

# TEIL 7

## FOLGENABSCHÄTZUNG

### — Kapitel 6 —

## Radioökologie

### PLATZ DES KAPITELS IN DER FOLGENABSCHÄTZUNG

Nichttechnische Zusammenfassung

Allgemeine Zusammenfassung

Chapitre 1 Ziele und Inhalt der Folgenabschätzung

Chapitre 2 — Beschreibung des Projekts

Chapitre 3 — Luft und Klimafaktoren

Chapitre 4 — Oberflächengewässer

Chapitre 5 — Boden und Grundwasser

**Chapitre 6 — Radioökologie**

Chapitre 7 — Biologische Vielfalt

Chapitre 8 — Bevölkerung und menschliche Gesundheit

Chapitre 9 — Menschliche Tätigkeiten

Chapitre 10 — Abfallbewirtschaftung

Chapitre 11 — Analyse der kumulativen Auswirkungen

Kapitel 12 – Bewertung der Auswirkungen auf Natura-2000-Gebiete

Chapitre 13 — Schlussfolgerung der Folgenabschätzung

Chapitre 14 — Verfasser der Folgenabschätzung

Chapitre 15 ANHÄNGE: siehe die spezifische Arbeitsmappe.

## ZUSAMMENFASSUNG

TEIL 7.....	1
PLATZ DES KAPITELS IN DER FOLGENABSCHÄTZUNG.....	1
TABELLEN.....	6
PRESENTATION DES .....	10
KAPITEL 6.....	10
6.1. ....	12
REFERENCE-SZENARIO .....	12
6.1.1.  URSPRÜNGE DER RADIOAKTIVITÄT IN DER UMWELT.....	16
6.1.1.1.  NATÜRLICHER URSPRUNG.....	16
6.1.1.2.  KÜNSTLICHER URSPRUNG .....	16
6.1.1.2.1. Auswirkungen der nuklearen Lufttests.....	16
6.1.1.2.2. Auswirkungen des Unfalls in Tschernobyl .....	17
6.1.1.2.3. Auswirkungen des Unfalls von Fukushima.....	17
6.1.1.2.4. Sonstige Quellen.....	17
6.1.1.3.  RADIONUCLEIDES MIT DOPPELTEM URSPRUNG .....	18
6.1.1.3.1. Tritium.....	18
6.1.1.3.2. Kohlenstoff 14 .....	19
6.1.2.  RADIOLOGISCHER ZUSTAND INNERHALB DES .....	19
PERIMETRE DE L'INB Nr. 75 UND SEINE NÄHE .....	19
NACHBARSCHAFT.....	19
6.1.3.  GESCHICHTE DER RADIOECOLOGISCHEN STUDIEN .....	20
6.1.4.  RADIOLOGISCHER ZUSTAND VON .....	23
DIE IRDISCHE UMWELT.....	23
6.1.4.1.1. Ausgangsreferenzzustand (oder Nullpunkt) radioökologisch (1973-1976) 24	
6.1.4.1.2. Erste Periode (1986-1997).....	24
6.1.4.1.3. Zweiter Zeitraum (1998-2007).....	25
6.1.4.2.  ANALYSE DES AKTUELLEN RADIOLOGISCHEN ZUSTANDS DER 26	
LANDUMWELT DES CNPE (2008-2017).....	26
6.1.4.2.1. Radionuklide Gamma-Sender.....	26
6.1.4.2.2. Radionuklide Beta-Sender .....	28
6.1.4.2.3. Radionuklide Alpha-Sender .....	33
6.1.4.3.  BILANZ DES RADIOLOGISCHEN ZUSTANDS DER ERDUMWELT	33
6.1.5.  RADIOLOGISCHER ZUSTAND VON .....	33

DIE AQUATISCHE UMWELT.....	33
6.1.5.1.1. Ausgangsreferenzzustand (oder Nullpunkt) radioökologisch (1973-1976) 35	
6.1.5.1.2. Erste Periode (1987-1997).....	35
6.1.5.1.3. Zweiter Zeitraum (1998-2007).....	36
6.1.5.2. ANALYSE DES AKTUELLEN RADIOLOGISCHEN ZUSTANDS DER 37	
DIE AQUATISCHE UMWELT DES CNPE (2008-2017).....	37
6.1.5.2.1. Radionuklide Gamma-Sender.....	37
6.1.5.2.2. Radionuklide Beta-Sender.....	41
6.1.5.2.3. Radionuklide Alpha-Sender.....	46
6.1.5.3. BILANZ DES RADIOLOGISCHEN ZUSTANDS DER AQUATISCHEN UMWELT.....	46
6.1.6. SYNTHESE DER HERAUSFORDERUNGEN ÜBER DEN RADIOLOGISCHEN ZUSTAND DER UMWELT.....	48
6.2. ....	49
ANALYSE DER AUSWIRKUNGEN.....	49
6.2.1. RETROSPEKTIVE BEWERTUNG AUF DER GRUNDLAGE DER IN DER UMWELT DURCHGEFÜHRTE MESSUNGEN.....	49
6.2.2. VORAUSSCHAUENDE BEWERTUNG DES UMWELTRISIKOS.....	49
6.2.2.1. VORAUSSCHAUENDE RISIKOBEWERTUNG.....	50
UMWELT DER ABLEITUNGEN VON ABWÄSSERN.....	50
RADIOAKTIV IN ATMOSPHERE.....	50
6.2.2.1.1. Definition von Expositionspfaden und Referenzorganismen für das terrestrische Ökosystem.....	50
6.2.2.1.2. Bestimmung der gewählten Zinspunkte.....	50
6.2.2.1.3. Bewertung von Tätigkeiten in der Luft und im Boden.....	53
6.2.2.1.5. Bewertung der Dosismengen und des Umweltrisikos für die Erdumwelt	55
6.2.2.2. PROSPEKTIVE BEWERTUNG DES UMWELTRISIKOS VON ABLEITUNGEN FLÜSSIGER RADIOAKTIVER STOFFE.....	56
6.2.2.2.1. Definition von Expositionspfaden und Referenzorganismen für das kontinentale aquatische Ökosystem.....	56
6.2.2.2.2. Bestimmung der gewählten Zinspunkte.....	56
6.2.2.2.3. Bewertung von Aktivitäten in Wasser und Sedimenten.....	57
6.2.2.2.4. Bewertung der Dosismengen und des Umweltrisikos für die kontinentale aquatische Umwelt.....	58
ÜBERWACHUNG.....	59
6.3.1. ÜBERWACHUNG DER ABLEITUNGEN RADIOAKTIVER STOFFE IN DIE	

ATMOSPHERE .....	59
6.3.1.1.1. Beschreibung der Probenahmeeinrichtungen .....	59
6.3.1.1.2. Art der Kontrollen .....	60
6.3.1.1.3. Bedingungen für die Ablehnung.....	60
6.3.1.1.4. Bewertung der abgelehnten Tätigkeiten .....	60
6.3.1.1.5. Aktivitätsraten .....	63
6.3.1.1.6. Schwellenwerte für Verwaltungsentscheidungen.....	63
6.3.1.3. ÜBERWACHUNG SONSTIGER ABLEITUNGEN RADIOAKTIVER STOFFE IN DIE ATMOSPHERE .....	63
6.3.1.3.1. Kontrollen von verunreinigten Räumen .....	63
6.3.1.3.2. Kontrolle der diffusen Einleitungen .....	64
6.3.2. ÜBERWACHUNG DER ABLEITUNGEN FLÜSSIGER RADIOAKTIVER STOFFE .....	64
6.3.2.1. BESCHREIBUNG DER PRELEVEMENTS-GERÄTE .....	65
6.3.2.2. ART DER KONTROLLEN .....	65
6.3.2.3. BEDINGUNGEN FÜR DIE ABLEHNUNG.....	65
6.3.2.4. BEWERTUNG DER ABGELEHTEN AKTIVITÄTEN.....	66
6.3.2.4.1. Bestimmung der abgelehnten Tätigkeit.....	66
6.3.2.4.2. Bestimmung der Volumenaktivität.....	66
6.3.2.4.3. Art der Verbuchung .....	66
6.3.2.5. AKTIVITÄTS-DEBITS .....	68
6.3.2.6. SCHWELLENWERTE FÜR VERWALTUNGSENTSCHEIDUNGEN..	68
6.3.3. RADIOLOGISCHE ÜBERWACHUNG DER UMWELT .....	68
6.3.3.1. RADIOLOGISCHER ÜBERWACHUNGSPLAN.....	72
6.3.3.1.1. Regulatorische radiologische Überwachung des atmosphärischen Kompartment.....	72
6.3.3.1.2. Regulatorische radiologische Überwachung des terrestrischen Kompartment.....	75
6.3.3.1.3. Regulatorische radiologische Überwachung des Wasserkompartment. .	77
6.3.3.1.4. Zusammenfassung der radiologischen Überwachung der Umwelt .....	79
6.3.3.2. RADIOECOLOGISCHE STUDIEN.....	80
6.3.3.3. ÜBERWACHUNG DURCH AUTORITÄTEN .....	81
VERMEIDUNGS- UND .....	82
REDUZIERUNG DER AUSWIRKUNGEN UND.....	82
AUSGLEICHSMASSNAHMEN .....	82
6.5. ....	86
BESCHREIBUNG DER.....	86

VERWENDETE METHODEN.....	86
6.5.1. RETROSPEKTIVE BEWERTUNG AUF DER GRUNDLAGE DER IN DER UMWELT DURCHGEFÜHRTE MESSUNGEN.....	86
6.5.1.1. PRÄSENTATION DER METHODOLOGIE.....	86
6.5.1.2. GRENZEN DER BEWERTUNGSMITTEL .....	86
RETROSPEKTIVE .....	86
6.5.2. VORAUSSCHAUENDE BEWERTUNG DES UMWELTRISIKOS .....	86
6.5.2.1. PRÄSENTATION DER METHODOLOGIE.....	86
6.5.2.2. BERECHNUNGSHYPOTHESEN – KONSERVATISMEN.....	87
<b>IR</b> = .....	89
6.5.2.3. GRENZEN DER MITTEL FÜR DIE ZUKUNFTSGERICHTETE BEWERTUNG .....	89
6.6. ....	90
SCHLUSSFOLGERUNG.....	90

6.4.

## TABELLEN

TEIL 7.....	1
PLATZ DES KAPITELS IN DER FOLGENABSCHÄTZUNG.....	1
TABELLEN.....	6
PRESENTATION DES .....	10
KAPITEL 6.....	10
6.1. ....	12
REFERENCE-SZENARIO .....	12
6.1.1.  URSPRÜNGE DER RADIOAKTIVITÄT IN DER UMWELT.....	16
6.1.1.1.  NATÜRLICHER URSPRUNG .....	16
6.1.1.2.  KÜNSTLICHER URSPRUNG.....	16
6.1.1.2.1.  Auswirkungen der nuklearen Lufttests .....	16
6.1.1.2.2.  Auswirkungen des Unfalls in Tschernobyl.....	17
6.1.1.2.3.  Auswirkungen des Unfalls von Fukushima .....	17
6.1.1.2.4.  Sonstige Quellen .....	17
6.1.1.3.  RADIONUCLEIDES MIT DOPPELTEM URSPRUNG.....	18
6.1.1.3.1.  Tritium .....	18
6.1.1.3.2.  Kohlenstoff 14.....	19
6.1.2.  RADIOLOGISCHER ZUSTAND INNERHALB DES.....	19
PERIMETRE DE L'INB Nr. 75 UND SEINE NÄHE.....	19
NACHBARSCHAFT .....	19
6.1.3.  GESCHICHTE DER RADIOECOLOGISCHEN STUDIEN .....	20
6.1.4.  RADIOLOGISCHER ZUSTAND VON.....	23
DIE IRDISCHE UMWELT.....	23
6.1.4.1.1.  Ausgangsreferenzzustand (oder Nullpunkt) radioökologisch (1973-1976) 24	
6.1.4.1.2.  Erste Periode (1986-1997) .....	24
6.1.4.1.3.  Zweiter Zeitraum (1998-2007).....	25
6.1.4.2.  ANALYSE DES AKTUELLEN RADIOLOGISCHEN ZUSTANDS DER 26	
LANDUMWELT DES CNPE (2008-2017).....	26
6.1.4.2.1.  Radionuklide Gamma-Sender .....	26
6.1.4.2.2.  Radionuklide Beta-Sender .....	28
6.1.4.2.3.  Radionuklide Alpha-Sender.....	33
6.1.4.3.  BILANZ DES RADIOLOGISCHEN ZUSTANDS DER ERDUMWELT	33
6.1.5.  RADIOLOGISCHER ZUSTAND VON.....	33

DIE AQUATISCHE UMWELT.....	33
6.1.5.1.1. Ausgangsreferenzzustand (oder Nullpunkt) radioökologisch (1973-1976) 35	
6.1.5.1.2. Erste Periode (1987-1997) .....	35
6.1.5.1.3. Zweiter Zeitraum (1998-2007).....	36
6.1.5.2. ANALYSE DES AKTUELLEN RADIOLOGISCHEN ZUSTANDS DER 37	
DIE AQUATISCHE UMWELT DES CNPE (2008-2017).....	37
6.1.5.2.1. Radionuklide Gamma-Sender .....	37
6.1.5.2.2. Radionuklide Beta-Sender .....	41
6.1.5.2.3. Radionuklide Alpha-Sender .....	46
6.1.5.3. BILANZ DES RADIOLOGISCHEN ZUSTANDS DER AQUATISCHEN UMWELT .....	46
6.1.6. SYNTHESE DER HERAUSFORDERUNGEN ÜBER DEN RADIOLOGISCHEN ZUSTAND DER UMWELT .....	48
6.2. ....	49
ANALYSE DER AUSWIRKUNGEN .....	49
6.2.1. RETROSPEKTIVE BEWERTUNG AUF DER GRUNDLAGE DER IN DER UMWELT DURCHGEFÜHRTEN MESSUNGEN.....	49
6.2.2. VORAUSSCHAUENDE BEWERTUNG DES UMWELTRISIKOS .....	49
6.2.2.1. VORAUSSCHAUENDE RISIKOBEWERTUNG.....	50
UMWELT DER ABLEITUNGEN VON ABWÄSSERN .....	50
RADIOAKTIV IN ATMOSPHERE .....	50
6.2.2.1.1. Definition von Expositionspfaden und Referenzorganismen für das terrestrische Ökosystem.....	50
6.2.2.1.2. Bestimmung der gewählten Zinspunkte.....	50
6.2.2.1.3. Bewertung von Tätigkeiten in der Luft und im Boden .....	53
6.2.2.1.5. Bewertung der Dosismengen und des Umweltrisikos für die Erdumwelt 55	
6.2.2.2. PROSPEKTIVE BEWERTUNG DES UMWELTRISIKOS VON ABLEITUNGEN FLÜSSIGER RADIOAKTIVER STOFFE .....	56
6.2.2.2.1. Definition von Expositionspfaden und Referenzorganismen für das kontinentale aquatische Ökosystem.....	56
6.2.2.2.2. Bestimmung der gewählten Zinspunkte.....	56
6.2.2.2.3. Bewertung von Aktivitäten in Wasser und Sedimenten .....	57
6.2.2.2.4. Bewertung der Dosismengen und des Umweltrisikos für die kontinentale aquatische Umwelt.....	58
ÜBERWACHUNG.....	59

