and also into the Atlantic Ocean close to their coast in 1949. The United Kingdom (UK) also started dumping operations in the North-East Atlantic in 1949 and at the relatively shallow Hurd Deep site close to continental Europe in 1950 (IAEA, 1999, 2015). The latter is located in the territorial waters of the UK, and therefore lies within UK's responsibility. As the site is not part of the deep sea it is not covered by this report, but it is worth mentioning that the UK's monitoring results for Hurd Deep are included in the ongoing annual reports on "Radioactivity in Food and the Environment" under the heading "Channel Isles". These reports did not indicate any significantly elevated levels of radioactivity in marine foodstuffs or the marine environment in the period 1995 to 2014.



**Figure 1:** Areas where low-level radioactive wastes were disposed (see Table 1 for details of dumped radionuclides activities) between 1949 and 1982 (sources: IAEA (1999; 2001; 2015))

In 1965 the European Nuclear Energy Agency (ENEA) began investigating alternatives for the safe and economically viable disposal of radioactive wastes in the deep sea. The commissioned Group of Experts assumed that the environment was restricted in the amount of radioactive waste it could receive, and therefore annual sea disposal had to be limited to 10,000 Ci (370 TBq). The discussions also emphasised that the disposal of transuranium nuclides and long-lived radionuclides such as  $^{99}\text{Tc}$  and  $^{129}\text{I}$  was thought to be unsuitable. Furthermore, it was assumed that the disposal posed no risk to aquatic animals and humans and was economically

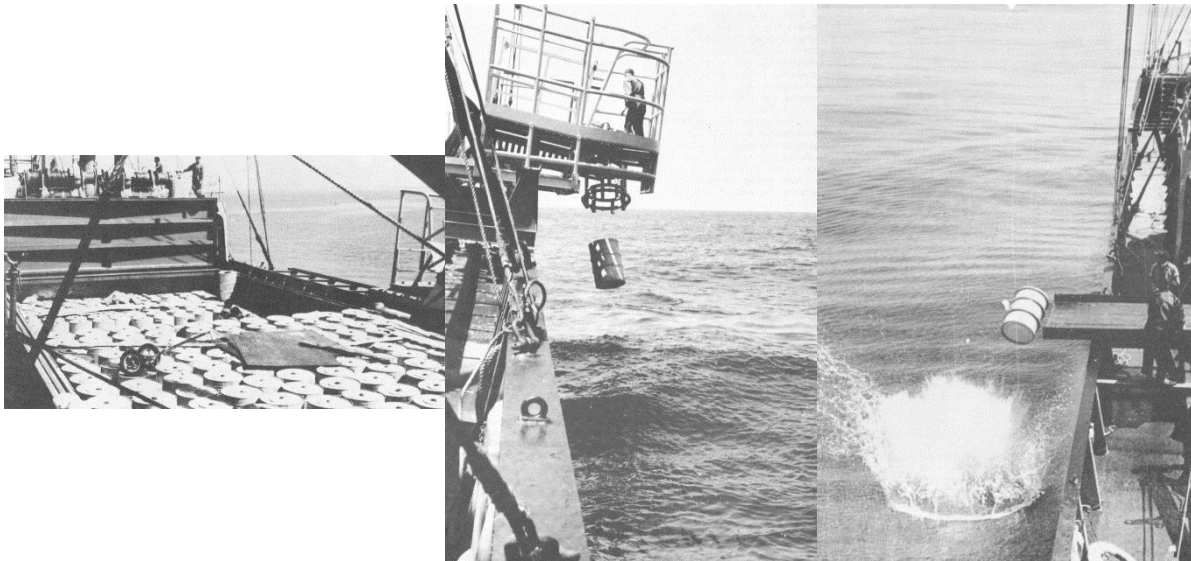
viable compared to other treatments, provided that the disposal site was selected according to the following criteria (ENEA, 1968):

- There must be no chance of recovering the waste by processes such as trawling. The area should have a depth of at least 2000 meters and must be well clear of the continental shelf
- The area must be free from known undersea cables
- The area must be suitable for the convenient conduct of the dumping disposal operation and must be chosen to avoid unreasonable financial penalties due to unnecessarily long steaming distances, likelihood of bad weather conditions or undue navigational difficulties
- The possibility of rapid, downhill flows of water caused by increased density due to high amounts of sediment (turbidity currents) should be taken into account.

This led to a test dumping operation in the deep sea under the aegis of the Nuclear Energy Agency (NEA), in which five countries took part (NEA and OECD, 1996). From 1968, NEA coordinated the national disposal operations, which at that time took place annually in the same region. The operations were accompanied by scientific research operations which were coordinated by OECD and NEA from 1977 onwards. The research programme was set up to verify the conclusion of the International Group of Experts that the dumping operations do not pose any threat to deep sea organisms or humans, as that conclusion was based on rough estimates only. Furthermore, over the years demand grew for a risk assessment over a longer period of 10,000 years. This required a complex modelling approach and better knowledge of the behaviour of radionuclides in the ocean. In addition, the International Atomic Energy Agency as competent authority formulated the definition of radioactive wastes unsuitable for disposal in the oceans (IAEA, 1974; 1978).

Up to 1982, when the dumping operations in the North-East Atlantic were stopped, a total amount of around 42,320 TBq of radioactive substances had been dumped at four different sites (OECD, 1985; IAEA, 2015), 37,000 TBq of which under NEA surveillance (see Table 1 and Figure 1 for details):

1. The 1967 site, an area 50 km square centred on 42° 50'N and 14° 30'W
2. The 1969 site, an area 50 nautical miles square centred on 49° 30'N and 17° 05'W
3. The 1971-76 site, a circle 35 nautical miles in radius centred on 46° 15'N and 17° 25'W
4. The 1977-82 site, a rectangle bounded by latitudes 45° 50'N and 46° 10'N and by longitudes 16° 00'W and 17° 30'W (length around 165 km, width around 55 km).



**Figure 2:** Dumping of barrels filled with low-level radioactive waste in the North-East Atlantic at site 1 (see Figure 1) during the 1967 test dumping operation (Pictures were taken from (ENEA, 1968))

Disposal operations were suspended in 1983 after Contracting Parties to the London Convention voted for a voluntary moratorium. In 1993, the Contracting Parties to the London Convention voted for a total ban on radioactive waste disposal at sea, to be re-evaluated every 25 years (IMO, 2006). This also led to the termination of the accompanying research programme by the NEA steering committee, against the opinion of the scientific community (NEA and OECD, 1996). Additionally, the NEA steering committee agreed that its member countries are responsible for the aftermath of their own previous disposals of radioactive wastes. From the termination of the coordinated research programme onwards, only isolated research activities were conducted in the disposal areas, e.g. bi-annually by Germany until 2005, supported by the IAEA and MAFF/UK. In 1998, the last exceptions for disposal of radioactive waste in oceans of the OSPAR region were renounced by the remaining OSPAR contracting parties (OSPAR, 1998)

The accident at the Fukushima nuclear power station in March 2011 raised public awareness of contamination of the ocean through man-made radioactivity. This accident put dump sites back on the agenda as a source of release of radioactive substances.

### **Co-ordinated research and environmental surveillance programme related to sea disposal of radioactive waste (CRESP)**

In order to identify the impact of radioactive waste disposal at sea, scientific information from different countries needed to be reviewed and merged, especially to facilitate assessments on radiological safety for the next 10,000 years. Such assessments require appropriate models,

which are developed by firstly identifying the relevant processes and the requisite parameters for their adequate description: An estimate must be made of the amount of dumped radioactive material and of its release into the water. The geochemistry and the structure of the seabed, in combination with the ocean currents and suspended particles, will also influence the distribution of the released radionuclides and hence their mobility and availability to organisms. Radionuclides are taken up by organisms in various ways, enriched along the food chain and can ultimately reach humans.

To validate the model, sampling cruises into the disposal sites (see Figure 1) were carried out in order to measure the ocean currents at different depths and take samples from water, sediment and biota for the detection of radionuclides. The analysis covered natural and artificial radionuclides, plus many more parameters. To set the results from the disposal sites into context, samples were needed from undisturbed reference sites. This was particularly important for the results of radionuclide analysis. Finally, a dose to aquatic animals and humans of different groups was calculated and compared to dose limits set up by the International Commission for Radiation Protection (ICRP). Due to their radiological relevance, mainly the radionuclides  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $(^{239+240})\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  and  $^3\text{H}$  were considered (NEA and OECD, 1996).

Although this sounds straightforward the reality is more complex because the “radionuclide fingerprint” in oceans is not limited to the dumped waste drums. This is due firstly to the presence of large amounts of natural radionuclides and their decay chain products. Secondly, a background of all the above mentioned radionuclides was already present in the ocean from other sources (see sections “Naturally occurring radioactive substances in the ocean” and “Sources of man-made radioactive substances in the ocean”). Distinguishing between the different sources of radioactivity was a challenging task for the scientists involved.

All results of the research programme were combined in a series of reports entitled “Interim Oceanographic Description of the North-East Atlantic Site for the Disposal of Low-level Radioactive Waste”. Results from other international scientists and publications in peer-reviewed journals were used to confirm the data. Based on these monographs, a review process on the continued suitability of the dumping disposal sites for disposal of radioactive waste was carried out over a five-year period (NEA and OECD, 1980; 1996).

## Source term and release

Estimating radionuclide behaviour in oceans requires the source term, i.e. the input of the amount of each radionuclide. This is especially relevant as each radionuclide isotope decays with a characteristic half-life. If the decay products themselves are radioactive, they grow in until equilibrium between the original isotope and its decay products has been reached. The total activity for radionuclide groups has been frequently published (OECD, 1985; Feldt et al.,

1987; IAEA, 2015). The last and most comprehensive work is that of the (IAEA, 2015), which lists 42,320 TBq for the total activity, of which 37,000 TBq were dumped under NEA surveillance (see Table 1). These figures are upper boundaries and therefore conservative, as highest values had to be reported for activities when in situ measurements were impossible due to sample properties (Mitchell, 1983).