6.3.1. ÜBERWACHUNG DER ABLEITUNGEN RADIOAKTIVER STOFFE IN DIE ATMOSPHÄRE .....	59
6.3.1.1.1. Beschreibung der Probenahmeeinrichtungen.....	59
6.3.1.1.2. Art der Kontrollen .....	60
6.3.1.1.3. Bedingungen für die Ablehnung .....	60
6.3.1.1.4. Bewertung der abgelehnten Tätigkeiten .....	60
6.3.1.1.5. Aktivitätsraten .....	63
6.3.1.1.6. Schwellenwerte für Verwaltungsentscheidungen .....	63
6.3.1.3. ÜBERWACHUNG SONSTIGER ABLEITUNGEN RADIOAKTIVER STOFFE IN DIE ATMOSPHÄRE .....	63
6.3.1.3.1. Kontrollen von verunreinigten Räumen.....	63
6.3.1.3.2. Kontrolle der diffusen Einleitungen.....	64
6.3.2. ÜBERWACHUNG DER ABLEITUNGEN FLÜSSIGER RADIOAKTIVER STOFFE .....	64
6.3.2.1. BESCHREIBUNG DER PRELEVEMENTS-GERÄTE .....	65
6.3.2.2. ART DER KONTROLLEN .....	65
6.3.2.3. BEDINGUNGEN FÜR DIE ABLEHNUNG.....	65
6.3.2.4. BEWERTUNG DER ABGELEHTEN AKTIVITÄTEN.....	66
6.3.2.4.1. Bestimmung der abgelehnten Tätigkeit .....	66
6.3.2.4.2. Bestimmung der Volumenaktivität .....	66
6.3.2.4.3. Art der Verbuchung .....	66
6.3.2.5. AKTIVITÄTS-DEBITS .....	68
6.3.2.6. SCHWELLENWERTE FÜR VERWALTUNGSENTSCHEIDUNGEN... ..	68
6.3.3. RADIOLOGISCHE ÜBERWACHUNG DER UMWELT .....	68
6.3.3.1. RADIOLOGISCHER ÜBERWACHUNGSPLAN.....	72
6.3.3.1.1. Regulatorische radiologische Überwachung des atmosphärischen Kompartiments .....	72
6.3.3.1.2. Regulatorische radiologische Überwachung des terrestrischen Kompartiments .....	75
6.3.3.1.3. Regulatorische radiologische Überwachung des Wasserkompartiments.....	77
6.3.3.1.4. Zusammenfassung der radiologischen Überwachung der Umwelt.....	79
6.3.3.2. RADIOECOLOGISCHE STUDIEN .....	80
6.3.3.3. ÜBERWACHUNG DURCH AUTORITÄTEN .....	81
VERMEIDUNGS- UND .....	82
REDUZIERUNG DER AUSWIRKUNGEN UND.....	82
AUSGLEICHSMASSNAHMEN .....	82
6.5. ....	86



---

BESCHREIBUNG DER.....	86
VERWENDETE METHODEN.....	86
6.5.1.  RETROSPEKTIVE BEWERTUNG AUF DER GRUNDLAGE DER IN DER UMWELT DURCHGEFÜHRTEN MESSUNGEN.....	86
6.5.1.1.  PRÄSENTATION DER METHODOLOGIE.....	86
6.5.1.2.  GRENZEN DER BEWERTUNGSMITTEL .....	86
RETROSPEKTIVE .....	86
6.5.2.  VORAUSSCHAUENDE BEWERTUNG DES UMWELTRISIKOS .....	86
6.5.2.1.  PRÄSENTATION DER METHODOLOGIE.....	86
6.5.2.2.  BERECHNUNGSHYPOTHESEN – KONSERVATISMEN.....	87
<b>IR</b> = .....	89
6.5.2.3.  GRENZEN DER MITTEL FÜR DIE ZUKUNFTSGERICHTETE BEWERTUNG .....	89
6.6. ....	90
SCHLUSSFOLGERUNG.....	90

# PRESENTATION DES KAPITEL 6

Ziel dieses Kapitels ist es, die Wechselwirkungen des Abbauprojekts des INB Nr. 75 mit dem radiologischen Zustand der Umwelt am Standort Fessenheim zu untersuchen.

Das Kapitel ist wie folgt gegliedert:

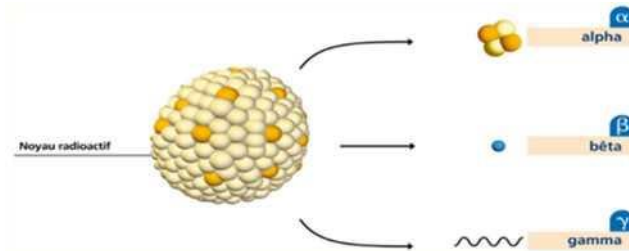
- [Ziffer 6.1](#): das Referenzszenario für die Umwelt;
- [Ziffer 6.2](#): Analyse der Auswirkungen des Projekts;
- [Ziffer 6.3](#): die verschiedenen Programme zur Überwachung der Ableitungen radioaktiver Stoffe und der terrestrischen und aquatischen Umwelt am Standort Fessenheim;
- [Ziffer 6.4](#): Maßnahmen zur Vermeidung und Verringerung der Auswirkungen und Ausgleichsmaßnahmen für die Stilllegung;
- [Ziffer 6.5](#): eine Beschreibung der angewandten Methoden für die Folgenabschätzung.

## ül Radioaktivite

Das Phänomen der Radioaktivität ist die spontane Umwandlung eines instabilen Atomkerns in einen stabileren Kern mit Energiefreigabe. Dieses Phänomen wird sowohl auf natürlich vorkommenden Atomkernen (Radioaktivität natürlichen Ursprungs) als auch auf Atomkernen beobachtet, die aus Kernreaktionen wie den Kernreaktoren stammen (Beispiele: Spalt- oder Aktivierungsprodukte (künstliche Radioaktivität))

Diese Transformation kann zu verschiedenen Arten von Strahlung führen:

- Alpha-Strahlung = Emission eines Partikels, bestehend aus 2 Protonen und 2 Neutronen;
- Beta-Strahlung = Emission eines Elektrons;
- Gammastrahlung = elektromagnetische Strahlung, analog zu Röntgenstrahlen.



## ^1 MESSEINHEITEN

In diesem Kapitel werden zwei Maßeinheiten verwendet:

- der Becquerel (Bq): eine Einheit, die verwendet wird, um die Anzahl der Umwandlungen pro Sekunde einer radioaktiven Quelle zu messen. Diese Einheit wird verwendet, um den Aktivitätsgrad einer Probe radioaktiver Materie zu bestimmen. Ein Becquerel entspricht einem Zerfall pro Sekunde.

Die Aktivität der Quellen wird am häufigsten in mehreren Becquerel ausgedrückt: Kilo (tausendmal mehr), Mega (eine Million Mal mehr), Giga (eine Milliarde Mal mehr).

Zum Beispiel ist die durchschnittliche natürliche Radioaktivität des menschlichen Körpers (bei Erwachsenen) 8000 Becquerel (8 kBq), von denen 4500 auf Kalium 40 und 3500 Kohlenstoff 14 zurückzuführen sind. Die Aktivität einer radioaktiven Quelle wird häufig auf eine Masse (Bq/kg), ein Volumen (Bq/L oder Bq/m<sup>3</sup>) oder eine Oberfläche (Bq/m<sup>2</sup>) bezogen.

- der Gray (Gy): die absorbierte Dosis ist eine physikalische Größe und entspricht der Energie der Strahlung, die an die exponierte Materie abgegeben wird. Sie wird in Gray (Gy) gemessen und entspricht der übertragenen Energiemenge pro Masseneinheit des exponierten Materials.

1 Gray (Gy) = 1 Joule pro Kilogramm

# 6.1. REFERENCE-SZENARIO

In diesem Kapitel werden der radiologische Zustand der Umwelt innerhalb des Gebiets des INB Nr. 75 und seine Nähe (siehe [Ziffer 6.1.2](#)) und der radiologische Zustand der terrestrischen und aquatischen Umwelt des INB Nr. 75 dargestellt (vgl. [Paragraph 6.1.4](#) und [Paragraph 6.1.5](#)).

Die Umwelt in der Nähe des CNPE Fessenheim war Gegenstand von radioökologischen Untersuchungen, die zum einen die Zusammensetzung der Radioaktivität in den Boden- und Wasserkompartimenten vor Aufnahme des CNPE-Betriebs (ursprünglicher Referenzzustand oder Nullpunkt) ermitteln und zum anderen einen Überwachungsplan erstellen, der den lokalen ökologischen und sozioökonomischen Merkmalen während des Betriebs angepasst ist.

Die Entwicklung der Radioaktivitätswerte in der Umwelt wird in folgenden Bereichen mit unterschiedlichen Frequenzen verfolgt:

- einen Plan für die Regulierungsaufsicht, der vom CNPE seit seiner Inbetriebnahme durchgeführt wurde und derzeit im Einklang mit dem Beschluss Nr. 2016-DC-0551 der ASN<sup>1</sup> vom 29. März 2016 und dem Beschluss Nr. 2013-DC-0360 vom 16. Juli 2013 in der durch den Beschluss Nr. 2016-DC-0569 vom 29. September 2016 geänderten Fassung steht;
- punktuelle radioökologische Untersuchungen, jährliche radioökologische Überwachung und zehnjährige Radioökologieuntersuchungen, die dem IRSN<sup>2</sup> (früher IPSN<sup>3</sup>) übertragen wurden.

Der radiologische Zustand innerhalb des Gebiets des INB Nr. 75 und seine Nähe beruhen auf regulatorischen Maßnahmen zur Überwachung der Umwelt, die folgende Ziele verfolgen:

- die Einhaltung der in der Genehmigungsverordnung festgelegten Grenzwerte (Kontrollfunktion) sicherzustellen. Dies gilt insbesondere für die Gesamtbetaaktivität von atmosphärischen Aerosolen und Tritium im Oberflächenwasser und in der Luft am Boden (Station unter den vorherrschenden Winden);
- sicherstellen, dass keine atypischen Erhöhungen des Radioaktivitätsniveaus in der Umwelt (Überwachungsfunktion) auftreten, und frühzeitige Erkennung von Anomalien. Regulatorische radiologische Analysen werden an wichtigen Matrizen bei der Übertragung von Radionukliden innerhalb der Umwelt und in der Exposition der Bevölkerung durchgeführt. Die Analysen betreffen u. a. die Durchflussmenge der Umgebungsgammadosis, Regenwasser, Grundwasser, Gras, Kuhmilch, die Oberflächenschicht des Landes, die wichtigsten landwirtschaftlichen Erzeugungen, Oberflächengewässer, Sedimente, Wasserpflanzen und Fische.

---

<sup>1</sup>Autorität der nuklearen Sicherheit.

<sup>2</sup>Institut für Strahlenschutz und nukleare Sicherheit.

<sup>3</sup>Institut für nuklearen Schutz und Sicherheit.

Diese regulatorischen Maßnahmen, die in Übereinstimmung mit der gesamten Kernenergieflotte und in Übereinstimmung mit der ASN durchgeführt werden, werden mit relativ kurzen Frequenzen durchgeführt und haben analytische Entscheidungsschwellen, die mit dem Ziel der kurzfristigen Überwachung im Einklang stehen.

#### ^1 ENTSCHEIDUNGSSCHWELLE (SD)

Das National Mesh Network definiert den Entscheidungsschwellenwert (SD) als einen Zählwert, bei dem unter Berücksichtigung der statistischen Schwankungen des Hintergrundrauschens mit hinreichend hoher Wahrscheinlichkeit festgestellt werden kann, dass es sich bei einer über diesem Wert liegenden Zählung tatsächlich um das Vorhandensein von Radioaktivität in der gemessenen Probe handelt. Die Stichprobenaktivität und ihre Unsicherheit können dann berechnet werden. Wenn die Messung der Probe hingegen eine niedrigere Zählung als diesen Wert ergibt, kann man auch mit einer quantifizierten Wahrscheinlichkeit nur behaupten, dass selbst wenn eine Radioaktivität vorhanden ist, obwohl sie nicht erkannt wurde, sie in jedem Fall unter einem Wert liegt, der als Nachweisgrenze (LD) bezeichnet wird. Je nach Messtechnik beträgt die Nachweisgrenze ungefähr das Doppelte des Entscheidungsschwellenwerts. In der Praxis und entsprechend den Forderungen der ASN werden die Ergebnisse als  $\pm$  SD ausgedrückt.

Die Probenahme- und Messtechniken im Rahmen der Umweltüberwachung müssen Entscheidungsschwellenwerte gewährleisten, die die in der Entscheidung ASN Nr. 2013-DC-0360, geändert durch den Beschluss ASN 2016-DC-0569, angegebenen Werte nicht überschreiten. Diese Werte werden später als „regulatorische Entscheidungsschwellen“ bezeichnet.

Der radioökologische Zustand der terrestrischen und aquatischen Umwelt des INB Nr. 75 stützt sich auf jährliche und zehnjährige radioökologische Untersuchungen mit sogenannten „niedrigen Hintergrundgeräuschen“ zur Identifizierung von Radionukliden, die Spuren in der Umwelt aufweisen. Im Rahmen eines Expertenwissens werden niedrigere analytische Entscheidungsschwellen als für regulatorische Analysen erreicht. Auf diese Weise lassen sich die Radioaktivitätswerte in der Umwelt fein charakterisieren und anschließend beurteilen, inwieweit die Freisetzungen aus dem Standort zur Aufnahme von Radionukliden in die Umwelt im Hinblick auf andere potenzielle Quellen beitragen.

Die Nutzung der radioökologischen Daten zur Bestimmung des radiologischen Zustands der Umwelt am Standort Fessenheim erfordert zunächst die Unterscheidung zwischen natürlich vorkommenden Radionukliden in der Umwelt (kosmische und landseitige Herkunft), künstlich erzeugten Radionukliden bei Kernspaltungs- oder Aktivierungsreaktionen (Kerntests in der Luft, nukleare Unfälle, Ableitungen von industriellen radioaktiven Stoffen, Krankenhäusern oder Forschungslaboratorien).

Gamma-Radionuklide natürlichen Ursprungs (Kalium 40, Beryllium 7 usw.) und künstlicher Herkunft (Cesium 134 und 137, Kobalt 58 und 60, 110-Metastabilsilber usw.), Beta-Emitter-Radionuklide (Tritium, Kohlenstoff 14, Strontium 90, Nickel 63 usw.) sowie Alpha-Strahlraduklide (Plutonium 238, Plutonium 239+ 240 und Americium 241) werden auf diese Weise gesucht, obwohl einige dieser Radionuklide nicht in den Ableitungen radioaktiver Stoffe aus CNPE im Normalbetrieb vorhanden sind. Sie ergeben sich aus den Gesamtauswirkungen der nuklearen Lufttests, die nicht mit dem Betrieb des CNPE in Verbindung stehen, und sind in der Umwelt noch nachweisbar. Diese Probenahmen und Analysen werden nach einer Zeitachse durchgeführt, die im Rahmen der ursprünglichen Referenzberichte, der jährlichen Überwachung und der zehnjährigen Radioökologieuntersuchungen erstellt wurde, um die Entwicklung der Radioaktivitätswerte der Umwelt im Hinblick auf die Freisetzungen aus der Anlage und andere potenzielle Radioaktivitätsquellen zu interpretieren.

Die Auswahl der Art und der Probenahmestationen in diesen Studien erfolgt mit dem Ziel, die Ergebnisse langfristig vergleichen zu können. So werden die Probenahmen nach Möglichkeit an denselben Stationen und an denselben Matrizen im Laufe der Zeit durchgeführt, so dass die Ergebnisse mit den Ergebnissen früherer Studien verglichen werden können.

Hinsichtlich der Art der Probenahmen müssen die entnommenen Proben insbesondere Folgendes umfassen:

- Bioindikatoren, die für ihre Fähigkeit zur Rückhaltung von Spurenelementen bekannt sind und über bestimmte ökologische Merkmale der Umwelt (Bryophyten, terrestrische und aquatische Pflanzen) informieren;
- Akkumulationsräume, in denen Radioaktivität zurückgehalten wird, wodurch alte Radioaktivitätsemissionen (Boden und Sedimente) aufgedeckt werden können;
- direkte Radioaktivitätsvektoren (Wasser, Luft);
- von Tieren und/oder Menschen verbrauchte Umweltmatrizen, die direkte oder indirekte Übertragungswege (landwirtschaftliche Erzeugung, Milch, Fisch) darstellen.

Die Wahl der Art der Probenahmen zielt darauf ab, so weit wie möglich eine Kohärenz auf nationaler Ebene zu erreichen, ohne die lokalen Besonderheiten zu vernachlässigen.

Der Standort der Probenahmestationen wurde insbesondere nach der lokalen Windrose oder den hydrologischen Bedingungen, der Bevölkerungsverteilung und der Verfügbarkeit der Proben in der nahen Umgebung ausgewählt. So:

- in der terrestrischen Umwelt (Überwachung des atmosphärischen und terrestrischen Kompartiments) werden die gesammelten Probenahmen unter den vorherrschenden Winden (potenziell durch Ableitungen in die Atmosphäre beeinflusste Gebiete) von vorherrschenden windundurchlässigen Gebieten (nicht durch Ableitungen in die Atmosphäre beeinflusste Gebiete) aufgeteilt, die später als ZI oder ZNI eingestuft wurden;
- in der aquatischen Umgebung werden die Probenahmen zwischen dem vorgelagerten Teil (unbeeinflusst durch Ableitungen flüssiger Abwässer) und dem nachgelagerten Teil (potenziell beeinflusst durch Ableitungen flüssiger Abwässer) unterschieden.