**Table 1:** Total activity of low-level radioactive waste dumped at different sites in the OSPAR region (see Figure 1 for details on the disposal areas under NEA surveillance) between 1949 and 1982 without consideration of decay (source: IAEA, 2015)

Dumping sites		Total	Alpha	Beta-Gamma including H-3	Beta-Gamma except H-3	H-3
	Identifier	TBq	TBq	TBq	TBq	TBq
Under NEA surveillance	1	292	9	282	282	0
	2	835	18	816	816	0
	3	9,549	142	9,407	7,249	2,158
	4	26,330	330	26,000	12,589	13,411
Hurd Deep		60	14	46	46	0.00
UK coastal		9	4	5	0	
Atlantic		5,244	156	5,088	5,088	0.00
<b>Total</b>		<b>42,320</b>	<b>675</b>	<b>41,645</b>	<b>26,070</b>	<b>15,570</b>

The radioactive waste dumped in the North-East Atlantic mainly consists of beta and gamma emitters. Tritium represents approximately one third of the total activity (Table 1), and together with other beta-gamma emitters such as  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{55}\text{Fe}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{125}\text{I}$  and  $^{14}\text{C}$  it makes up more than 98 % of the total activity of the radioactive substances. Approximately 2 % (0.7 PBq – 0.85 PBq) of the radioactive waste consists of alpha-emitting radionuclides, with plutonium and americium isotopes accounting for 96 % of this (IAEA, 2015). Due to the physical properties of the radioactive compounds dumped, it sounds reasonable that a significant amount has already decayed (Linsley et al. 2004).

For a risk assessment it is essential to ascertain how the dumped radioactive waste is released from the waste containers into the waters of the North-East Atlantic. The waste reached the seabed in one of the five waste packages permitted by NEA (see Table 2), which were designed to retain the contents only during handling and transport. A gradual release into the sea was intended after reaching the seabed (Hill, 1985; Maeda, 1985; OECD, 1985).

**Table 2:** Data on waste packages used for disposal of radioactive waste in the deep sea, their usage by waste type before 1980 and in the period 1980-82 and the release rates of radionuclides from containers used in the model for radiological assessment (Hill, 1985; Maeda, 1985; OECD, 1985)

Waste package	Description	Used for disposal of alpha activity (%)		Used for disposal of beta/gamma activity (%)		Estimated release of radionuclides
		Before 1980	1980-1982	Before 1980	1980-1982	
Type I	Monolithic with steel lid;	26	10	4	32	Lid seal failure after 3 y (10 per cent release), drum failure 20 y; total release from concrete for <sup>55</sup> Fe lighter radionuclides within 30-50 and for heavier nuclides within >10 <sup>5</sup> years
Type II	Monolithic or multistage with concrete cap	-	-		-	
Type III	Vented package - loose packed waste	71	87	92	61	1.2 % in first 3 y, cap failure after 3 y (1 % annual release), drum failure after 13 y (rest released)
Type IV	Vented package – encapsulated waste	3	3	4	3	0.03 % in first 3 y, cap failure after 3 y (1 % annual release); total release from concrete for <sup>55</sup> Fe within 30 y and <sup>239</sup> Pu within >10 <sup>5</sup> y
Type V	Solidified waste in a concrete container	/	-	-	4	0.1 % percent release in first 20 y, drum failure after 20 y; total release from concrete for <sup>55</sup> Fe within 30 and <sup>239</sup> Pu within >10 <sup>5</sup> years

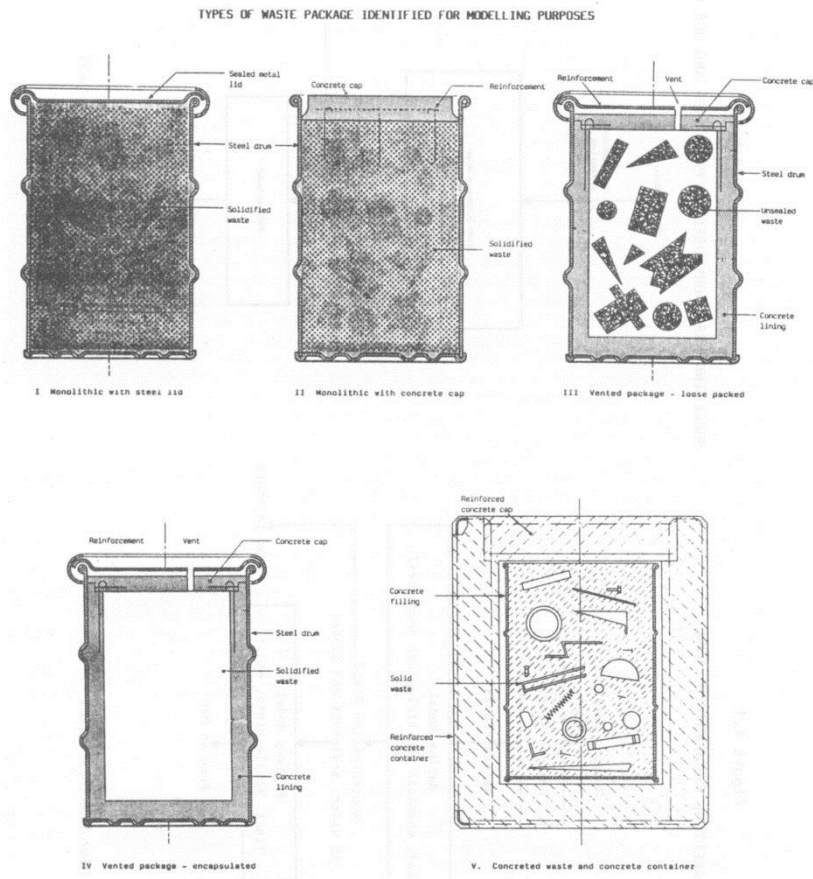


Figure 3: Types of packages approved for disposal of radioactive waste



Figure 4: Waste drums recovered in 1984 by German Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg

Over the course of the research programme the input parameters of the effect model were changed from direct release after disposal to different stages of release of radionuclides from the drums (see Table 2). This was mainly based on knowledge acquired that the drums will be perforated after a minimum period of 10 to 40 years in seawater, depending on the



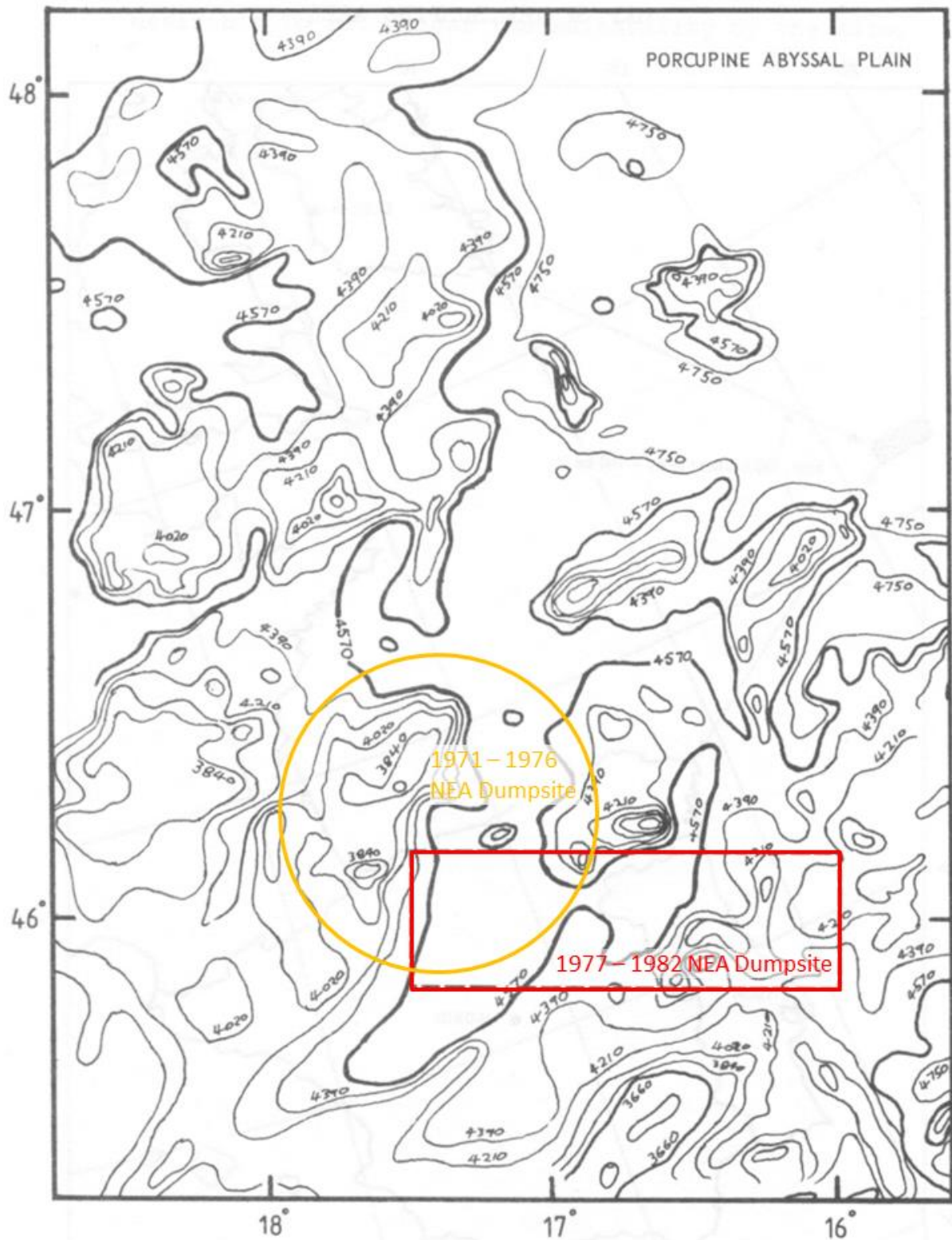
temperature of the water and coating of the drum (Maeda, 1985). Photographic inspection of five metal packages and one concrete package in the overlapping zone of sites 3 and 4 (see Figure 1 and Table 1 for more details) in 1983, using an unmanned submersible, found that the barrels were in good shape but that the metal ones were deformed and had started to corrode (Sibuet et al., 1985). Similar results were reported by (Feldt et al., 1985), who recovered three metal drums at site 4 (see Figure 1 and Table 1 ) in 1984; on one the lid was missing (see Figure 4) while another showed surface contamination with radionuclides, mainly  $^{241}\text{Am}$ . It therefore appeared that small amounts of radioactive material were being released through cracks in the metal hull of the drums, while the release of radioactive material from solidified waste was much smaller. In general, these results confirmed the estimated release times listed in Table 2 used in the model and are consistent with results determined at the 1000 m and 2800 m US disposal sites for low radioactive waste at Farallon Island and the North-West Atlantic Ocean (Rawson et al., 1983; Karl et al., 1992).

### Physical description of the NEA dumpsite

The main NEA dumpsite (number 4 in Figure 1 and Table 1) is located in the outer Bay of Biscay. Figure 5 shows by measured water depths (bathymetry) that these are between 4570 m and 3800 m. Solid lines in the figure show the course of similar depths, so-called isolines.

It can be seen that the western part of the rectangular is an underwater (abyssal) plain, while the eastern part has steep undersea mountains of several hundred meters of elevation. The oceanography of the area is complex and variable depending on the depth. In general, the surface currents have a southern direction, while bottom currents flow in a north-west direction. It should be noted that the whole area of the outer Bay of Biscay is subject to an occasional event whereby a large pulse of energy accelerates contour currents on the ocean floor (so called 'abyssal storm'). These events are characterised by strong currents in a north to south direction which are initiated hundreds of miles away at the continental shelf; they had not been anticipated and were first described through the CRESO observations.

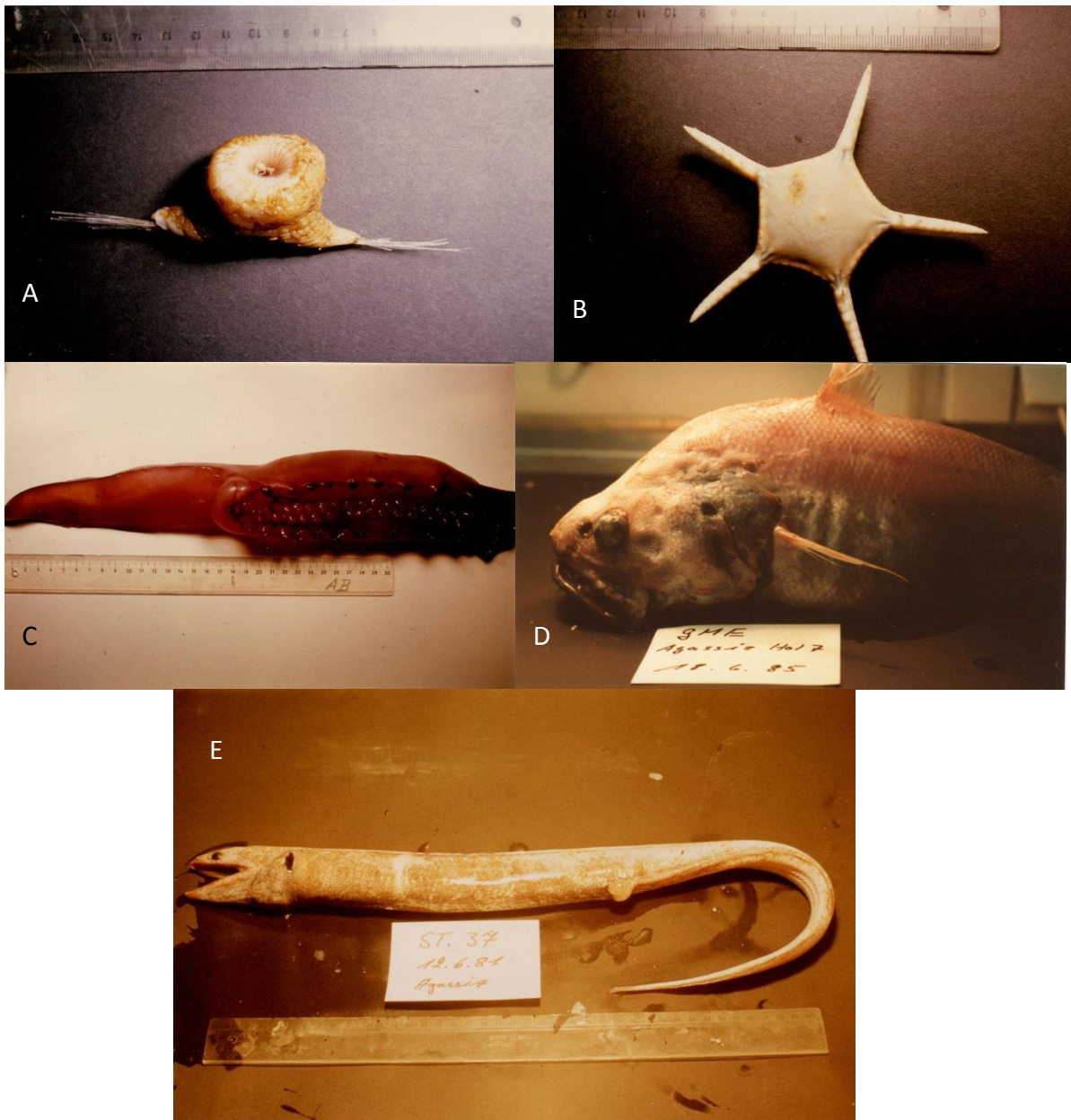
The bottom of the sea is covered with soft sediment which is steadily produced and deposited on the seafloor by a number of chemical and biological processes. The biological production in the water column above the deep sea is low compared with the biological activity in the shallow waters of the shelf sea or in estuaries. This leads to a comparatively low sedimentation rate. Whilst sediment is moved around the ocean bed and deposited, the barrels containing low-level radioactive waste will still be visible today'.



**Figure 5:** Bathymetry of the 1971-1976 and the 1977 – 1982 (or main) NEA dumpsites for radioactive waste (cf. Fig. 1; the vertical distance between two isolines in this map is 180 m.)

## Deep sea biology

Although representing a large habitat and about 70 % of the total oceans, the biology of the deep sea is not well known. This was especially obvious when enrichment of pollutants along food chains had to be evaluated at the start of the CRESO program (NEA and OECD, 1996). In general, the deep sea is poor in nutrients and consequently there are fewer organisms compared to shallower areas of the ocean, and those that live in the deep sea have a lower metabolism. Therefore, the spatial distribution of fauna is highly dependent on locations of food falls from animal or plant biomass from near-surface parts of the water column, which are common in the deep sea environment (NEA and OECD, 1996; Levin and Goodday, 2003). According to Levin and Goodday (2003) the macrofauna of the deep-sea in the region of the dumpsites belong to the families Holothuridea (sea cucumber) and Actiniaria (sea anemone). Some of the organisms from the disposal area may be caught for human consumption (e.g. *Stichopus Regalis*, a type of sea cucumber, are deli food in Spain) and thus radionuclides released from the dumpsites could reach humans via the food chain. Furthermore, organisms far from the disposal site may come into contact with radionuclides through uptake from dispersed contaminated water or through consumption of vertically migrated animals from the dumpsite (NEA and OECD, 1996). These too may reach humans. To assess this, a virtual food chain was constructed (Charmasson and Calmet, 1989) and animals inside the food chain were tested for a wide range of radioactive compounds. These were mainly natural gamma emitters like  $^{40}\text{K}$ , artificial gamma emitters like  $^{137}\text{Cs}$ , beta emitters like  $^{90}\text{Sr}$ , and plutonium-isotopes like  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{(239+240)}\text{Pu}$  and  $^{241}\text{Am}$ .



**Figure 6:** Mainly sampled deep sea organisms were (A) Actiniaria (sea anemone), (B) Asteroidea (starfish), (C) Holothuridea (sea cucumber), (D) Macrouridae (grenadier/ rattail fish) and (E) Synphobranchidae (Cutthroat eels); (© Manfred Trenck, Thünen-Institute of Fisheries Ecology, Hamburg, Germany)

Most of the radionuclides mentioned above were detected in marine biota at the disposal and reference sites. With two exceptions, all nuclides detected in deep sea organisms originated from nuclear weapons testing or biogeochemical processes. At the 1967 dumpsite (number 1 in Table 1 and Figure 1), a total of 158 samples were taken during German research cruises between 1979 and 1992 (Figure 8). In 1983, elevated activity concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  were found in six samples from different species at the centre of the 1967 test disposal site compared to the reference site (Feldt et al., 1985). The values of  $^{90}\text{Sr}$  ranged from 0.45 to 70.3 Bq/kg dry matter and those of  $^{137}\text{Cs}$  from 28.7 to 1210 Bq/kg dry matter (see

Table 3). Interestingly, during the sampling cruises in the years 1985 to 1992, only background concentrations were detectable (Feldt et al., 1989 and Kanisch et al., 2003).

**Table 3:** Organisms with elevated activity concentrations of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  collected at the 1967 test disposal site (number 1 in Figure 8) in 1983 (Feldt et al., 1985)

Organism	Activity concentration of	
	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
	(Bq/kg dry matter)	
Decapoda Reptantia	Not measured	73.7
Decapoda Natantia	3.27	51.7
Actiniaria	11.4	139
Holothuroidea	70.3	1210
Holothuroidea	49.4	233
Bathypteroidae	4.04	28.7
Macrouridae	0.45	36.1

Furthermore, in samples of sea cucumbers (holothuroidea) and anemones (actiniaria) from the 1977-1982 dumpsite (study site B in Figure 8) taken close to waste containers, elevated levels of  $(^{239+240}\text{Pu})$  were detected (Feldt et al., 1981; 1985; NEA and OECD, 1996). Although the activities of Pu-isotopes in benthos samples were less than 0.2 Bq/kg dry matter  $^{238}\text{Pu}$  and less than 2.5 Bq/kg dry matter  $^{239+240}\text{Pu}$  and in most cases did not differ significantly between dumpsite and reference site (Figure 7), differences in the isotope ratio of  $^{238}\text{Pu}$  to  $^{239+240}\text{Pu}$  from global fallout were taken as evidence for leaking barrels and accumulating radionuclides in the food chain (see NEA and OECD, 1996 and Kanisch et al., 2003).