Es sei darauf hingewiesen, dass die Laboratorien und alle Phasen der Probenahme bis zur Analyse der Probe für alle verwendeten Daten die Norm NF EN ISO/IEC 17025 (über die allgemeinen Anforderungen an die Kompetenz von Kalibrier- und Prüflaboratorien) oder gleichwertige Bestimmungen erfüllen müssen. Diese Praktiken werden im Rahmen von NMR-Zulassungen durchgeführt<sup>4</sup>.

Um einen möglichen Beitrag der genehmigten Freisetzungen aus dem CNPE zur Freisetzung von Radioaktivität in die Umwelt zu ermitteln, werden die Ergebnisse, die in der terrestrischen oder aquatischen Umwelt unter potenziellem Einfluss von CNPE-Ableitungen erzielt wurden, mit den Ergebnissen verglichen, die ohne Einfluss auf die Freisetzungen aus dem CNPE erzielt wurden, und mit den Daten, die bei der Verwirklichung des radioökologischen Nullpunkts des CNPE erzielt wurden. Die verschiedenen Ursprünge der Radioaktivität, die in der Umwelt gemessen werden, sind in [Paragraf 6.1.1 beschrieben](#).

Für das Verständnis der Analyse im Rahmen dieses Kapitels ist zu beachten, dass das Wort „Markierung“ der Begriff ist, der in der Radioökologie klassisch verwendet wird, um auf die messbare Präsenz eines Radionuklids in der Umwelt in Schritten von natürlichem Hintergrundrauschen in Verbindung mit einer identifizierten Quelle hinzuweisen. Dieser Begriff deutet nicht auf quantifizierte Ebenen hin.

Um das Verständnis dieses Kapitels zu erleichtern, enthält [Tabelle 6.a](#) die Merkmale der genannten Radionuklide (Elementsymbol, Name, Art der radioaktiven Umwandlung, radioaktive Periode<sup>5</sup>).

---

<sup>4</sup>RNM: Das nationale Netzwerk zur Messung der Radioaktivität der Umwelt zentralisiert alle Daten zur Überwachung der Umweltradioaktivität in Frankreich und stellt ihre Qualität und Harmonisierung durch ein Zulassungsverfahren sicher, das von der ASN mit Unterstützung des IRSN (Realisation des Essais Inter Laboratoires (EIL)) durchgeführt wird.

<sup>5</sup>Nuklid 2000, 2004, Computertisch für Radionuklide, Bureau National des Mesures und Laboratoire National Henri Becquerel, CEA.

		Radionuklid						Radionuklid			
		Symbol	Name	Art der Verarbeitung	Radioaktive Periode			Symbol	Name	Art der Verarbeitung	Radioaktive Periode
Zeitraum unter 1 Jahr		<sup>106</sup> Rh	Rhodium	P, Y, X	30,0 s	Zeitraum unter 1 Jahr		<sup>131</sup> mXe	Xenon	P, Y	12 j
		<sup>135</sup> mXe	Xenon	P, Y, X	15,3 min			<sup>234</sup> Th	Thorium	P, Y, X	24 j
		<sup>41</sup> Ar	Argon	P, Y, X	110 min			<sup>51</sup> Cr	Chrom	Y	27,7 j
		<sup>132</sup> I	Jod	P, Y, X	2,3 h			<sup>141</sup> Das	Cerium	P, Y, X	32,5 j
		<sup>88</sup> Kr	Krypton	P, Y, X	2,84 h			<sup>95</sup> Nb	Niob	P, Y, X	35,0 j
		<sup>85</sup> mKr	Krypton	L <sup>P</sup> Y, X	4,48 h			<sup>103</sup> Ru	Ruthenium	P, Y, X	40 j
		<sup>228</sup> Ac	Actinium	P, Y, X	6,15 Uhr			<sup>124</sup> Sb	Antimon	P, Y, X	60,2 j
		<sup>135</sup> I	Jod	P, Y, X	6,57 h			<sup>7</sup> Be	Beryllium	P, Y	53,2 j
		<sup>234</sup> Pa	Protactiniu m	P, Y, X	6,7 h			<sup>95</sup> Zr	Zirkonium	P, Y, X	64 j
		<sup>135</sup> Xe	Xenon	P, Y, X	9,2 h			<sup>58</sup> Co	Kobalt	P, Y, X	71 j
		<sup>133</sup> I	Jod	P, Y, X	20,87 h			<sup>65</sup> Zn	Zink	P, Y, X	244 j
		<sup>133</sup> mXe	Xenon	Y, X	2,2 j			<sup>110</sup> mAg	Silber	P, Y, X	250 j
		<sup>133</sup> Xe	Xenon	P, Y, X	5,27 j			<sup>144</sup> Das	Cerium	P, Y, X	285 j
		<sup>131</sup> I	Jod	P, Y, X	8 j			<sup>54</sup> Mio.	Mangan und	P, Y, X	312 j
Zeitraum zwischen 1 Jahr und 100 Jahren		<sup>106</sup> Ru	Ruthenium	P	371,5 j	Zeitraum über 100 Jahre		<sup>241</sup> Am	Americium	A, Y	433 a
		<sup>134</sup> Cs	Caesium	P, Y, X	2,1 a			<sup>108</sup> mAg	Silber	Y X	438 a
		<sup>55</sup> Fe	Eisen	Y, X	2,75 a			<sup>14</sup> C	Kohlenstoff	P	5700 A
		<sup>125</sup> Sb	Antimon	P, Y, X	2,8 a			<sup>240</sup> Pu	Plutonium	A, Y, X	6600 A
		<sup>60</sup> Co	Kobalt	P, Y, X	5,3 a			<sup>239</sup> Pu	Plutonium	A, Y, X	24100 a
		<sup>85</sup> Kr	Krypton	P, Y, X	10,4 a			<sup>99</sup> Tc	Technétiu m	P, Y, X	2,11.10 <sup>5</sup> a
		<sup>3</sup> UHR	Tritium	P	12,3 a			<sup>129</sup> I	Jod	P, Y, X	1,61.10 <sup>7</sup> a
		<sup>210</sup> Pb	Blei	A, P, Y, X	22,3 a			<sup>40</sup> K	Kalium	P, Y, X	1,3.10 <sup>9</sup> a
		<sup>90</sup> Sr	Strontium	P	28,8 a			<sup>238</sup> U	Uran	A, Y X	4,5.10 <sup>9</sup> a
		<sup>137</sup> Cs	Caesium	P, Y, X	30,0 a			<sup>232</sup> Th	Thorium	A, Y, X	1,4.10 <sup>10</sup> a
		<sup>238</sup> Pu	Plutonium	A, Y	88,0 a						
		<sup>63</sup> Ni	Nickel	P	98,7 a						

Tabelle 6.a Chemisches Symbol, Name, Art der Umwandlung und radioaktive Periode der wichtigsten im Kapitel erwähnte Radionuklide

## 6.1.1. URSPRÜNGE DER RADIOAKTIVITÄT IN DER UMWELT

### 6.1.1.1. NATÜRLICHER URSPRUNG

Die wichtigsten natürlichen Radionuklide, die in der Umwelt auftreten, haben zwei Ursachen:

- kosmischer Ursprung: vertreten durch Radionuklide aus der Wechselwirkung der Materie mit kosmischer (Neutronen-)Strahlung ( $^3\text{H}$ ,  $^7\text{Be}$ ,  $^{10}\text{Be}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{32}\text{Si}$ ,  $^{36}\text{Cl}$ ,  $^{22}\text{Na}$ ,  $^{32}\text{P}$  usw.). Die wichtigste Reaktion führt zur Bildung von  $^{14}\text{C}$  aus atmosphärischem Stickstoff;
- ein tellurischer Ursprung: vertreten durch Radionuklide, die seit dem Ursprung der Erde in der Erdkruste vorhanden sind. Ein radioaktives Isotop von Kalium ( $^{40}\text{K}$ ) und die radioaktiven Familien von  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  und  $^{232}\text{Th}$  machen den größten Teil dieser Gruppe aus.

### 6.1.1.2. KÜNSTLICHER URSPRUNG

Eine Reihe von „künstlichen“ Radionukliden werden in ganz Frankreich mehr oder weniger homogen nachgewiesen. Sie resultieren aus den atmosphärischen Auswirkungen der nuklearen Lufttests (von 1945 bis 1980), den Auswirkungen der nuklearen Unfälle (Tschernobyl 1986 und in geringerem Maße Fukushima im Jahr 2011) oder den Freisetzungen, die unter strikter Einhaltung der zulässigen Grenzwerte von INB durchgeführt wurden,<sup>6</sup> wie CNPE, Dekonstruktionsanlagen, Anlagen zur Herstellung und Wiederaufarbeitung von Brennstoffen, Lagerstätten, Militärstandorte, aber auch Gesundheits- und Universitätseinrichtungen durch die Verwendung von Radionukliden für medizinische und/oder Forschungszwecke.

#### 6.1.1.2.1. Auswirkungen der nuklearen Lufttests

Die Atomwaffentests, die zwischen 1945 und 1980 von den großen Militärmächten (USA, Russland, Großbritannien, Frankreich und China) durchgeführt wurden, waren die einzige massive Zufuhr künstlicher Radionuklide auf globaler Ebene und die Hauptquelle für künstliche Radioaktivität in der französischen Umwelt. Insgesamt wurden 543 Atomtests durchgeführt. Der Großteil der Macht wurde zwischen 1954 und 1958, dann in den Jahren 1961 und 1962 freigegeben. Ab 1961 ließen die nuklearen Lufttests nach und nach Platz für unterirdische Atomtests, die eine geringere Kontaminationsquelle für die Biosphäre darstellten. Der letzte Lufttest fand am 16. Oktober 1980 in China statt.

Die meisten Atomwaffentests fanden in der nördlichen Hemisphäre statt. Etwa 90 % der Radionuklide, die in die Atmosphäre abgegeben werden, fallen in diese Hemisphäre zurück. Bei den emittierten Radionukliden handelte es sich um Spaltprodukte (Strontium 90, Cäsium 137, Jod 131 usw.) und Aktivierungsprodukte (Tritium und Kohlenstoff 14), die durch die Wechselwirkung von Neutronenstrahlung mit Atomen innerhalb der atmosphärischen Moleküle erzeugt wurden.

Kurzzeitig radioaktive Radionuklide verschwanden allmählich (Jod 131, Cerium 141, Ruthenium 103, Zirkonium 95, Cerium-Pseodym 144, Ruthenium-Rhodium 106). Im Gegensatz dazu bleiben Cäsium 137, Strontium 90, Kohlenstoff 14, Tritium und Transurane in den Umweltmatrizen bestehen, die derzeit in Frankreich aufgrund erheblich längerer radioaktiver Perioden entnommen werden.

Die atmosphärischen Auswirkungen der nuklearen Lufttests stellen einen mehr oder weniger heterogenen radiologischen Hintergrundlärm auf französischem Gebiet dar. Die über diese Fälligkeiten (Plutonium 238, Plutonium 239 und 240, Americium 241 usw.) hinterlegten Alpha-Sender-Radionuklide zeichnen sich durch Tätigkeitsberichte ( $^{238}\text{Pu}$ / $^{239+240}\text{Pu}$ ) von 0,03 und ( $^{241}\text{Am}$ / $^{239+240}\text{Pu}$ ) gleich 0,4 aus<sup>7</sup>. Ein Vergleich der Berichte aus den gemessenen Tätigkeiten in der Umwelt mit diesen charakteristischen Werten ermöglicht es, einen anderen anthropogenen Beitrag

<sup>6</sup>Kerninstallation der Basis.

<sup>7</sup>Masson O., Piga D., Gurriaran R. und D'Amico D. 2010. Impact of an Exceptional Saharan dust outbreak in France: PM10 and artificial radionuclides Konzentrationen in air and in dust deposit. Atmospheric Environment 44(20): 2478-2486.



als die Auswirkungen von Luftversuchen zu ermitteln.

#### 6.1.1.2.2. Auswirkungen des Unfalls in Tschernobyl

Der Unfall in Tschernobyl ereignete sich am 26. April 1986 in der Ukraine auf einem Reaktor vom Typ RBMK8. Aufgrund der Wetterbedingungen verlagerte sich die in der Troposphäre emittierte radioaktive Wolke in die nordischen Länder, Mitteleuropa und das Mittelmeer. Er flog in der ersten Maiwoche 1986 über das Rhonetal und dann über Ostfrankreich. Gleichzeitige Regenereignisse begünstigten die Ablagerung radioaktiver Partikel. Neunzehn Radionuklide wurden auf französischem Gebiet in der Umwelt nachgewiesen, darunter: Tellur 132, Jod 131, Ruthenium 103, Ruthenium und Rhodium 106, Caesium 134 und 137 und 110-Metastabilsilber. Mit Ausnahme von Cäsium 137 weisen diese Radionuklide kurze Abnahmeperioden auf (von wenigen Sekunden bei Rhodium 106 bis 2 Jahre bei Cäsium 134). Aus diesem Grund bleibt nur Cäsium 137 mit einer Radioaktivität von 30 Jahren in den im französischen Mutterland entnommenen Umweltmatrizen nachweisbar und trägt somit zum anthropogenen radiologischen Hintergrundgeräusch bei.

Aufgrund seiner geografischen Lage und der Niederschläge beim Übergang der radioaktiven Wolke aus dem Tschernobyl-Unfall wurde die Umwelt in der Nähe des CNPE Fessenheim und allgemein im Osten Frankreichs von den radioaktiven Auswirkungen im Vergleich zu Westfrankreich stärker beeinflusst.

#### 6.1.1.2.3. Auswirkungen des Unfalls von Fukushima

Der Unfall in Fukushima ereignete sich am 11. März 2011 in Japan auf Reaktoren des Typs REB (Breakwasserreaktoren). Die radioaktive Wolke, die aus den radioaktiven Freisetzungen der zerbrochenen Kernreaktoren in die Atmosphäre resultierte, bewegte sich und verdünnte sich in den atmosphärischen Strömungen der nördlichen Hemisphäre. Der nordamerikanische Kontinent war der erste von dieser groß angelegten Streuung betroffen, dann erreichten die radioaktiven Partikel Nord- und Nordosteuropa (Skandinavien), etwa zehn Tage nach dem Unfall. Frankreich und Südwesteuropa wurden um den 25. März erreicht. Die Luftmassen verlagerten sich dann weiter nach Asien.

Die verschiedenen Beobachtungen zeigten, dass die französischen Regionen insgesamt in ähnlicher Weise betroffen waren, mit leichten räumlichen und zeitlichen Schwankungen aufgrund der Verschiebung der Luftmassen. Die in Frankreich gemessenen Aktivitäten mit künstlichen Radionukliden aufgrund des Unfalls von Fukushima (Jod 131, Caesium 134 und 137, Tellur 132) waren sehr gering. Diese Tätigkeiten liegen 500-mal unter dem Niveau, das im Mai 1986 in Frankreich infolge des Unfalls von Tschernobyl gemessen wurde<sup>9</sup>.

Mit Ausnahme von Cäsium 137 weisen die anderen in Frankreich nachgewiesenen Radionuklide kurze Abnahmeperioden auf. Nach dem Unfall führten die in den Aerosolen in Frankreich gemessenen Caesiumaktivitätswerte zu einem Aktivitätsverhältnis ( $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ ) von 0,97, das für die Ableitungen radioaktiver Stoffe in die Luft im Zusammenhang mit dem Unfall von Fukushima repräsentativ war. Derzeit kann nur Cäsium 137 gemessen werden, die Tätigkeiten sind jedoch zu gering, um aufgrund der Auswirkungen der Nukleartests und des Unfalls von Tschernobyl gegenüber bereits bestehenden Umwelttätigkeiten diskriminiert zu werden<sup>10</sup>.

#### 6.1.1.2.4. Sonstige Quellen

Neben den Freisetzungen aus dem CNPE Fessenheim und den oben genannten Quellen (Rückgang von Nuklearversuchen und nuklearen Unfällen) werden im Folgenden die wichtigsten Quellen künstlicher Radioaktivität dargestellt. Auf der Ebene des Rheineinzugsgebiets verwenden mehrere Einrichtungen radioaktive Produkte (medizinische Einrichtungen, vorgelagerte Brennstoffkreislaufindustrien, Standorte der Landesverteidigung, Forschungseinrichtungen usw.). Die elsässische aquatische Umwelt ist auch dem Einfluss von Ableitungen aus schweizerischen Anlagen auf das Rheineinzugsgebiet ausgesetzt. Schweizer Elektrizitätswerke befinden sich

---

8Hochleistungsreaktor mit Kraftrohren.

9IRSN/DEI/2011-01, Februar 2012. Analyse der Auswirkungen des Unfalls von Fukushima in Frankreich (Metropole und DROM-COM) auf der Grundlage der Ergebnisse der verstärkten Überwachung der Umweltradioaktivität.

10Masson O. et al., 2011. Tracking of airborne radionuclides from the damaged Fukushima Dai-Ichi nuclear reactors by european networks. Ungefähr. SCI. Technol., 45: 7670-7677.

stromaufwärts am Rhein in Leibstadt (ein REB<sup>11</sup>) und am Nebenfluss Aare, in Beznau (zwei REP)<sup>12</sup> sowie in Mühleberg (ein REB) und GOSGEN (ein REP). Auch die Tritiumemissionen der Schweizer Uhrenindustrie tragen zur Umweltkennzeichnung vor dem CNPE Fessenheim bei.

### 6.1.1.3. RADIONUCLEIDES MIT DOPPELTEM URSPRUNG

Kohlenstoff 14 und Tritium haben einen natürlichen und künstlichen Ursprung. Die Unterscheidung des natürlich erzeugten Anteils von dem Anteil, der aus der nuklearen Industrie stammt, lässt sich anhand folgender Kriterien beurteilen:

- gute Kenntnisse über die Aktivität dieser Radionuklide bei flüssigen und atmosphärischen Ableitungen;
- gute Kenntnisse der Aktivität dieser Radionuklide in den verschiedenen Umweltmatrizen, abgesehen von jeglichen Einflüssen von Ableitungen radioaktiver Stoffe;
- eine angepasste Studienstrategie, die sich auf ähnliche Proben bezieht, die im selben Entwicklungsstadium, unter und außerhalb der vorherrschenden Winde (unter und ohne potentiellen Einfluss der Freisetzungen aus der untersuchten Kernanlage) geerntet wurden.

#### 6.1.1.3.1. Tritium

Tritium wird natürlich durch die Einwirkung kosmischer (Neutronen) Strahlen auf bestimmte Luftbestandteile (Stickstoff, Sauerstoff oder Argon) produziert. Das permanente Inventar von natürlichem Tritium beträgt rund  $1,3 \cdot 10^6$  TBq weltweit, mit einer Jahresproduktion von  $7,2 \cdot 10^4$  TBq. Das resultierende Hintergrundgeräusch, gemessen an der Volumenaktivität von Tritium im Regenwasser, liegt im Bereich von 0,1 bis 0,6 Bq/l.

Aufgrund seiner physikalisch-chemischen Eigenschaften, die denen von Wasserstoff, einem wichtigen Bestandteil der Biosphäre, insbesondere als Bestandteil des Wassermoleküls und der organischen Substanz, sehr ähnlich sind, ist Tritium in allen Umweltmatrizen vorhanden. Die Messungen im Rahmen der radioökologischen Überwachung kerntechnischer Anlagen ermöglichen die Unterscheidung zwischen Tritium im Gewebewasser von Organismen („freies Tritium“ oder HTO) und Tritium, das mit organischer Substanz verbunden ist („organisch gebundenes Tritium“ oder TOL). Die erste Form balanciert sehr schnell in allen Matrizen der Umgebung entsprechend dem Wasserkreislauf und ermöglicht es, eine kürzliche Aufnahme von Tritium in die Umwelt zu identifizieren. Das organisch gebundene Tritium spiegelt die Aktivität des Radionuklids in der Mitte zum Zeitpunkt seiner Fixierung an die organische Substanz wider und liefert so eine „integrierte“ Retrospektive von Tritiumaktivitäten, die über mehrere Wochen bis zu mehreren Jahren assimiliert werden.

Zwischen 1945 und 1980 verteilten die Atomtests weltweit rund  $2,3 \cdot 10^8$  TBq Tritium. Die Menge an Tritium in der Biosphäre nahm dann stark zu. Die im Jahr 1963 beobachtete Aktivitätsspitze spiegelt den Einfluss der Einträge im Zusammenhang mit den atmosphärischen Auswirkungen von Nuklearversuchen in der Luft mit einem Aktivitätswert von etwa 500 Bq/l wider, der in Frankreich im Regenwasser gemessen wird. Der Rückgang der Tritium-Aktivitäten in den Niederschlägen hat exponentiell stattgefunden. Aufgrund der relativ kurzen Radioaktivität (12,3 Jahre) dieses Radionuklids sind derzeit nur noch rund  $1,3 \cdot 10^7$  TBq Tritium in den Ozeanen (90 %) und im Festland (10 %) vorhanden. Im Zeitraum von 2014 bis 2016 lag der Gehalt an freiem Tritium (HTO) in kontinentalem Regenwasser zwischen  $0,71 \pm 0,05$  und  $1,4$  Bq/L in Frankreich.

In den anderen Erdmatrizen nehmen auch die Tritiumaktivitäten seit etwa fünfzehn Jahren ab. Die Messungen von HTO und TOL, die in den Jahren 2007 bis 2012<sup>13</sup> in Frankreich ohne möglichen Einfluss einer Freisetzung auf Pflanzen und Lebensmittel (Jahresblätter von Bäumen, Gemüse, Wein, Fleisch, Milch) erworben wurden, belegen ein durchschnittliches Hintergrundgeräusch von  $1,4 \pm 1,2$  Bq/l.

In der kontinentalen aquatischen Umwelt in Gewässern von Flüssen liegt der Wertbereich zwischen 2014 und 2016<sup>14</sup> in HTO zwischen  $0,12 \pm 0,11$  und  $0,86 \pm 0,15$  Bq/L in Frankreich. In der Nähe von Einrichtungen, die Tritium abstoßen dürfen, können jedoch vor Ort höhere Aktivitätspegel als dieses Hintergrundgeräusch auftreten. 13 14

11REB: Reaktor in heißem Wasser.

12REP: Druckwasserreaktor.

13IRSN, Juli 2017. Aktualisierung der Kenntnisse über Tritium in der Umwelt. PRP- ENV/SERIS/2017-00004, 76 S.

14 IRSN, November 2018. Bilanz des radiologischen Zustands der französischen Umwelt von 2015 bis 2017. Bericht DG/2018-

### 6.1.1.3.2. Kohlenstoff 14

Kohlenstoff ist eines der vier wesentlichen Elemente, zusammen mit Wasserstoff, Sauerstoff und Stickstoff, für die Entwicklung von Leben. Es ist sehr überwiegend in Form von stabilen Isotopen (Kohlenstoff 12,99 %; Kohlenstoff 13 1 %). Kohlenstoff 14, ein radioaktives Isotop, das in Spuren vorhanden ist, wird mehrheitlich auf natürlichem Wege durch Aufnahme kosmischer Neutronen durch atmosphärische Stickstoffkerne erzeugt. Der Kohlenstoffbestand 14 beträgt derzeit rund  $1,27 \cdot 10^7$  TBq, von denen 90 % in den Tiefen der Ozeane enthalten sind. Neben diesem natürlichen Ursprung stammen 2 % der Kohlenstoffvorräte 14 aus menschlichen Aktivitäten.

In der Natur gibt es Kohlenstoff 14 hauptsächlich in mineralischer Form (Kohlenstoffgas (CO<sub>2</sub>) in der Atmosphäre und Karbonaten im Wasser) und in organischer Form als Folge seiner Assimilation in Pflanzen während der Photosynthese.

Die 14-Kohlenstoffaktivität, die in den letzten Jahrtausenden relativ konstant war, hat seit Beginn des Industriezeitalters große Schwankungen erfahren. Der stetige Anstieg der CO<sub>2</sub>-Emissionen im Zusammenhang mit der Verwendung fossiler Brennstoffe mit einem niedrigeren Kohlenstoffgehalt 14 hat dazu beigetragen, die spezifische Aktivität von Kohlenstoff 14 in der Atmosphäre zu verringern (sogenannter Isotopenverdünnungseffekt allgemein bekannt als Suess-Effekt). Im Gegenteil, die vom Menschen verursachten 14-Kohlenstoffemissionen, die hauptsächlich auf nukleare Lufttests zwischen 1945 und 1980 zurückzuführen waren, erhöhten die atmosphärische Aktivität. So stieg die 14-Kohlenstoff-Aktivität in der Atmosphäre von 226 Bq/kg Kohlenstoff in der Mitte des 19. Jahrhunderts auf maximal 400 Bq/kg Kohlenstoff in den 1960er Jahren nach Atomtests in der Luft. Die 14-Kohlenstoffaktivität in der Atmosphäre ist seit dem Ende der nuklearen Lufttests rückläufig.

Im Jahr 2016 nimmt der atmosphärische Wert in der Größenordnung von 230 Bq/kg Kohlenstoff<sup>15</sup> weiter ab, was auf die Absorption durch Ozeanwasser und die Verdünnung von Kohlenstoffemissionen, die insbesondere durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe zurückzuführen sind, zurückzuführen ist. In der Erdumwelt nimmt die spezifische Kohlenstoffaktivität 14 im Laufe der Zeit ab<sup>16</sup>. Dennoch zeigen die Messungen der Kohlenstoffaktivität 14, die an langen Beobachtungsreihen in der Nähe der französischen CNPE durchgeführt wurden, einen lokalen und punktuellen Beitrag der Ableitungen aus der Luft.

In der aquatischen Umgebung verteilt sich der Kohlenstoff zwischen organischem Kohlenstoff (aufgelöst und Teilchen) und mineralischem Kohlenstoff (CO<sub>2</sub> und gelöste Kohlensäure, Carbonate und Bicarbonate) und unterliegt einer komplexen Reihe biochemischer Prozesse. Kohlenstoff 14 in Süßwasserökosystemen ist daher nicht im Gleichgewicht mit atmosphärischem Kohlenstoff 14. Außerhalb des direkten Einflusses einer Anlage schwanken die Werte, die stark vom Gehalt an Carbonaten des Mediums beeinflusst werden, derzeit zwischen 180 und 220 Bq.kg<sup>-1</sup> Kohlenstoff in<sup>Bezug auf</sup> Wasser (Mineralkohlenstoff), eingetauchte Pflanzen und Fische, was einer Aktivität von 0,02 Bq.L<sup>-1</sup> Süßwasser und 10 bis 50 Bq.kg<sup>-1</sup> Frischpflanzen<sup>und</sup> Fischen entspricht.

## 6.1.2. RADIOLOGISCHER ZUSTAND INNERHALB DES PERIMETRE DE L'INB Nr. 75 UND SEINE NÄHE NACHBARSCHAFT

Der radiologische Zustand innerhalb des Gebiets des INB Nr. 75 und seine Nähe wurde auf der Grundlage der Ergebnisse der auf das NMR exportierten und im Rahmen der Kontrolle und Aufsicht des CNPE Fessenheim durchgeführten regulatorischen Maßnahmen erreicht. Diese Messungen werden mit relativ kurzen festen Frequenzen durchgeführt und verfügen über Entscheidungsschwellen, die mit dem Überwachungsziel übereinstimmen, das darauf abzielt, atypische Zunahmen der Radioaktivität im Zusammenhang mit dem Betrieb der Anlagen des CNPE frühzeitig zu erkennen. Angesichts der Häufigkeit der Messungen und der damit verbundenen Analyseleistung entspricht der

00006 351p.

15IRSN, November 2018. Bilanz des radiologischen Zustands der französischen Umwelt von 2015 bis 2017. Bericht DG/2018-00006 351p.

16Roussel-Debet S., 2014. Daten, die für die Interpretation von 14-Kohlenstoffmessungen in der Erdumgebung relevant sind. Strahlenschutz, 49(1): 49-54.

Bezugszeitraum daher dem Zeitraum 2013-2017.

Es sei darauf hingewiesen, dass die Berücksichtigung der Überwachungsdaten von 2018 und 2019 die Größenordnung der für den Studienzeitraum (2013-2017) vorgelegten Daten nicht verändert.

Die Maßnahmen betreffen:

- atmosphärisches Fach: Umgebungsgammadosisdurchsatz, Gesamtbetaaktivität des atmosphärischen Staubes (Aerosol), Volumenaktivität von Tritium in der Luft, Gesamtbetaaktivität und Tritium aus Regenwasser;
- Grundwasser: globale Beta-Aktivität und Tritium.

Die betreffenden Stationen und Beacons befinden sich innerhalb des Umkreises des INB Nr. 75 und seiner Nähe. Ihr Standort sowie die Einzelheiten der durchgeführten Messungen und ihre Periodizität sind in [Paragraph 6.3](#) dargelegt.

Für die Messung der Umgebungs-Gammadosis-Durchflussmenge beträgt der an der AS1-Station im Zeitraum 2013-2017 gemessene durchschnittliche Dosisdurchsatz 88 nSv/h. Diese Werte sind gegenüber dem durchschnittlichen Gamma-Hirn-Hintergrundrauschen des Departements Oberrhein mit 83 nSv/h (0,73 mSv/Jahr) für den gleichen Zeitraum zu berücksichtigen.

Die an der Station AS1 analysierte Gesamtbetaaktivität des atmosphärischen Staubes beträgt im Durchschnitt weniger als 0,50 mBq/m<sup>3</sup>.

Die an der Station AS1 gemessene Volumenaktivität von Tritium in der Luft beträgt im Durchschnitt weniger als 0,14 Bq/m<sup>3</sup>.

In dem an der AS1-Station entnommenen Regenwasser liegt die Gesamtbetavolumaktivität im Durchschnitt unter 0,14 Bq/L und die Volumenaktivität von Tritium bei 4,9 Bq/l.

Die Gesamtbeta-Volumenaktivität des gefilterten Grundwassers aus CNPE-Piezometern liegt im Jahresdurchschnitt unter 0,38 Bq/L. Die Überwachung dieser Gewässer zeigt, dass die Tritium-Volumenaktivität im Durchschnitt unter 5,4 Bq/L liegt. mSv/Jahr, Dosis, die beim Menschen durch den täglichen Verzehr von 2 l Wasser erreicht werden kann, wobei die Tritiumaktivität 7 800 Bq/l betragen würde (von WHO auf 10 000 Bq/l gerundet). In Frankreich bildet der Wert von 100 Bq/L für dieses Radionuklid in Wasser für den menschlichen Gebrauch den Wert der Untersuchungsschwelle für die Suche nach anderen künstlichen Radionukliden.

### 6.1.3. GESCHICHTE DER RADIOECOLOGISCHEN STUDIEN

Die Chronologie der Studien rund um das CNPE Fessenheim ist in [Abbildung 6.a dargestellt](#). [Darin sind auch die externen Ereignisse \(Atomversuche in der Luft, Tschernobyl- Unfall und Fukushima\)](#) zu sehen, deren Auswirkungen für eine Kennzeichnung der Umgebung in der Nähe des CNPE verantwortlich sind.

Ein von EDF in Auftrag gegebener Ausgangszustand (oder Nullpunkt) wurde zwischen 1973 und 1976 in der Umgebung in der Nähe des CNPE vom IPSN erstellt, um den Grad der Radioaktivität von Gewässern, Böden, Landpflanzen und einigen Lebensmitteln in der Umwelt festzustellen. Messungen wurden an Fischproben im Grand Canal d'Alsace (GCA) in Fessenheim und im Rhein durch EDF und das Veterinärlabor Departemental Colmar durchgeführt.

Das CNPE Fessenheim besteht aus zwei 900 MWe-Produktionseinheiten der REP-Branche, die 1977 nacheinander an das Netz gekoppelt wurden.

Im Oktober 1986, nach dem Unfall in Tschernobyl und im Rahmen des Programms RESSAC (Rehabilitation von Böden und Flächen nach einem Unfall) führte das IPSN eine Bodenstudie im elsässischen Raum durch<sup>18</sup>.

1989, also 12 Jahre nach der Netzkopplung der beiden Produktionseinheiten, führte der Betreiber eine erste zehnjährige Röntgenbilanz durch. Ziel dieser Bilanz war es, die Aktivität von Radionukliden in der terrestrischen und aquatischen Umwelt in der Nähe des CNPE genauer zu bewerten. Anlässlich des zehnjährigen Besuchs beauftragte der Conseil

---

<sup>18</sup>Die Station AS1 ist die Station, die aufgrund ihrer Lage (im nordöstlichen Bereich des CNPE) über den Einfluss der Ableitungen in die Atmosphäre während der Dispersionsbedingungen, die der Hauptwindrichtung bei trockenem und regnerischem Wetter entsprechen, berichten kann.

<sup>18</sup>Jouve A., 1990. Bericht über die Kampagne von Bodenproben, die durch den Unfall in Tschernobyl in der elsässischen Region gekennzeichnet waren. IPSN/SERE Note RESSAC 13/90, Cadarache, 14 S.