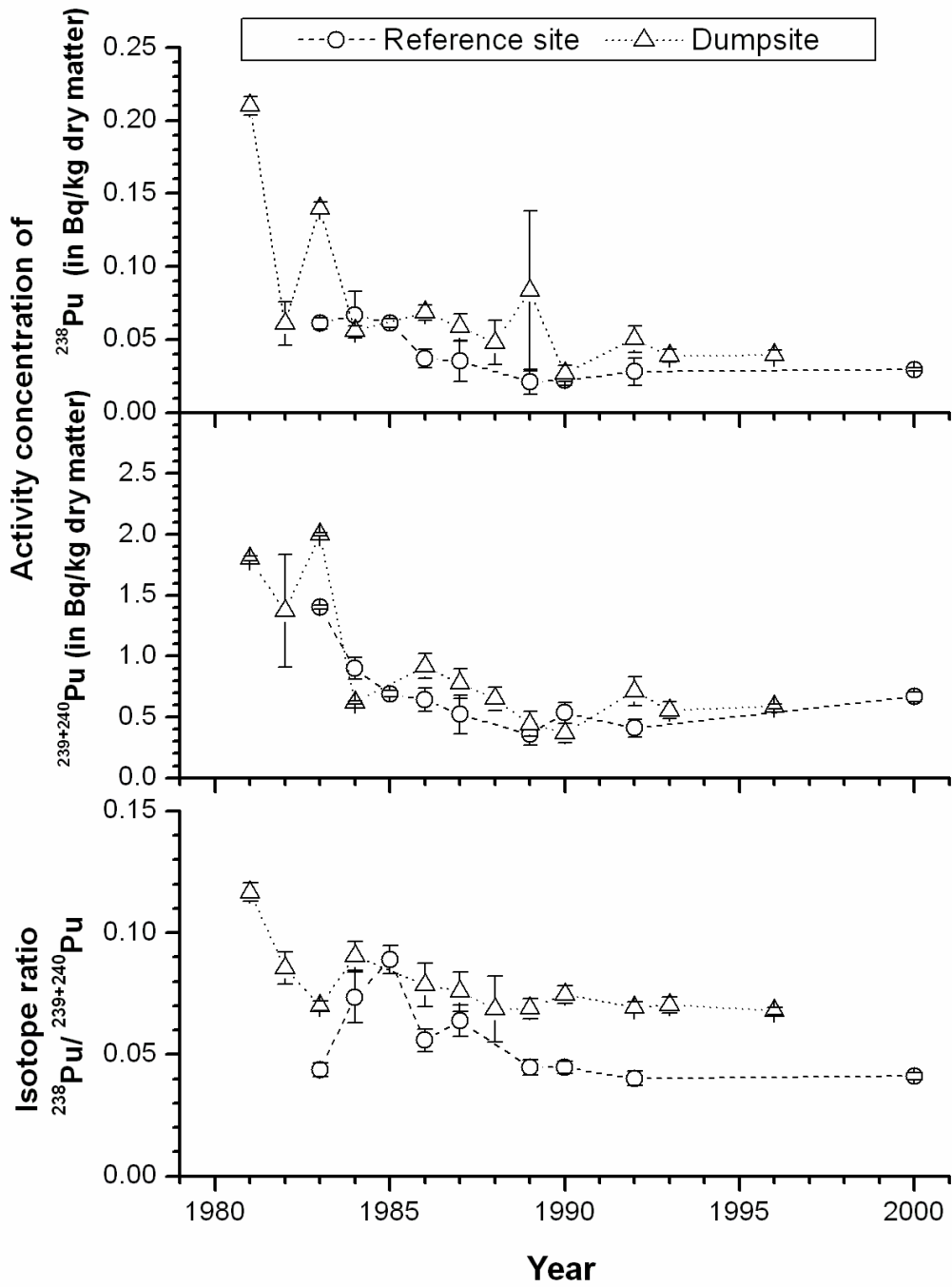
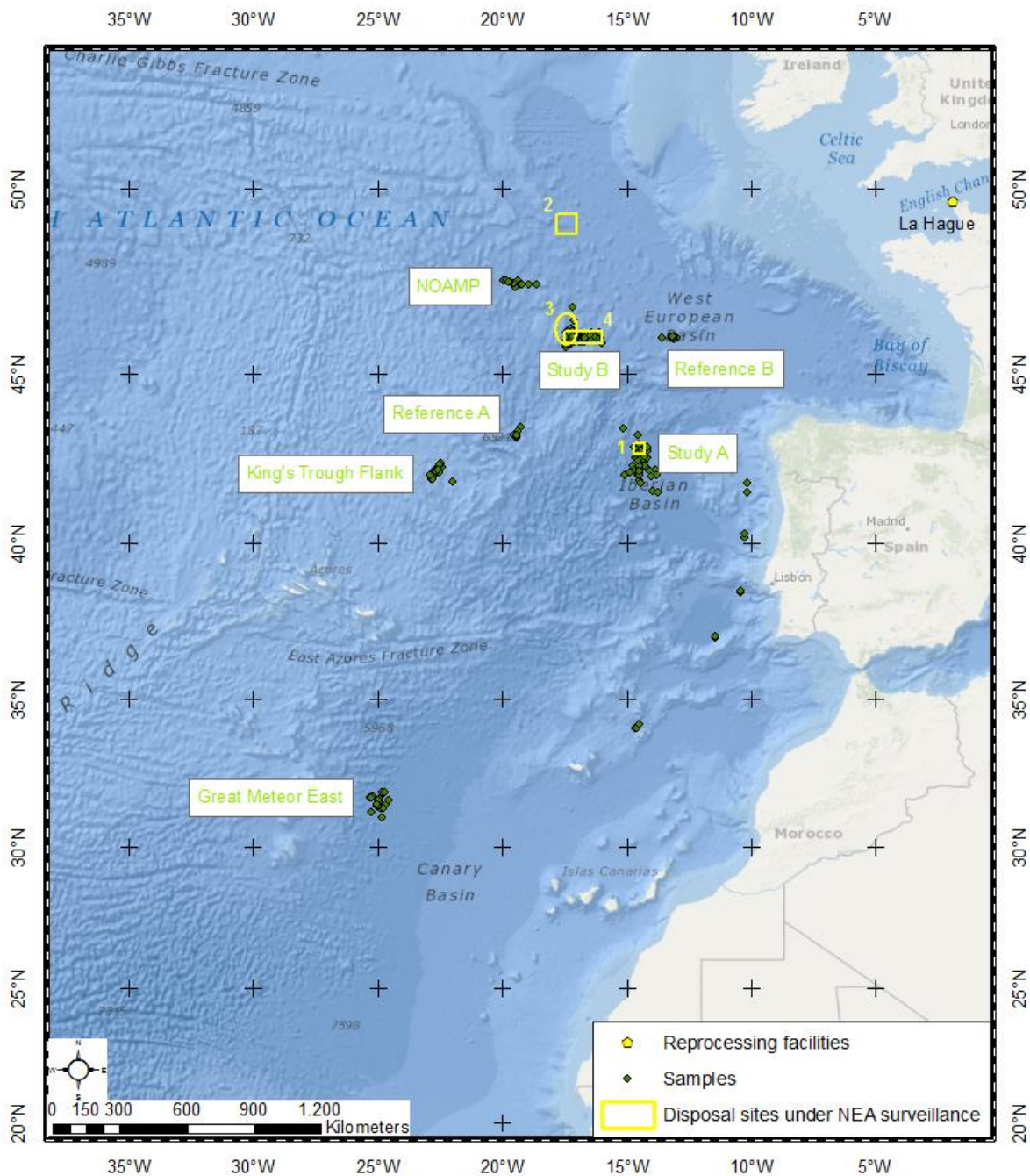


Figure 7: Time series of  $^{238}\text{Pu}$ ,  $(^{239+240})\text{Pu}$  and the isotope ratio of  $^{238}\text{Pu}/(^{239+240})\text{Pu}$  in benthos from the 1977-1982 deep sea disposal site (tagged as number 4 and study B in Figure 8) and one reference site (tagged as reference B in Figure 8)



**Figure 8:** German biota samples taken in the sites of deep-sea disposal of radioactive wastes (see Table 1 for more details) and reference sites between 1979 and 2005

### Radiological assessment

The radiological assessment was based on the model calculations for different exposure pathways of radionuclides released from the barrels to humans, the so-called critical groups. These were mainly related to the consumption of fish and fishery products since many other

suggested pathways were determined to have negligible effects on humans (GESAMP, 1984; Holliday, 1984; NEA and OECD, 1996). Most individual doses to members of critical groups were calculated at 0.02 microsievert/year or 0.002 % of the radiation dose value of 1 millisievert/year (OECD, 1985; NEA and OECD, 1996) for single members of the broad public, or 0.009 % of the typical annual ingestion dose from natural radionuclides in foodstuffs, which is 0.215 millisievert/year in Germany (BfS, 2013). One exception was determined for consumers of molluscs from the Antarctic Ocean, for whom maximum individual doses up to 0.1 microsievert/year were estimated at 100 years to 500 years after the start of disposal operations. In this case, the dose mainly originated from the alpha emitters <sup>239</sup>Pu and <sup>241</sup>Am. A second exception was estimated for the hypothetical group of consumers of deep sea fish, who would receive a maximum dose of 0.2 microsievert/year approximately 50 years after the start of the disposal operation (OECD, 1985; NEA and OECD, 1996).