Général du Haut-Rhin 1989 die Kommission für unabhängige Forschung und Information über die RADioaktivität (CRII-RAD) mit der Durchführung einer radiologischen Umweltstudie des CNPE Fessenheim, um die Auswirkungen von flüssigen und atmosphärischen radioaktiven Abwässern zu bewerten, die das Kraftwerk seit seinem Start freigesetzt hat. 1998 wurde eine zweite zehnjährige Bilanz erstellt, um über die radiologische Entwicklung der Umwelt des CNPE Fessenheim seit der vorherigen Bilanz zu berichten. 2009 wurde eine dritte zehnjährige Bilanz erstellt, um die radiologische Entwicklung der Umwelt des CNPE Fessenheim seit den beiden vorangegangenen Bilanzen zu erfassen.

Seit 1992 hat das IPSN, das seit 2002 IRSN geworden ist, in der Umgebung in der Nähe des CNPE jährliche radioökologische Überwachungsmaßnahmen durchgeführt.

Die Studien zur Bestimmung des radiologischen Zustands der terrestrischen und aquatischen Umwelt in der Nähe des CNPE wurden zwischen 1973 (ursprünglicher Referenzzustand) und 2017 durchgeführt. Um die Entwicklung dieses radiologischen Zustands zu beschreiben, werden vier Zeiträume betrachtet:

- den ursprünglichen Bezugszustand [1973-1976];
- der erste Zeitraum [1986-1997] unter Berücksichtigung der jährlichen radioökologischen Überwachung und der Zehnjahresbilanz 1989;
- der zweite Zeitraum [1998-2007] unter Berücksichtigung der jährlichen radioökologischen Überwachung und der Zehnjahresbilanz 1998;
- der dritte Zeitraum [2008-2017] unter Berücksichtigung der jährlichen radioökologischen Überwachung und der Zehnjahresbilanz 2009.

Um einen möglichen Beitrag der Freisetzungen aus dem CNPE zur Freisetzung von Radioaktivität in die Umwelt zu ermitteln, werden die Ergebnisse, die im Zeitraum 2008-2017 unter möglichen Auswirkungen der Freisetzungen aus dem CNPE in die terrestrische und aquatische Umwelt erzielt wurden, mit denen verglichen, die ohne Einfluss erzielt wurden.

Um die räumlich-zeitliche Entwicklung des radiologischen Zustands der Umwelt in der Nähe des CNPE zu charakterisieren, werden die im Zeitraum 2008-2017 erzielten Ergebnisse mit denen verglichen, die im Referenzzustand des CNPE erzielt wurden.

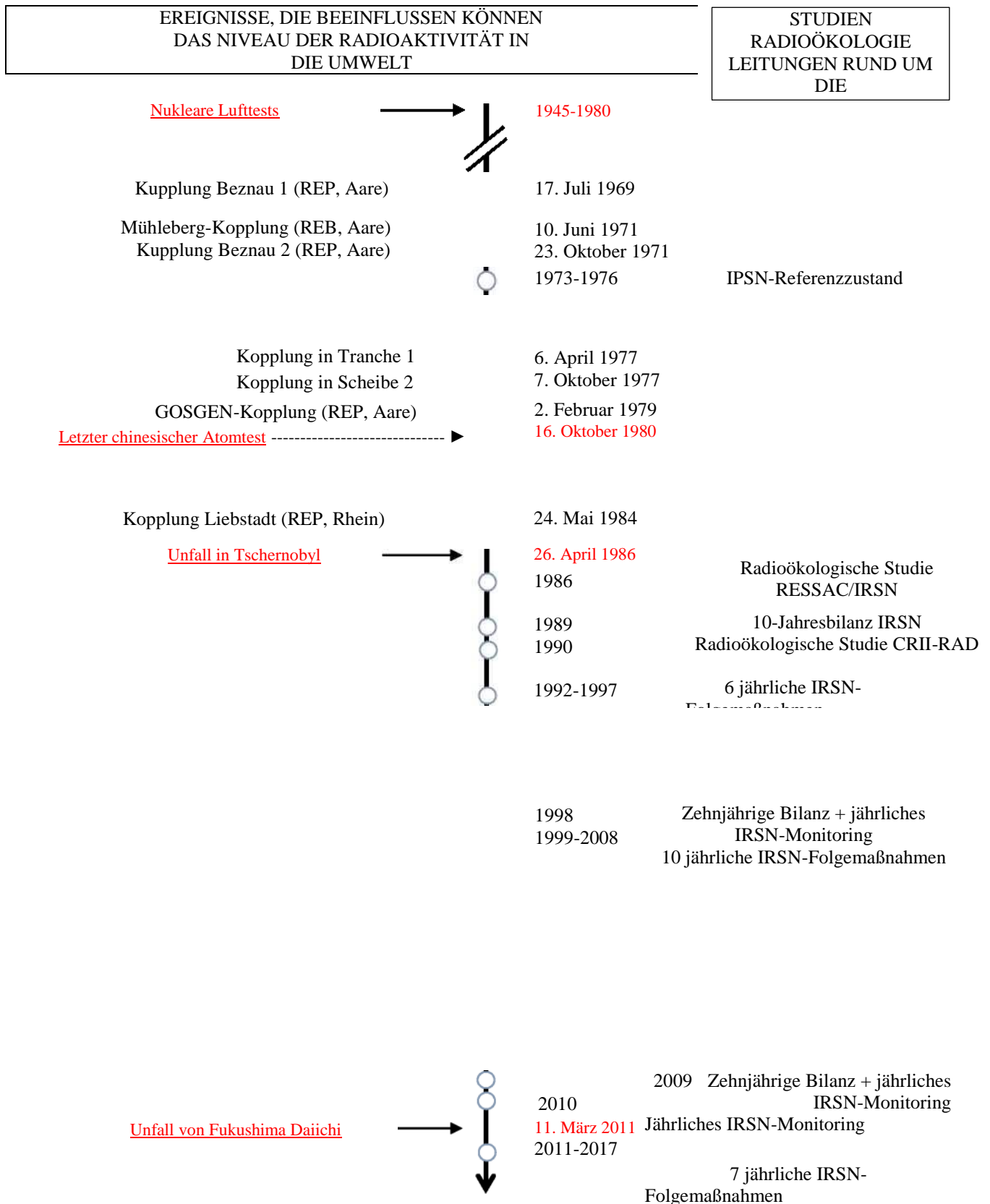


Abbildung 6.a Chronologie der wichtigsten Ereignisse und radiologischen Studien in Umwelt in der Nähe des CNPE Fessenheim

## 6.1.4. RADIOLOGISCHER ZUSTAND VON DIE IRDISCHE UMWELT

Die Studien, die zur Ermittlung des aktuellen radiologischen Zustands der Erdumwelt verwendet wurden, wurden zwischen 2008 und 2017 durchgeführt. Sie beziehen sich auf eine Vielzahl von Proben und radiologischen Analysen, die eine genaue Sicht auf den radiologischen Zustand der Erdumgebung durch Messungen mit niedrigem Hintergrundgeräusch ermöglichen, die die Charakterisierung von Radionukliden im Spurenzustand ermöglichen.

Es sei darauf hingewiesen, dass die Berücksichtigung der Überwachungsdaten für 2018 und 2019 die wichtigsten Ergebnisse des Studienzeitraums (2008-2017) nicht ändert.

Um den möglichen Einfluss der vom CNPE Fessenheim in die Luft freigesetzten radioaktiven Stoffe in die Luft beurteilen zu können, werden die Probenahmestationen der terrestrischen Umwelt (siehe [Abbildung 6.c](#)) nach Windrose (siehe [Abbildung 6.b](#)) bis zu einem Radius von ca. 25 km ausgewählt, der Folgendes umfasst:

- Gemeinden im Nord-Nordosten und im südsüdwestlichen Bereich unter den vorherrschenden Winden des süd-südwestlichen Sektors und in der Nähe des CNPE, in einem Gebiet, das möglicherweise von den Ableitungen in die Atmosphäre des CNPE Fessenheim beeinflusst wird;
- Gemeinden im Südwesten bis Nord-Nordwesten außerhalb der vorherrschenden Winde, in Gebieten, die nicht durch Ableitungen in die Atmosphäre beeinflusst sind.

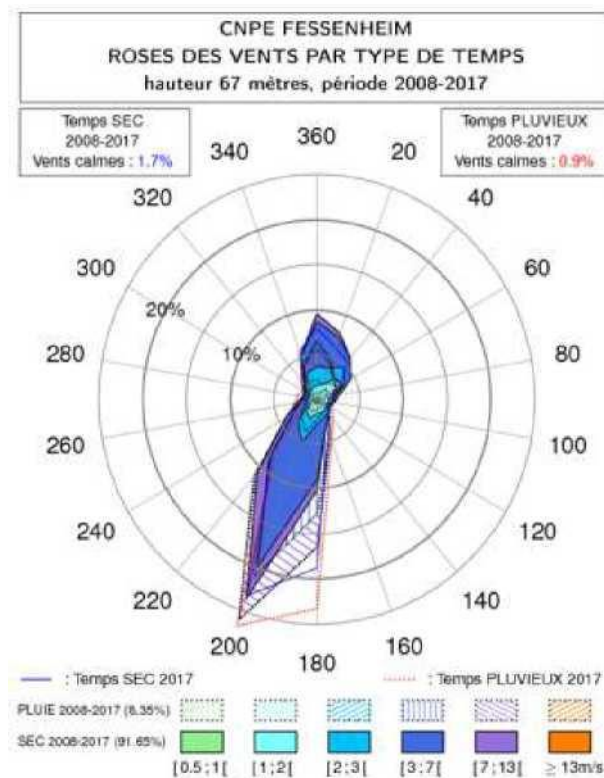


Abbildung 6.b Windrose des CNPE Fessenheim (Zeitraum 2008-2017)

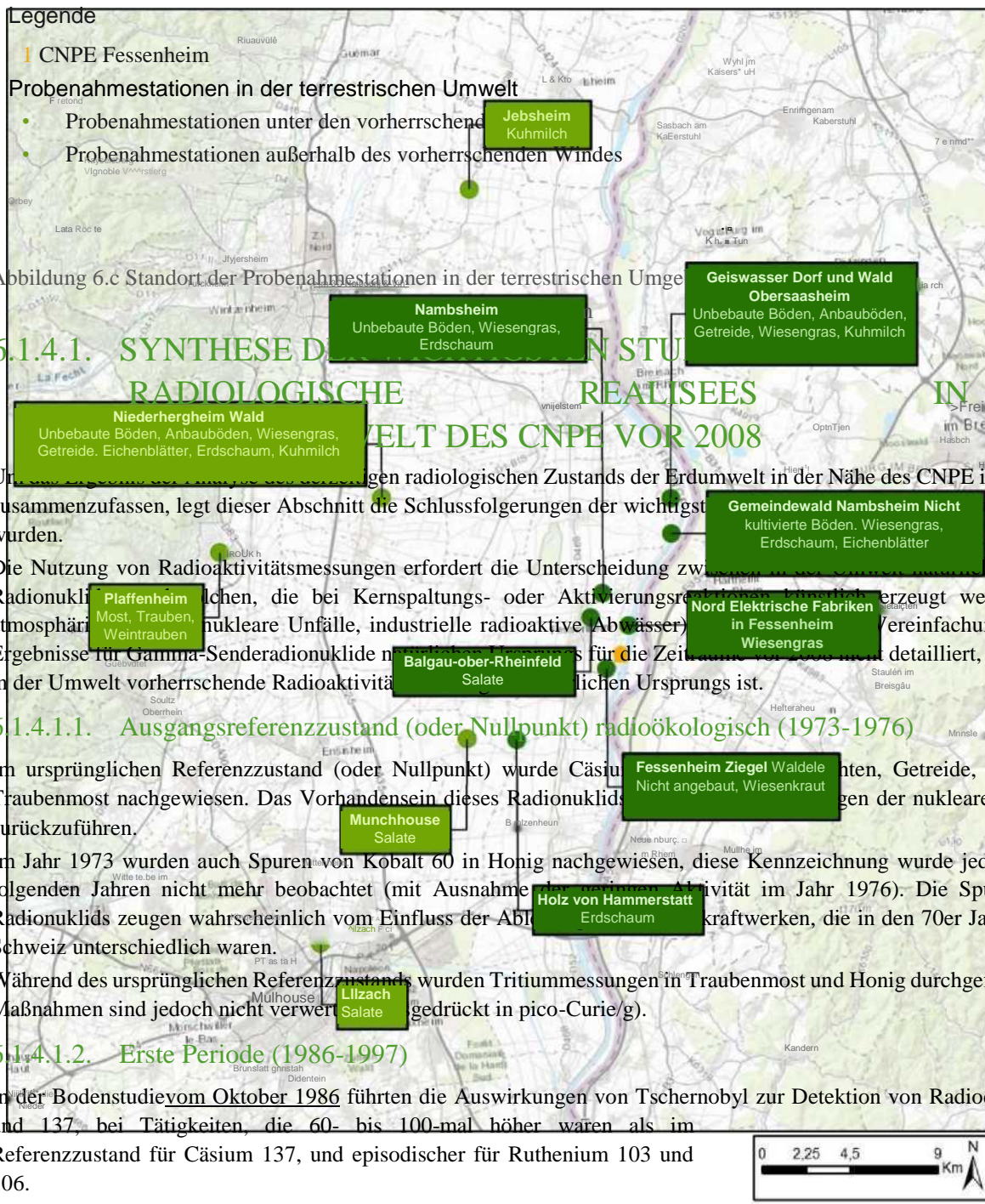


Abbildung 6.c Standort der Probenahmestationen in der terrestrischen Umge

### 6.1.4.1. SYNTHESE DER RADIOLOGISCHE REALISEES IN

#### 6.1.4.1.1. Ausgangsreferenzzustand (oder Nullpunkt) radioökologisch (1973-1976)

Um den radiologischen Zustand der Erdumwelt in der Nähe des CNPE in der Folge zusammenzufassen, legt dieser Abschnitt die Schlussfolgerungen der wichtigsten durchgeführten

Die Nutzung von Radioaktivitätsmessungen erfordert die Unterscheidung zwischen erzeugten Radionuklidarten, die bei Kernspaltungs- oder Aktivierungsreaktionen erzeugt werden (z. B. atmosphärische radionukleare Unfälle, industrielle radioaktive Abwässer). Vereinfachung sind die Ergebnisse für Gamma-Senderadionuklide nur für die Zeitpunkte vor 1986 detailliert, obwohl die in der Umwelt vorherrschende Radioaktivität natürlichen Ursprungs ist.

Im ursprünglichen Referenzzustand (oder Nullpunkt) wurde Cäsium-137 in Getreide, Honig und Traubenmost nachgewiesen. Das Vorhandensein dieses Radionuklids zeugt von den Auswirkungen des Unfalls von Tschernobyl.

Im Jahr 1973 wurden auch Spuren von Kobalt 60 in Honig nachgewiesen, diese Kennzeichnung wurde jedoch in den folgenden Jahren nicht mehr beobachtet (mit Ausnahme von Honig im Jahr 1976). Die Spuren dieses Radionuklids zeugen wahrscheinlich vom Einfluss der Abfälle aus den Kernkraftwerken, die in den 70er Jahren in der Schweiz unterschiedlich waren.

Während des ursprünglichen Referenzzustands wurden Tritiummessungen in Traubenmost und Honig durchgeführt. Diese Maßnahmen sind jedoch nicht verwertbar (gedrückt in pico-Curie/g).

#### 6.1.4.1.2. Erste Periode (1986-1997)

In der Bodenstudie vom Oktober 1986 führten die Auswirkungen von Tschernobyl zur Detektion von Radiocesium 134 und 137, bei Tätigkeiten, die 60- bis 100-mal höher waren als im Referenzzustand für Cäsium 137, und episodischer für Ruthenium 103 und 106.

Anlässlich der Zehnjahresbilanz 1989 zeugt die Art der entdeckten Radionuklide noch von den Auswirkungen des Unfalls von Tschernobyl: Radiocesium 134 und 137 sind in allen untersuchten Fächern (Boden, Moos, Weizen und Wein) vorhanden, mit Ausnahme von Mais, Luzerne und Milch, in denen nur Cäsium 137 nachgewiesen wird.

In Erdschaum sind auch Ruthenium-Rhodium 106, Antimon 125 und 110-Metastabilsilber vorhanden. Die Spuren von Kobalt 60 in einem Schaum, der in der Nähe des CNPE (2 km) entnommen wurde, könnten den Einfluss der Luftableitungen aus Fessenheim belegen, ohne dass dies zertifiziert werden kann. Das Vorhandensein von Radiocesium 134 und 137, Ruthenium-Rhodium 106, Antimon 125 und Silber 110 Metastable beruht auf den Auswirkungen des Tschernobyl-Unfalls.