Additionally, doses to deep-sea organisms were estimated to be in the order of the natural background for fish, and large and small crustaceans. Only the doses to molluscs were determined to exceed the natural background of around 0.1 milligray/day by a factor of about 2. This is a factor of five below the lowest effect levels for aquatic organisms of 1 milligray/day (ICRP 2008).

## London Convention / London Protocol

The Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter 1972, commonly called the "London Convention" or "LC '72", is an agreement to control pollution of the sea by dumping and to encourage regional agreements supplementary to the Convention. It covers the deliberate disposal at sea of wastes or other matter from vessels, aircraft, and platforms. It does not cover discharges from land-based sources such as pipes and outfalls, wastes generated incidentally to normal operation of vessels, or placement of materials for purposes other than mere disposal, providing such disposal is not contrary to the aims of the Convention. LC '72 entered into force in 1975. In 2013, there were 87 Parties to the LC '72 and 45 to its follow up, the London Protocol of 1996 (IMO, 2015).

Until 1983, the LC'72 only prohibited the dumping of high level radioactive compounds, while disposal of other radioactive compounds required a special permit. In 1983, after veto of several contracting parties, LC'72 imposed a moratorium on disposal of radioactive waste (Ringius, 2000). This was mainly based on the report "Evaluation of oceanic radioactive dumping programs" of Davis and Van Dyke (1982). The report's main arguments were as follows:



"First, the oceans are a living, interconnected environment that can return radioactive (and other) wastes to humans via the ocean food chain.

Second, the ocean is a formidable environment, destructive of human structures such as radioactive waste containers.

Third, despite recent rapid strides in the oceanographic sciences, the ocean is still largely an unknown environment [authors' annotation: This is still valid 30 years later].

Fourth, the oceans represent a global resource, the birthright of all people and all generations.

Fifth, damage of this global commons by a minority of people is contrary to principles of international law.

These are the grounds why it is suggested that the oceans are an unacceptable repository for radioactive wastes.

We can see that our current [authors' annotation: 1982] approach to the subject is a combination of scientific findings, moral standards and legislative measures undertaken therefore."

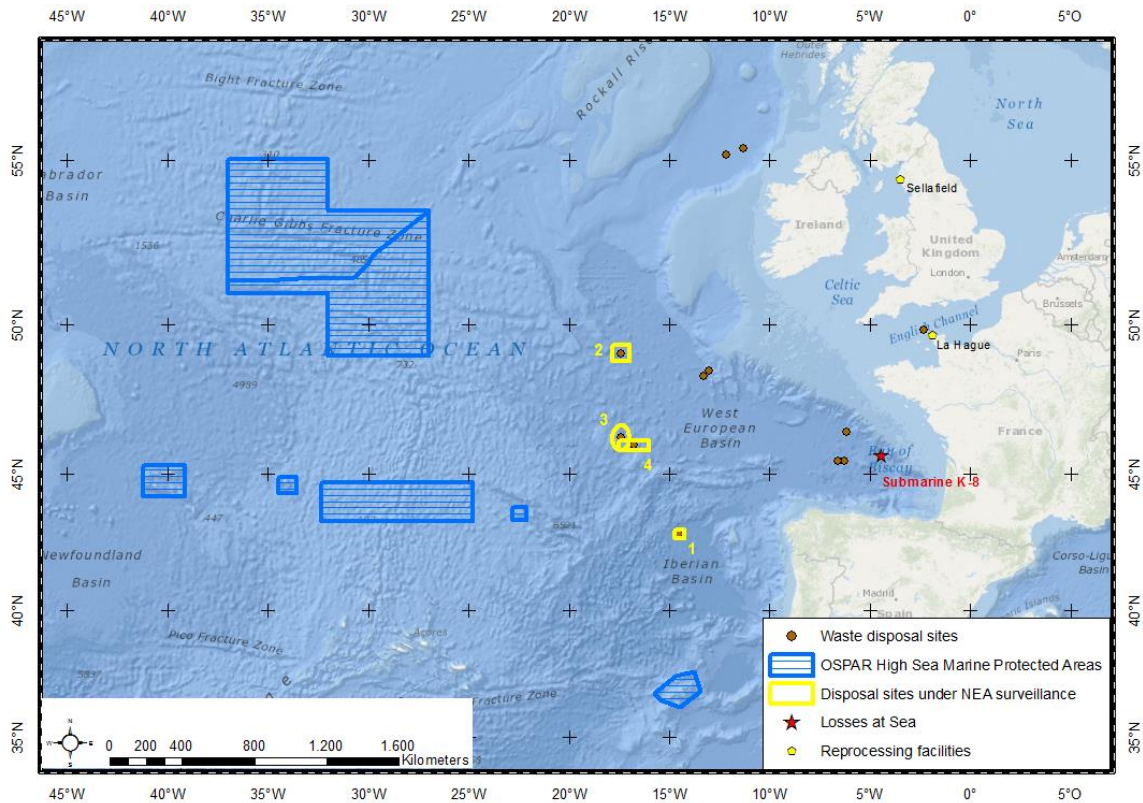
In 1993 the LC'72 took the decision to ban the dumping of low-level radioactive waste for a period of 25 years. The discussion on whether the ban on dumping should be extended from 2019 will therefore be taken up again in the near future.

### **Possible interaction of High Seas Marine Protected Areas and dump sites of low-level radioactive waste**

When deep sea dumping activities were ongoing the idea of Marine Protected Areas in the High Seas had not even been conceived. As previously mentioned, the deep ocean was seen as an opportunity for the managed dumping of radioactive waste without adverse effects on the marine environment or human health. The High Seas Marine Protected Areas (HSMPAs) that have been designated to date are not in the immediate vicinity of the dumpsites for radioactive wastes (see map in Figure 9). The closest distance to the north-west, which is the prevailing current direction in the bottom layer, is about 1000 kilometres from the main dumpsite to the Charlie-Gibbs-HSMPA. However, radionuclides are known to travel thousands of kilometres if chemical and physical properties and time allow it (Dahlgaard et al., 1995).

On the other hand, all past monitoring operations indicate that activity concentrations in the water at the dumpsites have been very low, if detectable at all. Transport over at least 1000 km would lead to even smaller concentrations by dilution and should not pose any harm to

habitats and species in the currently designated HSMPAs. If any substantial releases from the dumpsites were detected by measurements, further monitoring of the HSMPAs and waters in the vicinity of those would be expedient.



**Figure 9:** Location of waste disposal sites, dumpsites of low-level radioactive waste, high-sea MPAs, the reprocessing plants for nuclear fuel and the lost soviet submarine K-8 in the OSPAR area (Data according to IAEA (1999; 2001; 2015))

## Conclusions

The disposal of low-level radioactive waste in the North-East Atlantic took place between the late 1940s and 1982. An extensive scientific programme (CRESP) was conducted during and for some years after cessation of the dumping operations. At that time the releases from the waste drums were found to be happening at a very low rate and on a limited scale. Hence the calculated doses to the public were negligible. For nearly 20 years the dumpsites were only monitored sporadically, and in recent years monitoring has ceased altogether. The lack of up-to-date monitoring data leads to the inevitable conclusion that harm to man or the environment from the historic wastes cannot be fully excluded today. As the condition of the

waste containers is subject to speculation it might be appropriate to carry out a limited and cost-effective monitoring.

## Acknowledgements

The comments and the support from OSPAR Contracting Parties France, Ireland, Norway, Switzerland, The Netherlands and the United Kingdom, The International Atomic Energy Agency (IAEA) as observer and of the OSPAR secretariat significantly improved the quality of this report and are gratefully acknowledged.

## References

Antonow A., Marinin W., and Walujew N. (1998): Soviet-russian nuclear submarines (in German). Publisher: Brandenburgisches Verlagshaus, Berlin

Bundesamt für Strahlenschutz (BfS, 2013): Natural radionuclides in foodstuff (in German). Retrieved 08.11.2013, from <http://www.bfs.de/de/ion/nahrungsmittel/nahrung.html>.

Charmasson S., and Calmet D. (1989): Distribution of lysianassidae amphipods *Eurithenes Gryllus* in the North-East Atlantic. In: Nuclear Energy Agency (NEA) and Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD): Interim oceanographic description of the North-East Atlantic site for the disposal of low-level radioactive waste 3, 159-162

Dahlgaard H., Chen Q., Herrmann J., Nies H., Ibbett R. D., and Kershaw P. J. (1995): On the background level of  $^{99}\text{Tc}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in the North Atlantic. *Journal of Marine Systems* 6/5-6, 571-578

Davis W. J., and Van Dyke J. (1982): Evaluation of oceanic radioactive dumping programs.

European Nuclear Energy Agency (ENEA,1968): Radioactive Waste Disposal Operation Into the Atlantic 1967, 75p, Publisher: Organisation for OECD, Paris

Feldt W., Kanisch G. and Lauer R. (1981): Radioactive contamination of the NEA dumping sites. In: International Atomic Energy Agency (IAEA) and Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD)/ Nuclear Energy Agency (NEA): "Impacts of radionuclide releases into the marine environment: Proceedings of an International Symposium on the Impacts of Radionuclide. Releases into the Marine Environment". Pages: 465-480, Publisher: International Atomic Energy Agency, Vienna

Feldt W., Kanisch G., Kanisch M., and Vobach M. (1985): Radioecological studies of sites in the North-East Atlantic used for dumping of low-level radioactive wastes- Results of the research cruises of FRV Walther Herwig 1980-1984. *Archiv für Fishereiwissenschaft*. 35/1, 91-195

Feldt W., Biesold H., Bonka H., Bröcking D., Geipel H., Mittekstaedt E., Nies H., and Scheider R. (1987): Radioecology of the deep sea - State of knowledge for evaluation of disposal of low level activity solid waste in the deep sea (in German), In: Heller H.: Recommendations of the commission for radiation protection. Volume 6, Pages: 123-165, Publisher:, Federal Ministry of Environment, Nature Conservation and Reactor Safety, Stuttgart

Feldt, W., G. Kanisch and M. Vobach (1989). Deep-sea biota of the North-East Atlantic and their radioactivity, In: Nyffeler F., Simmons W.: Interim oceanographic description of the North-East Atlantic site for the disposal of low-level radioactive waste- Volume 3, Pages 178-204, Publisher: Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD)/ Nuclear Energy Agency (NEA), Paris

Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (GESAMP, 1984): An oceanographic model for the dispersion of wastes disposed of in the deep sea. Reports and Studies No. 19. International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna.