Strontium 90, das im Boden und in Erdschaum nachgewiesen wird, in einem Aktivitätsniveau, das mit den allgemein in





Frankreich beobachteten Werten übereinstimmt, ist auf die Auswirkungen von Nuklearversuchen in der Luft zurückzuführen.

Die Aktivitätsraten von organisch gebundenem Tritium (in Moos und Mais) und freiem Tritium (in Wein und Kuhmilch) entsprechen dem Niveau, das in Frankreich außerhalb von industriellen Einflüssen beobachtet wird.

Bei den jährlichen radioökologischen Überwachungen zwischen 1992 und 1997 bleibt Cäsium 137 das einzige Radionuklid künstlicher Herkunft in allen untersuchten Kompartimenten (Boden, Moos, Obst, Gemüse und Getreide) mit stabilen Aktivitätsniveaus in diesem Zeitraum.

Das Vorhandensein von Cäsium 134 in Böden und Moosen zeugt immer noch von den Auswirkungen des Unfalls von Tschernobyl.

Das sporadische Vorkommen von Kobalt 60 in den Jahren 1993 und 1996 in Schaum und Boden könnte von Aerosolen stammen, die aus der Sprühbewässerung mit Rhein- oder Kanalwasser stammen, das durch die Ableitungen flüssiger Abwässer aus den schweizerischen Kraftwerken und/oder dem CNPE Fessenheim oder von Aerosolen gekennzeichnet ist, die sich aus der Wiederherstellung von mit Bewässerungswasser gekennzeichneten Böden oder den Ableitungen von Luftabwässern aus dem CNPE Fessenheim ergeben.

Spuren von Americium 241 wurden auch sporadisch (1996 und 1997) in einem Schaum beobachtet. Dieses Radionuklid, das von den Ableitungen des CNPE abwesend ist, beruht auf den Auswirkungen der nuklearen Lufttests.

#### 6.1.4.1.3. Zweiter Zeitraum (1998-2007)

Die im Zeitraum 1998-2007 in Böden, Moosen, Obst, Gemüse, Getreide und Milch gemessene Gamma-Radioaktivität künstlicher Herkunft ist hauptsächlich auf das Vorhandensein von Cäsium 137 zurückzuführen, das auf die Folgen des Unfalls in Tschernobyl zurückzuführen ist, auf die sich die atmosphärischen Nukleartests überschneiden. Die Aktivitäten, die in der Umwelt gemessen werden, nehmen regelmäßig ab.

Cäsium 134, das mit den Folgen des Unfalls von Tschernobyl in Zusammenhang steht, ist nach 1998 nicht mehr messbar (einmalige Erkennung in Wiesenböden 1998).

Die Tätigkeiten mit freiem Tritium, die in der Zehnjahresbilanz 1998 in Getreide, Obst, Wein und Kuhmilch gemessen wurden, und zwischen 1999 und 2007 jährlich in Kuhmilch, nehmen ebenfalls allmählich ab. Sie liegen in allen beprobten Matrizen unter 4 Bq/L Dehydrierungswasser in diesem Zeitraum.

Organisch gebundenes Tritium wurde in der Zehnjahresbilanz 1998 in Wiesen, Böden, Getreide, Obst, Wein und Kuhmilch gesucht: die gemessenen Tätigkeiten liegen zwischen 2,4 und 6,1 Bq/l Verbrennungswasser, ausgenommen Grünland und Schaum mit höheren Werten (~ 11 Bq/l Verbrennungswasser). Bei diesen beiden Stichproben handelt es sich um Matrizen mit einem Durchschnittsalter von mehreren Jahren, die in der Vergangenheit höheren Tätigkeiten ausgesetzt waren als die im Jahr 1998 allgemein gemessenen Tätigkeiten.

Kohlenstoff 14 wurde auch in der Zehnjahresbilanz 1998 in mehreren Erdumweltmatrizen (Getreide, Grünland, Kuhmilch) gemessen. Die gemessenen Werte stimmen mit dem atmosphärischen Hintergrundgeräusch in diesem Zeitraum überein (~ 250 Bq/kg Kohlenstoff).

Im Rahmen der Zehnjahresbilanz 1998 wurde Strontium 90 auch in Böden, Grünland, Moos, Früchten und Kuhmilch nachgewiesen, die mit den erwarteten Werten für ein Gebiet übereinstimmen, das nicht den Freisetzungen aus Kernanlagen unterliegt.

Alpha-Strahler-Radionuklide (Plutonium 238, Plutonium 239+ 240 und Americium 241) wurden auch in der Zehnjahresbilanz 1998 in Wiesen, Moosen, Böden und Kuhmilch gesucht. Die gemessenen Tätigkeitsberichte sind charakteristisch für die Gesamtwirkungen.

Freies Tritium, organisch gebundenes Tritium, Kohlenstoff 14, Strontium 90 und Transurane sind auf die Auswirkungen der nuklearen Lufttests zurückzuführen. Es wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Ergebnissen der Radionuklidmessungen unter und ohne vorherrschende Winde in diesem Zeitraum beobachtet. In der terrestrischen Umwelt des CNPE Fessenheim werden in diesem Zeitraum keine Kennzeichnungen im Zusammenhang mit dem Betrieb des CNPE festgestellt.

---

19Die Analyse von freiem Tritium aus biologischen Matrizen erfordert, dass das Wasser aus der Probe durch Gefrierdrying extrahiert wird, dessen Szintillationsmessung ein in Bq/L des Dehydrierungswassers ausgedrücktes Ergebnis liefert.

20Die Analyse von organischem Tritium (TOL) erfolgt durch flüssiges Flimmern aus dem aus der Verbrennung dieses organischen Materials (in der Praxis der Trockenmasse) gewonnenen Wassers, dessen Messung in Bq/l Verbrennungswasser ausgedrückt wird.

## 6.1.4.2. ANALYSE DES AKTUELLEN RADIOLOGISCHEN ZUSTANDS DER LANDUMWELT DES CNPE (2008-2017)

Dieser Abschnitt beschreibt den aktuellen radiologischen Zustand der Erdumwelt in der Nähe des CNPE Fessenheim. Die Ergebnisse, die im Zeitraum 2008-2017 in der terrestrischen Umwelt erzielt wurden, werden mit denen verglichen, die während des ursprünglichen Referenzzustands erzielt wurden, der vor der Inbetriebnahme des CNPE festgelegt wurde.

Bei Radionukliden natürlichen Ursprungs werden die Ergebnisse der Proben, die unter und außerhalb der dominanten Winde entnommen wurden, aufgrund der Tatsache, dass sich die natürliche Radioaktivität in früheren Studien nicht verändert hat, gruppiert.

Auch für den Ausgangsbezugszustand (oder Nullpunkt), der vor dem Bau des CNPE festgelegt wurde, ist diese Unterscheidung (unter und ohne vorherrschende Winde) nicht erforderlich, und die dargestellten Werte entsprechen dem Umfang der zu diesem Zeitpunkt in der Umgebung gemessenen Tätigkeiten.

Bei künstlichen Radionukliden hingegen werden die Ergebnisse, die im Zeitraum 2008-2017 unter und außerhalb des Windes gesammelt wurden, getrennt dargestellt, um einen möglichen Einfluss der Ableitungen aus der Luft aus dem CNPE auf die nahe gelegene Umwelt zu erkennen.

### 6.1.4.2.1. Radionuklide Gamma-Sender

#### 6.1.4.2.1.1. Radionuklide natürlichen Ursprungs Gamma-Strahler

Die Radionuklide natürlichen Ursprungs, die in den verschiedenen Matrizen der Erdumwelt in der Nähe des CNPE Fessenheim vorkommen, sind kosmischen ( $^7\text{Be}$ ) und tellurischen Ursprungs ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$ -Familie und  $^{238}\text{U}$ -Familie).

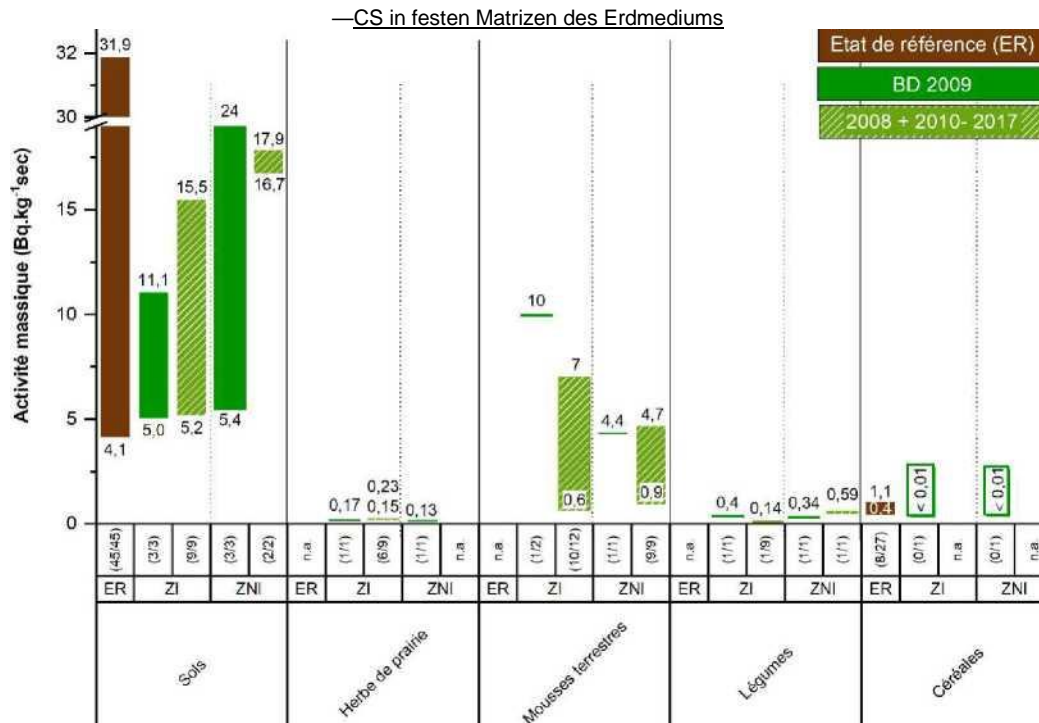
Die natürliche Radioaktivität der beprobten Matrizen im Berichtszeitraum (2008-2017) ist seit Beginn der jährlichen radioökologischen Überwachung in gleicher Größenordnung. Es bezieht sich hauptsächlich auf Kalium 40, das durch abnehmende Massenaktivität in Gemüse, Grünland, Böden, Moos, Traubenrasen, Getreide (von  $106 \pm 15$  bis  $2620 \pm 280$  Bq/kg) und Traubenmost ( $7,2 \pm 0,8$  Bq/L) nachgewiesen wird, hauptsächlich aufgrund der Einbringung von Kaliumdüngern in die landwirtschaftliche Erzeugung. Die gemessenen Aktivitäten entsprechen den in Frankreich beobachteten Werten. In Kuhmilch liegt Kalium 40 unabhängig von Jahr oder Ort immer bei 40-50 Bq/L.

Beryllium 7, das während des Zusammenspiels kosmischer (Neutronen-)Strahlung mit atmosphärischen Sauerstoff- oder Stickstoffkernen entsteht, ist hauptsächlich in Pflanzen (von  $6,0 \pm 0,8$  bis  $1410 \pm 120$  Bq/kg) vorhanden, deren Blattfläche für die Aufnahme von atmosphärischen Niederschlägen geeignet ist. 21

aus dieser Analyse<sup>21</sup> geht hervor, dass die natürlichen Gamma-Radioaktivitätswerte in der Erdumgebung in der Nähe des CNPE seit dem ursprünglichen Referenzzustand (oder Nullpunkt) stabil sind.

6.1.4.2.1.2. Radionuklide künstlicher Herkunft Gamma-Strahler

Im Zeitraum 2008-2017 und mit Ausnahme von 2011 (Punktpräsenz von Cäsium 134 in Schaumstoffen) ist Cäsium 137 das einzige künstliche Radionuklid, das in der Erdumgebung in der Nähe des CNPE nachweisbar ist. Die Tätigkeiten der anderen gesuchten künstlichen Radionuklide (Radiocobalts 58 und 60, Silber 110 Metastable, Mangan 54 und Jod 131) liegen unterhalb der analytischen Entscheidungsschwellen.



n.a.: nicht analysiert & Entscheidungsschwelle: Anzahl der Erkennungen auf der Anzahl der Analysen

ZNI: Unbeeinflusste Zone (ohne vorherrschende Winde) ZI: Potenziell beeinflusstes Gebiet (unter den vorherrschenden Winden)

Abbildung 6.d Caesium 137 Massenaktivitäten in festen Erdumweltmatrizen, die in Zonen außerhalb (ZNI) und unter (ZI) vorherrschenden Winden entnommen werden

So wird, wie [Abbildung 6.d zeigt](#), Cäsium 137 systematisch in Böden (Ansammlungsmatrix) bei Massenaktivitäten nachgewiesen, die höher sind als andere Matrizen (Wiesen, Erdschaum, Gemüse), bei denen die Nachweisfrequenz ebenfalls geringer ist. In Getreide und Traubenzwiebeln wurde Cäsium 137 nicht nachgewiesen (gemessene Werte unterhalb der Entscheidungsschwellen).

In Milch und Traubenmost wird er bei Tätigkeiten unter 1 Bq/L quasi systematisch nachgewiesen (siehe [Abbildung 6.e](#)).

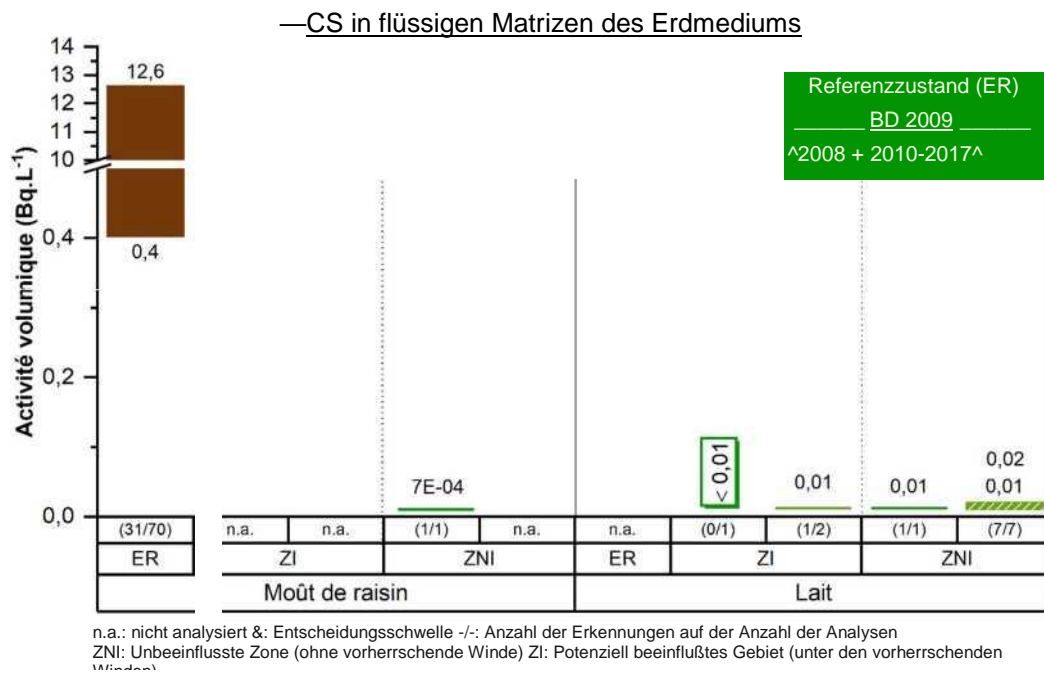


Abbildung 6.e Cäsium 137-Volumenaktivitäten in flüssigen Erdumweltmatrizen, die in Zonen außerhalb (ZNI) und unter (ZI) vorherrschenden Winden entnommen werden

Die [Abbildung 6.d](#) und [Abbildung 6.e](#) zeigen auch, dass die im Zeitraum 2008-2017 gemessenen Aktivitäten in gleicher Größenordnung sind wie die Probenahmen im Bereich außerhalb oder unter den vorherrschenden Winden. Darüber hinaus zeigt [Abbildung 6.d](#), dass die Aktivität von Cäsium 137 in Böden und Getreide seit dem Referenzzustand rückläufig ist. Daraus lässt sich der Ursprung von Cäsium 137 schließen: die nuklearen Lufttests und der Unfall in Tschernobyl haben dazu geführt, dass dieses Radionuklid in den Erdumweltmatrizen in der Nähe des CNPE Fessenheim nachgewiesen wurde.

Cäsium 134 wurde 2011 in Erdschaum nachgewiesen, die in Gebieten unter den vorherrschenden Winden (von  $1,1 \pm 0,6$  bis  $1,4$  Bq/kg Trockenmasse) und in der vorherrschenden Windzone ( $0,6 \pm 0,3$  Bq/kg Sek.) entnommen wurden. Dieses Radionuklid wurde seit 1998 nicht mehr nachgewiesen. Die Aktivitätsraten von Cäsium 134 in der Erdumwelt des CNPE Fessenheim entsprechen den Werten, die 2011 in der gesamten Metropolitanregion gemessen wurden, und sind auf die Auswirkungen des Unfalls von Fukushima zurückzuführen.

Aus dieser Analyse geht hervor, dass die Radioaktivitätswerte künstlicher Gamma-Strahler in der Erdumwelt in der Nähe des CNPE Fessenheim seit dem ursprünglichen Referenzzustand (oder Nullpunkt) aufgrund der zeitlichen Abgelegenheit der vergangenen atmosphärischen Auswirkungen (Luft-Atomtests und Tschernobyl- und Fukushima-Unfälle) stabil oder rückläufig sind. Im Zeitraum 2008-2017 konnte kein Beitrag des CNPE Fessenheim zur Zufuhr von Gamma-Radionukliden in der Erdumwelt nachgewiesen werden.

#### 6.1.4.2.2. Radionuklide Beta-Sender

Anlässlich der Zehnjahresbilanz 2009 wurden die wichtigsten Beta-Strahler (freies und organisch gebundenes Tritium, Kohlenstoff 14 und Strontium 90) in den meisten Erdumweltmatrizen (Boden, Eichenblätter, Wiesen, Trauben und Kuhmilch) gezielt untersucht. Bei dieser Gelegenheit wurde auch Nickel 63 im Boden gesucht. Im Rahmen der jährlichen Überwachung wurden Tritium und Kohlenstoff 14, die in den Freisetzungen des CNPE enthalten waren, in den am besten geeigneten Matrizen verfolgt.

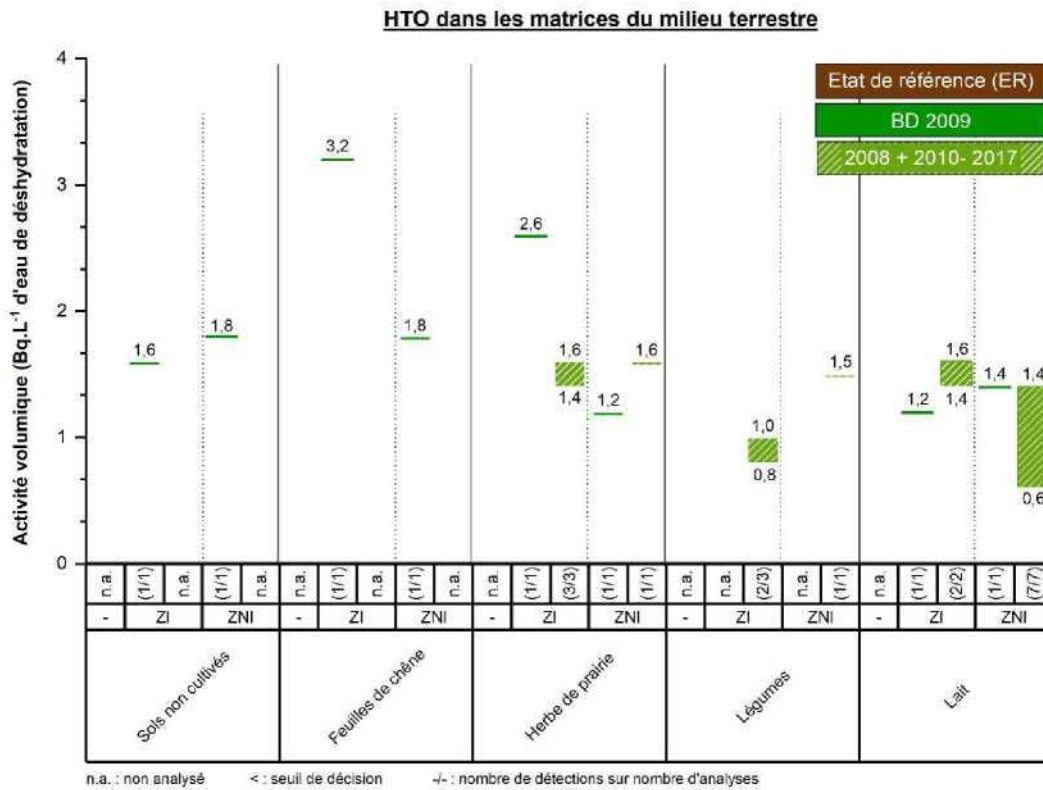
##### 6.1.4.2.2.1. Tritium

In der Zehnjahresbilanz 2009 wurde er in Böden, Eichenblättern, Wiesen, Trauben (Voll Obst) und Milch gesucht. Es wurde seit 2008 in Milch und seit 2015 in Grünland und Gemüse jährlich überwacht.

Im Zeitraum 2008-2017 zeigt [Abbildung 6.f](#), dass freies Tritium (HTO) in allen beprobten Matrizen quasi systematisch bei Volumenaktivitäten von weniger als 4 Bq/l Dehydrierungswasser nachgewiesen wird. In der Traube beträgt der gemessene

Wert  $1,0 \pm 0,6$  Bq/l Dehydrierungswasser.

Alle im Zeitraum 2008-2017 erworbenen Werte stehen im Einklang mit den im französischen Mutterland gemessenen Werten ohne Einfluss jeglicher Ableitungen aus der Kernindustrie ( $1,4 \pm 1,2$  Bq/L Dehydrierungswasser für die jährlichen Blätter von Bäumen, Gemüse, Wein, Fleisch, Milch) und weisen nicht auf einen Einfluss der Ableitungen von tritiierten Luftableitungen auf die Erdumwelt in der Nähe des CNPE Fessenheim hin.



ZNI: Unbeeinflusste Zone (ohne vorherrschende Winde) ZI: Potenziell beeinflusstes Gebiet (unter den vorherrschenden Winden)  
 Abbildung 6.f Freies Tritium-Volumen (HTO) in Erdumweltmatrizen, die in Zonen außerhalb (ZNI) und unter (ZI) vorherrschenden Winden entnommen werden

Die Aktivität in organisch gebundenem Tritium (TOL) wurde während des ursprünglichen Referenzzustands nicht untersucht. Im Gegensatz dazu wurde sie in der Zehnjahresbilanz 2009 in Böden,

Eichenblättern, Wiesen, Trauben (Vollfrüchten) und Milch gemessen und seit 2012 in Milch und ab 2015 in Gemüse jährlich überwacht. Organisch gebundenes Tritium wurde auch 2017 auf Wiesen in Gebieten unter den vorherrschenden Winden gesucht. Es wird systematisch in allen Matrizen bei Tätigkeiten zwischen 0,8 und 3,1 Bq/l Verbrennungswasser nachgewiesen (siehe [Abbildung 6.g](#)).

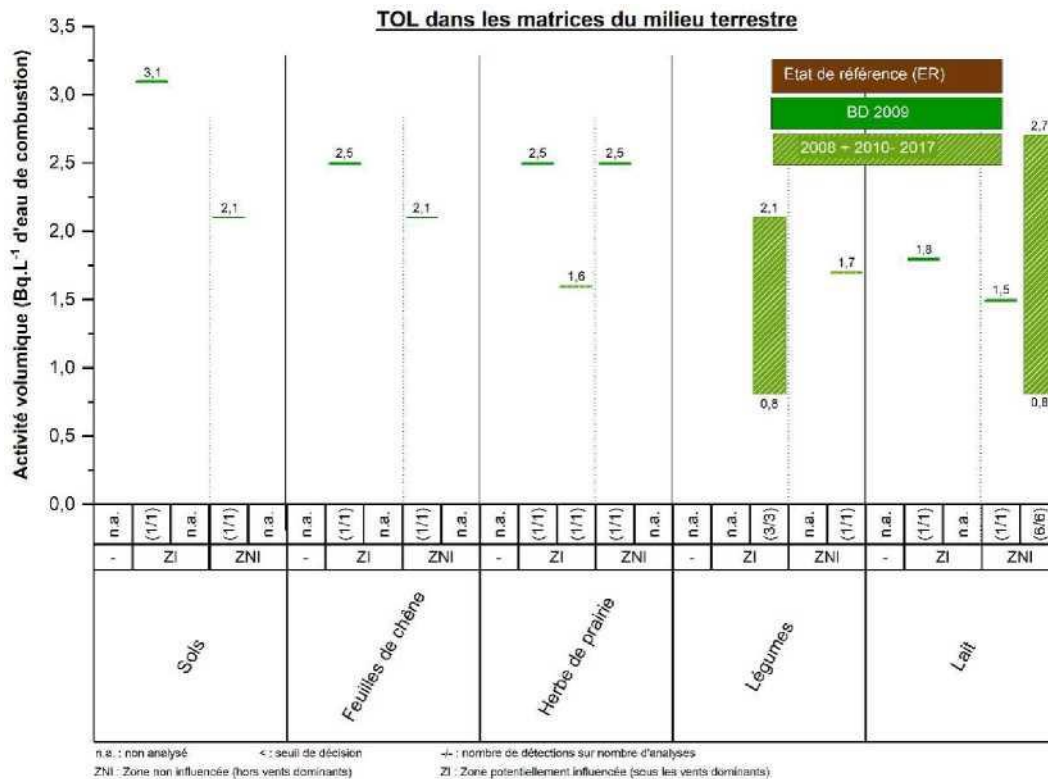


Abbildung 6.g Organisch gebundenes Tritium-Volumen (TOL) in Erdumweltmatrizen, die in Zonen außerhalb (ZNI) und unter (ZI) vorherrschenden Winden entnommen werden

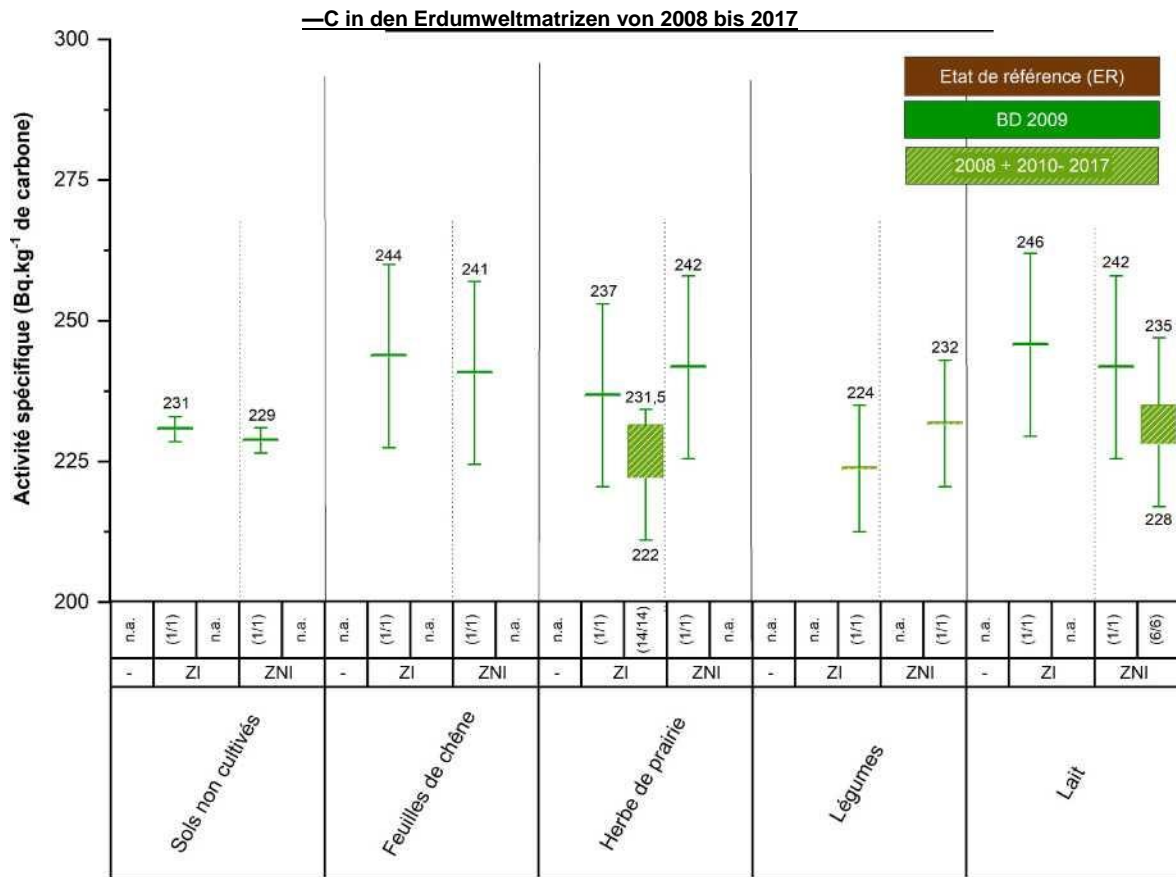
So liegen alle im Zeitraum 2008-2017 erworbenen Werte innerhalb des Messbereichs im französischen Mutterland ohne Einfluss jeglicher Ableitungen aus der Kernindustrie ( $1,4 \pm 1,2$  Bq/L Verbrennungswasser für die jährlichen Blätter von Bäumen, Gemüse, Wein, Fleisch, Milch), mit Ausnahme einer nicht kultivierten Bodenprobe ( $3,1 \pm 0,2$  Bq/L Verbrennungswasser), die 2009 in der Zone unter den vorherrschenden Winden entnommen wurde und einen geringen und punktuellen Einfluss der Ableitungen von tritiierten Luftabwässern auf die Erdumwelt in der Nähe des CNPE Fessenheim widerspiegelt. Organisch gebundenes Tritium ist repräsentativ für die Freisetzungen während des gesamten organischen Stoffkreislaufs. Da die organische Substanz im Boden relativ alt ist, umfasst die gemessene Aktivität die Freisetzung von Tritium über einen längeren Zeitraum. Ein höherer TOL-Wert in un bebauten Böden wurde bereits in der Zehnjahresbilanz 1998 ( $11,8 \pm 0,3$  Bq/1 Verbrennungswasser)<sup>an</sup> derselben Station beobachtet. Im Jahr 2009 ist die TOL-Aktivität in dieser Matrix rückläufig und nahe am Umwelthintergrundlärm.

Aus dieser Analyse geht hervor, dass mit Ausnahme einer schwachen und punktuellen Markierung in einer nicht kultivierten Bodenprobe (TOL), deren Auswirkungen zu vernachlässigen sind, die Ableitungen von tritiierten Luftabwässern aus dem CNPE Fessenheim keinen Einfluss auf die Erdumwelt haben.

6.1.4.2.2.2. Kohlenstoff 14

Die Kohlenstoffaktivität 14 wurde in der Zehnjahresbilanz 2009 in Böden, Eichenblättern, Wiesen, Trauben (Vollobst) und Milch gemessen. Kohlenstoff 14 wurde jährlich ab 2012 auf Wiesen in Gebieten unter den vorherrschenden Winden, in den Jahren 2015 und 2016 in der Milch in den vorherrschenden Windgebieten sowie in Salaten im Jahr 2017 in vorherrschenden Unter- und Off-Wind-Gebieten überwacht.

Abbildung 6.h zeigt die spezifischen 14-Kohlenstoffaktivitäten, die von 2008 bis 2017 in den Matrizen der Erdumwelt gemessen wurden. Die Ergebnisse der Probenahmen aus der Umgebung in der Nähe des CNPE Fessenheim liegen zwischen 222 und 246 Bq/kg Kohlenstoff.



n.a.: nicht analysiert & Entscheidungsschwelle —/—: Anzahl der Erkennungen auf der Anzahl der Analysen  
ZNI: Unbeeinflusste Zone (ohne vorherrschende Winde) Zi: Potenziell beeinflusstes Gebiet (unter den vorherrschenden Winden)  
Abbildung 6.h Spezifische Tätigkeiten von Kohlenstoff 14 in Erdumweltmatrizen von 2008 bis 2017

Angesichts der damit verbundenen geringen Messunsicherheiten zeigen die Messergebnisse in Böden, Eichenblättern, Grünland, Gemüse und Milch keinen Einfluss auf die Kohlenstoffemissionen 14 des CNPE Fessenheim in die Luft. Alle gemessenen Aktivitätswerte sind in der gleichen Größenordnung wie das Hintergrundgeräusch ohne Einfluss von Emissionen aus der Kernindustrie (236 Bq/kg Kohlenstoff im Jahr 2009<sup>22</sup> und derzeit 230 Bq/kg Kohlenstoff<sup>23</sup>). Diese Ergebnisse in Verbindung mit der

22 Roussel-Debet S., Gontier G., Siclet F. und Fournier M., 2006. Distribution of carbon 14 in the terrestrial environment close to French nuclear power plants. Journal of Environmental Radioactivity, 87(3): 246-259.  
23 IRSN, November 2018. Bilanz des radiologischen Zustands der französischen Umwelt von 2015 bis 2017. Bericht DG/2018-00006 351p.