Hill M. D. (1985): NEA Co-ordinated research and environmental surveillance programme (CRESP) on sea dumping of radioactive wastes - Data base for use in radiological assessments and sensitivity analyses. In Dickson R. R., Gurbutt P. A., and Kershaw P. J.: Interim oceanographic description of the North-East Atlantic site for the disposal of low-level radioactive waste – Volume 2, Pages 159 – 190. Publisher: Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD)/ Nuclear Energy Agency (NEA), Paris

Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission (HELCOM, 2009): Radioactivity in the Baltic Sea, 1999-2006. Baltic Sea Environmental Proceedings No. 117, 7-8.

Buesseler, K.O. (2014): Fukushima and ocean radioactivity. *Oceanography* 27(1):92–105

Gäfvvert T., Sværen I., Brungot A.L., Kolstad A.K., Lind B., Gwynn J., Alvestad P., Heldal H.E., Føyn L., Strålberg E., Christensen G.C., Skipperud L., Salbu B., Drefvelin J., Dowdall M., Rudjord A.L. (2006): NRPA. Radioactivity in the Marine Environment 2004. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). StrålevernRapport 2006:14. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2006.

Holliday, F. G. T. (1984): Report of the independent review of disposal of radioactive waste in the North-East Atlantic, Publisher: Her Majesty's Stationery Office

International Atomic Energy Agency (IAEA, 1974): Convention on the prevention of marine pollution by dumping of wastes and other matter. Information Circular 205. Publisher: International Atomic Energy Agency, Vienna

International Atomic Energy Agency (IAEA, 1978): Convention on the prevention of marine pollution by dumping of wastes and other matter. Information Circular 205Add.1/Rev.1.Publisher: International Atomic Energy Agency,Vienna

International Atomic Energy Agency (IAEA, 1999): Inventory of radioactive waste disposals at sea. Publisher: International Atomic Energy Agency,Vienna

International Atomic Energy Agency (IAEA, 2001): Inventory of accidents and losses at sea involving radioactive material, Publisher: International Atomic Energy Agency,Vienna

International Atomic Energy Agency (IAEA, 2015): Inventory of radioactive material resulting from historical dumping, accidents and losses at sea. Publisher: International Atomic Energy Agency,Vienna

International Commission for Radiation Protection (ICRP, 2008). "Environmental Protection - the Concept and Use of Reference Animals and Plants." Annals of the ICRP 108/4-6

International Maritime Organisation (IMO, 2006): 1996 protocol to the convention on the prevention of marine pollution by dumping of wastes and other matter, 1972

International Maritime Organisation (IMO, 2015):[Summary of Status of Conventions](http://www.imo.org/About/Conventions/StatusOfConventions/Pages/Default.aspx); available at: <http://www.imo.org/About/Conventions/StatusOfConventions/Pages/Default.aspx>; verified 10.01.2015

Kanisch, G., H. J. Kellermann, A. Krüger and M. Vobach (2003). Radioecological research in marine ecosystems (in German). Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, No 158. Publisher: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn

Karl H. A., Schwab W. C., Drake D. E., and Chin J. L. (1992): Detection of Barrels that Contain Low-level Radioactive Waste in Farallon Island Radioactive Waste Dumpsite Using Side-scan Sonar and Underwater-optical Systems: Preliminary Interpretation of Barrel Distribution.Open-File Report 92-178, Publisher: United States Geological Survey.

Levin, L. A. and A. J. Goodday (2003): The deep Atlantic ocean. In: Tyler P. A.,: Ecosystems of the Deep Oceans. Pages 111-178. Publisher: Elsevier Science, Amsterdam

Linsley G., Sjöblom K.-L., Cabianca T. (2004): Overview of point sources of anthropogenic radionuclides in the oceans, In: Marine Radioactivity. Livingston, H.D., (Ed.): Marine Radioactivity. Publisher: Elsevier, Amsterdam.

Maeda S. (1985): Corrosion study of drums for low-level radioactive waste. Interim oceanographic description of the North-East Atlantic site for the disposal of low-level radioactive waste. In Dickson R. R., Gurbutt P. A., and Kershaw P. J.: Interim oceanographic description of the North-East Atlantic site for the disposal of low-level radioactive waste – Volume 2, Pages 145-158. Publisher: Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD)/ Nuclear Energy Agency (NEA), Paris

Mitchell, N. T. (1983). History of dumping and description of waste. Interim oceanographic description of the North-East Atlantic site for the disposal of low-level radioactive waste. P. A. Gurbutt and R. R. Dickson. In Dickson R. R., and Gurbutt P. A.: Interim oceanographic description of the North-East Atlantic site for the disposal of low-level radioactive waste. Pages 159 – 190. Publisher: Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD)/ Nuclear Energy Agency (NEA), Paris

Nuclear Energy Agency (NEA) and Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD, 1980): Review of the continued suitability of the dumping site for radioactive waste in the North-East Atlantic, Publisher: Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD)/ Nuclear Energy Agency (NEA), Paris

Nuclear Energy Agency (NEA) and Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD, 1996): Co-ordinated Research and Environmental Surveillance Programme Related to Sea Disposal of Radioactive Waste - CRESP Final Report 1981-1995. Publisher: Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD)/ Nuclear Energy Agency (NEA), Paris

OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, Meeting of the OSPAR Commission (OSPAR), Bonn: 25-29 June 2012, Summary Record.

OSPAR (1998): OSPAR Decision 98/2 on Dumping of Radioactive Waste

Organisation for Economic Co-Operation and Development/ Nuclear Energy Agency (OECD/NEA 1985). Review of the continued suitability of the dumping site for radioactive waste in the North-East Atlantic: Accompagné d'un résumé en langue française, OECD, Paris.

Rawson M. D. and Ryan W. B. F. (1983): Geologic Observations at the 2800-meter Radioactive Waste Disposal Site and Associated Deepwater Dumpsite 106 (DWD-106) in the Atlantic Ocean. Report number: EPA 520/1-83-018. Publisher: United States Environmental Protection Agency.

Ringius L. (2000): Radioactive waste disposal at sea: Public ideas, transnational policy entrepreneurs, and environmental regimes. Publisher: MIT Press, Sabon, USA, 273 pages.

Sibuet M., Calmet D., and Auffret G. (1985): Photographic reconnaissance of containers at the disposal site for low level radioactive waste in the North-East Atlantic (in French). Comptes rendus de l'Académie des sciences. Série 3, Sciences de la vie 301/10, 497-502.

Skjerdal et al. (2015): NRPA. Radioactivity in the marine environment 2011. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). Strålevern Rapport 2015:3. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2015.

Smith J. N., et al. (2015): Arrival of the Fukushima radioactivity plume in North American continental waters. Proc Natl Acad Sci USA 112(5):1310–1315.

## Bisher erschienene BfS-Schriften

---

### **BfS-SCHR-1/90**

*Warnecke, E.; Odoj, R.; Simon, R.* (Editors)

Requirements for Waste Acceptance and Quality Control.

Proceedings of the 2nd International Seminar on Radioactive Waste Products.

28 May - 1 June 1990, Research Centre Jülich, Federal Republic of Germany.

Salzgitter 1990

### **BfS-SCHR-2/91**

Sicherheitsreihe Nr. 6.

IAEO-Empfehlungen für die sichere Beförderung radioaktiver Stoffe. Ausgabe 1985.

(Diese Übersetzung enthält auch die von der IAEO im Nachtrag 1988 zu den Empfehlungen vorgenommenen Ergänzungen).

Salzgitter 1991

### **BfS-SCHR-3/91**

*Schüttmann, W.; Aurand, K.*

Die Geschichte der Außenstelle Oberschlema des Kaiser-Wilhelm-Instituts für Biophysik Frankfurt am Main.

Salzgitter 1991

### **BfS-SCHR-4/91**

*Bornemann, O.* (mit einem Beitrag von *R. Fischbeck*)

Zur Geologie des Salzstocks Gorleben nach den Bohrergebnissen.

Salzgitter 1991

### **BfS-SCHR-5/92**

*Herrmann, A.G.*

Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM).

Lösungszuflüsse in den Grubenfeldern Marie und Bartensleben: Stoffbestand, Herkunft, Entstehung. Eine Dokumentation.

Zweiter Bericht. Abschlußbericht für den Zeitabschnitt 1. Januar bis 31. Dezember 1991. Clausthal-Zellerfeld, den 29. Februar 1992.

Salzgitter 1992

### **BfS-SCHR-6/92**

Bestandsaufnahme IMIS-IT.

Seminar zum Projektstand IMIS am 3. Mai 1991.

Salzgitter 1992

### **BfS-SCHR-7/92**

Empfehlungen der Reaktor-Sicherheitskommission (RSK) 1987 - 1991 (Band 7).

Zusammengestellt von der RSK-Geschäftsstelle.

Salzgitter 1992

### **BfS-SCHR-8/92**

Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten.

Abschlußbericht zum ersten Teilprojekt.

Salzgitter 1992

### **BfS-SCHR-9/93**

*Grosche, B.; Burkart, W.* (Editors)

Radiation epidemiology after the Chernobyl accident.

Proceedings of a workshop held at the Institute for Radiation Hygiene, Federal Office of Radiation Protection, Neuherberg, October 23-25, 1991

## Bisher erschienene BfS-Schriften

---

### **BfS-SCHR-10/93**

*von Borstel, L.E.*

Lösungen in marinen Evaporiten.

Salzgitter 1993

### **BfS-SCHR-11/93**

*Herrmann, A.G.*

Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM).

Lösungsvorkommen in den Grubenfeldern Marie und Bartensleben: Stoffbestand, Herkunft,

Entstehung.

Eine Dokumentation.

Abschlußbericht für den Zeitabschnitt 1. Januar bis 31. Dezember 1992. Clausthal-Zellerfeld, den 29. Februar 1992.

Salzgitter 1993

### **BfS-SCHR-12/93**

IMIS-Statusgespräch.

Seminar zum Projektstand IMIS am 1. Februar 1993.

Salzgitter 1993

### **BfS-SCHR-13/94**

*Przyborowski, S.; Röhnsch, W.*

ICRP-Publikation 65

über den Schutz gegenüber Radon-222 in Wohnung und an Arbeitsplätzen und die Situation in der Bundesrepublik Deutschland.

Salzgitter, 1994

### **BfS-SCHR-14/95**

*Kammerer, L.; Peter, J.; Burkhardt, J.; Trugenberger-Schnabel, A.; Bergler, I.*

Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1992 und 1993. Daten und Bewertung.

Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz.

Salzgitter, Dezember 1995

### **BfS-SCHR-15/96**

Solare terrestrische UV-Strahlung in Deutschland.

Meßergebnisse und strahlenhygienische Bewertung der Daten aus dem UV-Meßnetz des BFS/UBA für den Zeitraum Januar bis Dezember 1994.

Salzgitter, März 1996

### **BfS-SCHR-16/98**

*Kammerer, L.*

Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1994 bis 1995. Daten und Bewertung.

Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz.

Salzgitter, März 1998

### **BfS-SCHR-17/98**

Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten.

Abschlußbericht zum zweiten Teilprojekt.

Salzgitter, März 1998

### **BfS-SCHR-18/98**

*Sonnek, C.*

Die Euratom-Grundnormen für den Strahlenschutz 1996 und 1997.

Ausblick auf zukünftiges Strahlenschutzrecht in Deutschland.

Salzgitter, Juli 1998



## Bisher erschienene BfS-Schriften

---

### **BfS-SCHR-19/99**

Strahlenschutz und Sicherheit in der Medizin.

ICRP-Veröffentlichung 73.

Ein Bericht einer Arbeitsgruppe des Komitees 3 der Internationalen Strahlenschutzkommission.

Von der Kommission angenommen im März 1996.

Salzgitter, Mai 1999

### **BfS-SCHR-20/99**

WORKSHOP

Strahlenüberwachung von Arbeitsplätzen mit erhöhten Konzentrationen von Radon und Radonzerfallsprodukten und Qualitätssicherung der Überwachungsmessungen.

22. bis 24. Juni 1998, Berlin.

Salzgitter, November 1999

### **BfS-SCHR-21/00**

*Kammerer, L.*

Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1996 und 1997. Daten und Bewertung.

Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz.

Salzgitter, Oktober 2000

### **BfS-SCHR-22/01**

*Ettenhuber, E.; Gehrcke, K.*

Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten.

Abschlussbericht.

Salzgitter, März 2001

### **BfS-SCHR-23/01** (ist nicht als Druck erschienen, nur im Internet)

*Steinmetz, M.*

UV-Index in practical use

Proceedings of an International Workshop

Institute of radiation hygiene, Munich, Germany, December 4-7, 2000

Salzgitter, 2001

### **BfS-SCHR-24/02**

*Peter J.; Schneider G.; Bayer A.; Trugenberg-Schnabel A.*

High Levels of Natural Radiation and Radon Areas:

Radiation Dose and Health Effects

Proceedings of the 5<sup>th</sup> International Conference on High Levels of Natural Radiation and Radon Areas held in Munich, Germany on September 4 to 7 2000

Neuherberg, März 2002

### **BfS-SCHR-25/02**

*Brix, J.; Matthes, R.; Schulz, O.; Weiss, W.*

Forschungsprojekte zur Wirkung elektromagnetischer Felder des Mobilfunks.

Bundesamt für Strahlenschutz

21. und 22. Juni 2001

Salzgitter, Juni 2002

### **BfS-SCHR-26/02**

*Bruchertseifer, F.; Pohl, H.*

Fachgespräch

Begrenzung der Strahlenexposition als Folge von Störfällen bei kerntechnischen Anlagen und Einrichtungen.

1. und 2. März 2001

Salzgitter, Juni 2002

## Bisher erschienene BfS-Schriften

---

### **BfS-SCHR-27/03**

*Trugenberger-Schnabel, A.; Peter J.;  
Kanzliwius, R.; Bernhard, C.; Bergler, I.*  
Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1998 bis 2001  
Daten und Bewertung  
Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz  
Salzgitter, Januar 2003

### **BfS-SCHR-28/03**

*Walter, H.*  
2.Fachgespräch SODAR  
19. u. 20. März 2003  
Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt,  
Naturschutz und Reaktorsicherheit  
Zusammenfassung der Vorträge  
Salzgitter, Juni 2003

### **BfS-SCHR-29/03**

*Bergler, I.; Bernhard, C.; Gödde, R.; Schmitt-Hannig, A.*  
Strahlenschutzforschung  
- Programmreport 2001 -  
Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich und verwaltungsgemäß begleitete  
Ressortforschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesumweltministeriums  
Salzgitter, Juni 2003

### **BfS-SCHR-30/04**

*Lennartz, H.-A.; Mussel, Ch.; Thieme, M.*  
Beteiligung der Öffentlichkeit bei der Standortauswahl für die Endlagerung radioaktiver Abfälle  
Abschlussbericht  
Salzgitter, April 2004

### **BfS-SCHR-31/04**

*Weiß, D.; Bönigke, G.; Spoden, E.; Warnecke, E.*  
Übersicht zu stillgelegten kerntechnischen Anlagen in Deutschland und in Europa – Januar 2004  
Salzgitter, September 2004

### **BfS-SCHR-32/04**

*Bergler, I.; Bernhard, C.; Gödde, R.; Löbke-Reinl, A.; Schmitt-Hannig, A.*  
Strahlenschutzforschung  
Programmreport 2003  
Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich und administrativ begleitete  
Ressortforschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und  
Reaktorsicherheit  
Salzgitter, Dezember 2004

### **BfS-SCHR-33/05**

*Hartmann, M.; Beyer, D.; Dalheimer, A.; Hänisch, K.*  
Ergebnisse der In-vitro-Ringversuche: S-35 in Urin sowie Am-241 und Pu-Isotope in Urin  
Workshop zu den In-vitro-Ringversuchen 2001 und 2002 der Leitstelle Inkorporationsüberwachung  
des BfS am 1. Juli 2003 im Bayerischen Landesamt für Umweltschutz, Kulmbach  
Salzgitter, Januar 2005

### **BfS-SCHR-34/05** (nur als CD vorhanden)

*Trugenberger-Schnabel, A.; Peter, J.; Kanzliwius, R.; Bernhard, C.; Bergler, I.*  
Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland  
Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz  
Daten und Bewertung für 2002 und 2003  
Salzgitter, Juni 2005

## Bisher erschienene BfS-Schriften

---

### **BfS-SCHR-35/05** (nur als CD vorhanden)

*Bergler, I.; Bernhard, C.; Gödde, R.; Löbke-Reinl, A.; Schmitt-Hannig, A.*

Strahlenschutzforschung

Programmreport 2004

Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich und administrativ begleitete

Ressortforschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und

Reaktorsicherheit

Salzgitter, August 2005

### **BfS-SCHR-36/05** (nur als CD vorhanden)

*Steinmetz, M.*

200 Jahre solare UV-Strahlung

Geschichte und Perspektiven

Wissenschaftliches Kolloquium

Salzgitter, Oktober 2005

### **BfS-SCHR-37/05**

*Facharbeitskreis Probabilistische Sicherheitsanalyse für Kernkraftwerke*

Methoden zur probabilistischen Sicherheitsanalyse für Kernkraftwerke

Stand: August 2005

Salzgitter, Oktober 2005

### **BfS-SCHR-38/05**

*Facharbeitskreis Probabilistische Sicherheitsanalyse für Kernkraftwerke*

Daten zur probabilistischen Sicherheitsanalyse für Kernkraftwerke

Stand: August 2005

Salzgitter, Oktober 2005

### **BfS-SCHR-39/06**

*Borrmann, F.; Brennecke, P.; Koch, W.; Kugel, K.; Rehs, B.; Steyer, S.; Warnecke, E.*

Management of Decommissioning Waste in Germany

Contribution to the IAEA CRP on „Disposal Aspects of Low and Intermediate level Decommissioning Waste“

Stand: August 2006

Salzgitter, Dezember 2006

### **BfS-SCHR-40/06**

*Bergler, I.; Bernhard, C.; Gödde, R.; Löbke-Reinl, A.; Schmitt-Hannig, A.*

Strahlenschutzforschung

Programmreport 2005

Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich und administrative begleitete

Forschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und

Reaktorsicherheit

Salzgitter, Dezember 2006

### **BfS-SCHR-41/07**

*Schkade, U.-K.; Arnold, D. \*); Döring, J.; Hartmann, M.; Wershofen, H. \*)*

*\*) Physikalisch-Technische Bundesanstalt*

Gammaspektrometrische Bestimmung der spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Umweltproben

7. Vergleichsanalyse „Boden 2006“

Leitstelle für Fragen der Radioaktivitätsüberwachung bei erhöhter natürlicher Radioaktivität

Berlin, Dezember 2006

Salzgitter, Januar 2007

### **BfS-SCHR-42/07**

*Dushe, C.; Ettenhuber, E.; Gehrcke, K.; Kümmel, M.; Schulz, H. \*)*

*\*) IAF-Radioökologie GmbH Dresden*

Ein neues Verfahren zur Ermittlung der Radonexhalation großer Flächen

Salzgitter, Februar 2007

## Bisher erschienene BfS-Schriften

---

### **BfS-SCHR-43/07**

Richtlinie für die physikalische Strahlenschutzkontrolle zur Ermittlung der Körperdosis  
Teil 2: Ermittlung der Körperdosis bei innerer Strahlenexposition; Inkorporationsüberwachung  
(§§ 40, 41 und 42 Strahlenschutzverordnung)  
Rundschreiben vom 12.01.2007 RS II 3 – 15530/1 (GMBI 2007 S. 623)  
Salzgitter, September 2007

### **BfS-SCHR-44/07**

*Bernhard, C.; Gödde, R.; Löbke-Reinl, A.; Schmitt-Hannig, A.; Trugenberg-Schnabel, A.*  
Strahlenschutzforschung  
Programmreport 2006  
Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich und administrativ begleitete  
Forschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und  
Reaktorsicherheit  
Salzgitter, Dezember 2007

### **BfS-SCHR-45/09**

urn:nbn:de:0221-2009011200  
*Bernhard-Ströl, C.; Gödde, R.; Hachenberger, Claudia, Löbke-Reinl, A.; Schmitt-Hannig, A.*  
Strahlenschutzforschung  
Programmreport 2007  
Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich begleitete und administrativ umgesetzte  
Forschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und  
Reaktorsicherheit  
Salzgitter, Januar 2009

### **BfS-SCHR-46/09**

urn:nbn:de:0221-2009082120  
*Bernhard-Ströl, C.; Gödde, R.; Hachenberger, Claudia, Löbke-Reinl, A.; Schmitt-Hannig, A.*  
Strahlenschutzforschung  
Programmreport 2008  
Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich begleitete und administrativ umgesetzte  
Forschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und  
Reaktorsicherheit  
Salzgitter, November 2009

### **BfS-SCHR-47/09**

urn:nbn:de:0221-2009082154  
Die Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) von 2007  
ICRP-Veröffentlichung 103, verabschiedet im März 2007  
Deutsche Ausgabe  
Salzgitter, November 2009

### **BfS-SCHR-48/10**

urn:nbn:de:0221-201009153217  
*Bernhard-Ströl, C.; Gödde, R.; Hachenberger, C.; Löbke-Reinl, A.; Schmitt-Hannig, A.*  
Strahlenschutzforschung  
Programmreport 2009  
Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich begleitete und administrativ umgesetzte  
Forschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und  
Reaktorsicherheit  
Salzgitter, November 2010

## Bisher erschienene BfS-Schriften

---

### **BfS-SCHR-49/11**

urn:nbn:de:0221-201111236640

*Bernhard-Ströl, C.; Gödde, R.; Hachenberger, Claudia, Löbke-Reinl, A.; Schmitt-Hannig, A.*

Strahlenschutzforschung

Programmreport 2010

Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich begleitete und administrativ umgesetzte Forschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Salzgitter, November 2011

### **BfS-SCHR-50/12**

urn:nbn:de:0221-2012120510259

*Beyermann, M.; Bünger, T.; Guttmann, A.; Schmidt, K.; Wershofen, H.; Winterfeldt, I.; Labahn, A.*

Ringversuch zur Bestimmung von Radon-222, Radium-226, Radium-228, Uran-238, Uran-234 und der Gesamt- $\alpha$ -Aktivität in Trinkwasser – Ringversuch 4/2012

Salzgitter, Dezember 2012

### **BfS-SCHR-51/13**

urn:nbn:de:0221-2013012210275

*Bernhard-Ströl, C.; Gödde, R.; Hachenberger, Claudia, Löbke-Reinl, A.; Schmitt-Hannig, A.*

Strahlenschutzforschung

Programmreport 2011

Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich begleitete und administrativ umgesetzte Forschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Salzgitter, Dezember 2012

### **BfS-SCHR-52/13**

urn:nbn:de:0221-2013110811124

*Bernhard-Ströl, C.; Gödde, R.; Hachenberger, Claudia, Löbke-Reinl, A.; Schmitt-Hannig, A.;*

*Trugenberger-Schnabel, A.*

Strahlenschutzforschung

Programmreport 2012

Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich begleitete und administrativ umgesetzte Forschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Salzgitter, Dezember 2013

### **BfS-SCHR-53/14**

urn:nbn:de:0221-2014010911155

*Schmitt-Hannig, A.; Peter, J.; Bernhard-Ströl, C.; Trugenberger-Schnabel, A.; Hachenberger, C,*

*Löbke-Reinl, A.; Schulte-Büttner, B.*

International Cooperation and Research

Report on International Cooperation and Research Activities at the Federal Office for Radiation Protection

Status 2013

Salzgitter, Januar 2014

### **BfS-SCHR-54/14**

urn:nbn:de:0221-2014081211479

*Schmitt-Hannig, A.; Gödde, R.; Löbke-Reinl, A.; Hachenberger, C.; Trugenberger-Schnabel, A.*

Strahlenschutzforschung

Programmreport 2013

Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich begleitete und administrativ umgesetzte Forschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Salzgitter, September 2014

## Bisher erschienene BfS-Schriften

---

### **BfS-SCHR-55/14**

urn:nbn:de:0221-2015021712440

*Walter, H.; Gering, F.; Arnold, K.; Gerich, B.; Heinrich, G.; Welte, U. \*)*

*\*) Strahlenschutzkommission*

Simulation potentieller Unfallszenarien für den Notfallschutz in der Umgebung von Kernkraftwerken mit RODOS

Salzgitter, Dezember 2014

### **BfS-SCHR-56/15**

urn:nbn:de:0221-2015052612750

*Brendebach, B. \*); Imielski P. \*); Kühn, K.; Rehs, B.*

*\*) Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit*

Stilllegung kerntechnischer Anlagen in Europa

Stand: Dezember 2014

Salzgitter, Mai 2015

### **BfS-SCHR-57/15**

urn:nbn:de:0221-2015082013351

*Schmitt-Hannig, A.; Löbke-Reinl, A.; Peter, J.; Gödde, R.; Hachenberger, C.;*

*Trugenberger-Schnabel, A.*

Strahlenschutzforschung

Programmreport 2014

Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich begleitete und administrativ umgesetzte Forschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Salzgitter, September 2015

### **BfS-SCHR-58/16**

urn:nbn:de:0221-2016022414011

*Arx, Cyrill von; Glaab, Hubert; Grimm, Christian; Martens, Reinhard; Päsler-Sauer, Jürgen;*

*Scheuermann, Walter; Schnadt, Horst; Schumacher, Peter; Torchiani, Silke; Walter, Hartmut;*

*Wilbois, Thomas*

Vergleich aktuell eingesetzter Modelle zur Beschreibung der atmosphärischen Ausbreitung radioaktiver Stoffe

Abschlussbericht zum Arbeitspaket AP 5500 der Arbeitsgruppe „Erfahrungsfluss Fukushima“ des Ausschusses „Notfallschutz“ der Strahlenschutzkommission

Salzgitter, Februar 2016

### **BfS-SCHR-59/16**

urn:nbn:de:0221-2016080114068

*Schmitt-Hannig, A.; Löbke-Reinl, A.; Peter, J.; Gödde, R.; Hachenberger, C.;*

*Trugenberger-Schnabel, A.*

Strahlenschutzforschung

Programmreport 2015

Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich begleitete und administrativ umgesetzte Forschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Salzgitter, August 2016

### **BfS-SCHR-60/16**

urn:nbn:de:0221-2016091214084

*Walter, H.; Gering, F.; Arnold, K.; Gerich, B.; Heinrich, G.; Welte, U. \*)*

*\*) Strahlenschutzkommission*

RODOS-based Simulation of Potential Accident Scenarios for Emergency Response Management in the Vicinity of Nuclear Power Plants

Salzgitter, September 2016

## Bisher erschienene BfS-Schriften

---

### **BfS-SCHR-61/16**

urn:nbn:de:0221-2016091314090

*Facharbeitskreis Probabilistische Sicherheitsanalyse für Kernkraftwerke*

Methoden und Daten zur probabilistischen Sicherheitsanalyse für Kernkraftwerke

Stand: Mai 2015

Salzgitter, September 2016

### **BfS-SCHR-62/17**

urn:nbn:de:0221-2017102314426

Redaktion: *Schmitt-Hannig, A.; Löbke-Reinl, A.; Peter, J.; Gödde, R.; Hachenberger, C.;*

*Trugenberger-Schnabel, A.*

Strahlenschutzforschung

Programmreport 2016

Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich begleitete und administrativ umgesetzte Forschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Salzgitter, Oktober 2017

### **BfS-SCHR-63/18**

urn:nbn:de:0221-2018011814498

Action and Perception Thresholds of Static and ELF Magnetic and Electric Fields and Contact Currents in Humans,

Abstracts of a workshop held at the Federal Office for Radiation Protection,

Oberschleißheim/Neuherberg, October 26-27, 2016

Salzgitter, Januar 2018

### **BfS-SCHR-64/18**

urn:nbn:de:0221-2018071915600

Redaktion: *Schmitt-Hannig, A.; Löbke-Reinl, A.; Peter, J.; Trugenberger-Schnabel, A.*

Strahlenschutzforschung

Programmreport 2017

Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich begleitete und administrativ umgesetzte Forschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Salzgitter, Juli 2018

### **BfS-SCHR-65/19**

urn:nbn:de:0221-2019061718601

*Aust, Marc-Oliver<sup>1</sup>; Herrmann, Jürgen<sup>2</sup>; Strobl, Christopher<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> Thünen-Institut für Fischereiökologie; <sup>2</sup> Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie; <sup>3</sup> Bundesamt für Strahlenschutz

Radioaktive Abfälle im Nordostatlantik

Radioactive Waste in the North-East Atlantic Ocean

Salzgitter, Juni 2019

# | Verantwortung für Mensch und Umwelt |

**Kontakt:**

Bundesamt für Strahlenschutz

Postfach 10 01 49

38201 Salzgitter

Telefon: + 49 (0)3018 333 0

Telefax: + 49 (0)3018 333 1885

Internet: [www.bfs.de](http://www.bfs.de)

E-Mail: [ePost@bfs.de](mailto:ePost@bfs.de)

Gedruckt auf Recyclingpapier aus 100 % Altpapier.



Bundesamt für Strahlenschutz