Tatsache, dass die <sup>14</sup>C-Kohlenstoffwerte, die in allen Matrizen innerhalb und außerhalb der vorherrschenden Winde gemessen werden, vergleichbar sind, deuten darauf hin, dass die atmosphärischen Freisetzungen des CNPE Fessenheim keinen Einfluss auf die Erdumwelt haben.

Abbildung 6.i zeigt die Ergebnisse der Weiden, die unter den vorherrschenden Winden entnommen wurden, und die Milch, die in den Bereichen außerhalb der vorherrschenden Winde entnommen wurde. Die spezifischen Tätigkeiten in diesen Matrizen sind in gleicher Größenordnung wie das atmosphärische Hintergrundgeräusch von Kohlenstoff 14 ohne industrielle Beeinflussung (236 Bq/kg Kohlenstoff im Jahr 2009 und derzeit 230 Bq/kg Kohlenstoff) unter Berücksichtigung der Messunsicherheiten.

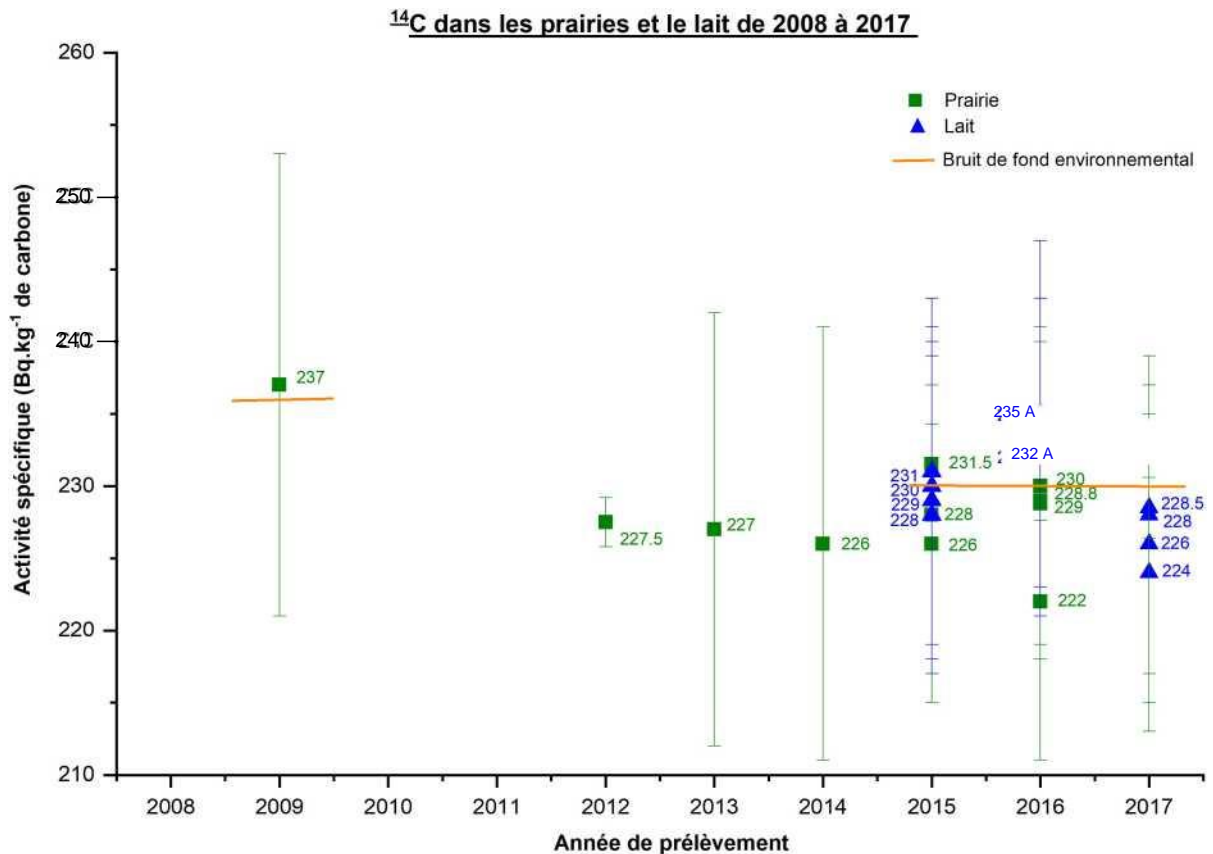


Abbildung 6.i Spezifische CO<sub>2</sub>-Aktivitäten <sup>14</sup>C (jährliche und vierteljährliche Daten) auf Grünland und Milch von 2015 bis 2017

Aus dieser Analyse geht hervor, dass die in der Erdumwelt in der Nähe des CNPE Fessenheim gemessenen <sup>14</sup>C-Kohlenstoffaktivitäten repräsentativ für die atmosphärische austauschbare Kohlenstoffaktivität der Atmosphäre in Gebieten sind, die nicht von der Freisetzung von Kernanlagen beeinflusst werden.

#### 6.1.4.2.2.3. Strontium 90

Die Suche nach Radionukliden, die nicht in CNPE-Ableitungen wie Strontium 90 vorkommen, wird mit zehnjähriger Frequenz durchgeführt, um Referenzwerte in der nahen Umgebung zu erhalten.

Strontium 90 wurde während des ursprünglichen Referenzzustands (oder Nullpunkt) nicht gesucht. In der Zehnjahresbilanz 2009 wurden Analysen von Strontium 90 in Böden, Grünland, Traubenmost und Milch durchgeführt, wo dieses Radionuklid systematisch nachgewiesen wurde. Die Messwerte sind in der Zone außerhalb und unter den vorherrschenden Winden gleich groß und entsprechen den erwarteten Werten für ein Gebiet, das ausschließlich den atmosphärischen Auswirkungen von Nuklearversuchen aus der Luft ausgesetzt ist.

Aus dieser Analyse geht hervor, dass die Radioaktivitätswerte von Strontium 90, die in der terrestrischen Umgebung in der Nähe des CNPE gemessen werden, mit den erwarteten Werten für ein Gebiet übereinstimmen, das ausschließlich den atmosphärischen Auswirkungen von Nuklearversuchen aus der Luft ausgesetzt ist.



#### 6.1.4.2.2.4. Nickel 63

Nickel 63 wurde im Rahmen der zehnjährigen Bodenbilanz 2009 gesucht. Die gemessenen Tätigkeiten liegen unterhalb der Entscheidungsschwelle (& 0,143 Bq/kg Sek.).

#### 6.1.4.2.3. Radionuklide Alpha-Sender

Die Suche nach Radionukliden, die nicht in CNPE-Ableitungen wie Alpha-Radionukliden vorkommen, wird mit zehnjähriger Frequenz durchgeführt, um Referenzwerte in der nahen Umgebung zu erhalten. Diese Radionuklide sind aufgrund der Auswirkungen der nuklearen Lufttests in der Umwelt vorhanden.

In der Zehnjahresbilanz 2009 wurden daher Alpha-Strahler (Plutonium 238, Plutonium 239+ 240 und Americium 241) in Böden, Grünland, Erdschaum (Bryophyten), Traubenmost und Milch gesucht. Alle Proben wurden in Bereichen unter und außerhalb der vorherrschenden Winde entnommen, mit Ausnahme von Traubenmost, der nur in der vorherrschenden Windzone entnommen wurde.

Die Auswertung der Isotopenverhältnisse der Aktivität  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  und  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ , wenn sie kalkulierbar sind, ermöglicht es, die Herkunft dieser Radionuklide zu bestimmen. Im Bereich von  $0,024 \pm 0,006$  bis  $0,027 \pm 0,008$  für das Verhältnis  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  und  $0,4 \pm 0,3$  bis  $0,5 \pm 0,3$  für das Verhältnis  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$  weisen diese Berichte auf das Vorhandensein von Transuranen hin, die aus den atmosphärischen Auswirkungen der nuklearen Lufttests zwischen 1960 und 1980 hervorgegangen sind, deren Bezugswerte 0,03 bzw. 0,4 sind (siehe [Ziffer 6.1.1.2.1](#)), mit Ausnahme der in Nambshiem entnommenen Bryophytenproben. Die Werte des Verhältnisses  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  in den Bryophyten sind tatsächlich höher als normal ( $0,07 \pm 0,02$ ) aufgrund eines „Defizits“ in  $^{239+240}\text{Pu}$ , dessen Herkunft nicht ermittelt werden konnte.

Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit den Ergebnissen der zehnjährigen Radioökologiebilanz 1998.

Aus dieser Studie geht hervor, dass die Radioaktivitätswerte von Alpha-Radionukliden, die in der Erdumgebung in der Nähe des CNPE gemessen werden, ihren Ursprung in den Auswirkungen der nuklearen Lufttests haben.

### 6.1.4.3. BILANZ DES RADIOLOGISCHEN ZUSTANDS DER ERDUMWELT

Die Radioaktivität in der Erdumgebung in der Nähe des CNPE Fessenheim ist überwiegend natürlichen Ursprungs und ist seit dem ursprünglichen Referenzzustand (oder Nullpunkt) stabil. Es ist hauptsächlich auf Kalium 40 in Böden und Pflanzen und Beryllium 7 in Pflanzen zurückzuführen. Im Vergleich dazu werden Radionuklide aus den Thorium-232- und Uran-238-Familien mit geringeren Frequenzen und Aktivitätsniveaus nachgewiesen.

Die künstlich erzeugten Radionuklide, die in der terrestrischen Umgebung in der Nähe des CNPE Fessenheim nachgewiesen wurden, stammen hauptsächlich aus einer Remanenz der atmosphärischen Auswirkungen der Atomtests in der Luft und des Unfalls von Tschernobyl und in geringerem Maße von Fukushima. Diese alten Ereignisse haben im Zeitraum 2008-2017 den Nachweis von Radiocesium 134 und 137 sowie nur für Nukleartests von Strontium 90, Alpha-Emittenten (Plutonium 238, Plutonium 239 und 240 und Americium 241), Kohlenstoff 14 und Tritium verursacht, wobei die beiden letztgenannten Radionuklide auf natürlichem Wege erzeugt werden.

Mit Ausnahme einer geringen Punktmarkierung von organisch gebundenem Tritium (TOL) in unbebauten Böden, die 2009 unter den vorherrschenden Winden entnommen wurden, wurde kein Beitrag der Abwasserableitungen aus dem CNPE Fessenheim zu den gemessenen Tätigkeiten in der terrestrischen Umwelt in der Nähe des CNPE festgestellt. Die TOL-Aktivitätsmessung im Boden, die im Vergleich zu 1998 rückläufig ist, spiegelt einen lokalen Einfluss der Ableitungen des CNPE auf die Umwelt wider, deren Auswirkungen vernachlässigbar sind.

## 6.1.5. RADIOLOGISCHER ZUSTAND VON DIE AQUATISCHE UMWELT

Die Studien, die zur Ermittlung des aktuellen radiologischen Zustands der aquatischen Umwelt verwendet wurden, wurden zwischen 2008 und 2017 durchgeführt. Sie beziehen sich auf eine Vielzahl von Proben und radiologischen Analysen, die

eine genaue Sicht auf den radiologischen Zustand der aquatischen Umwelt durch Messungen mit niedrigem Hintergrundgeräusch ermöglichen, die die Charakterisierung von Radionukliden im Spurenzustand ermöglichen.

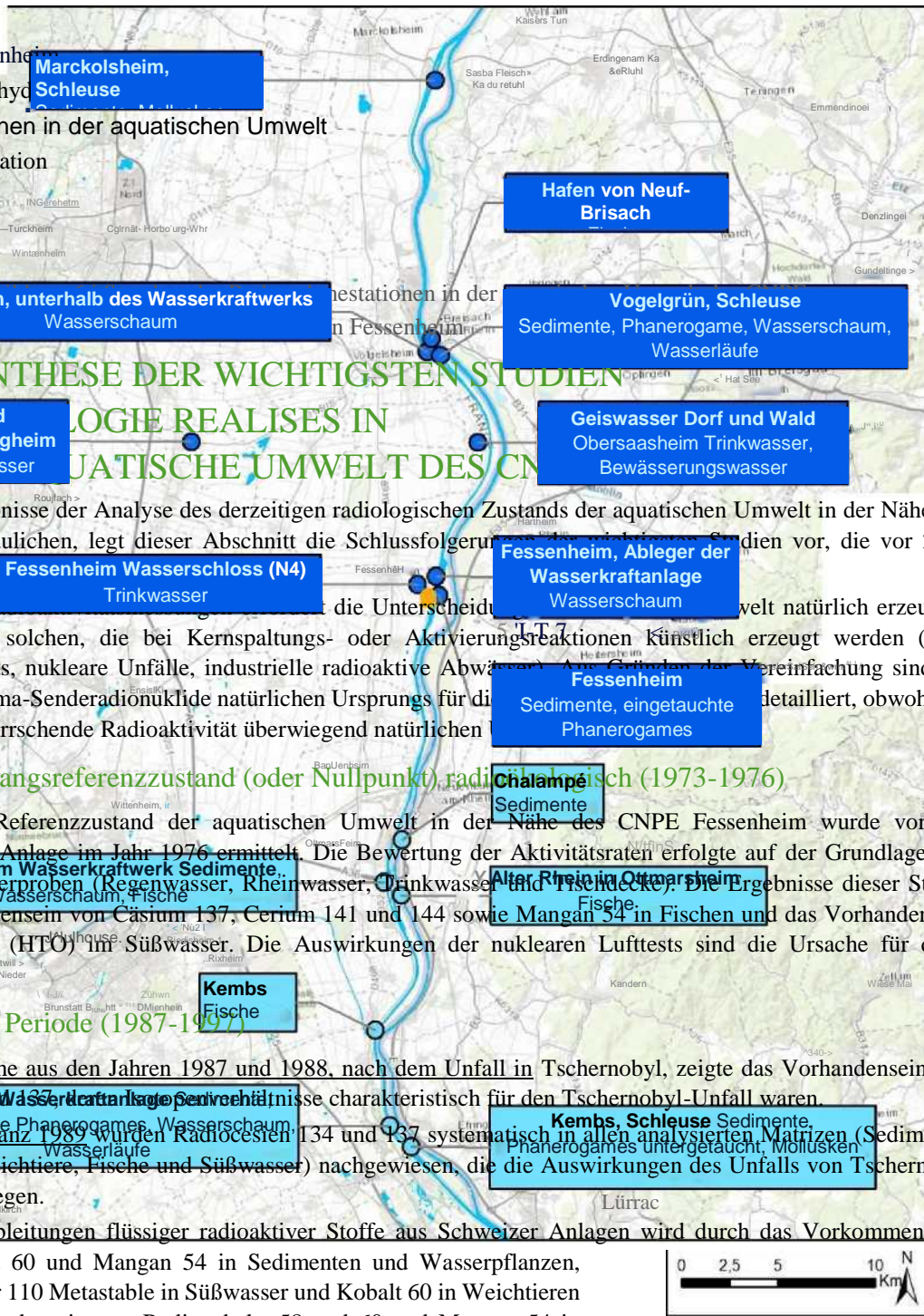
Es sei darauf hingewiesen, dass die Berücksichtigung der Überwachungsdaten für 2018 und 2019 die wichtigsten Ergebnisse des Studienzeitraums (2008-2017) nicht ändert.

Um den möglichen Einfluss der vom CNPE Fessenheim emittierten Ableitungen flüssiger radioaktiver Stoffe beurteilen zu können, werden die Probenahmestationen der aquatischen Umwelt vor und nach der Ableitungsstelle ausgewählt (siehe [Abbildung 6.i](#)).

In Bezug auf die Wassermatrix werden Probenahmen als potenzielle Beeinflussung betrachtet, wenn sie nach dem CNPE in einem Gebiet durchgeführt wurden, das durch die Ableitungen flüssiger Abwässer aus dem CNPE beeinflusst werden kann. Trinkwasserentnahmen wurden in Fessenheim im Nord-Nordwesten, Geiswasser im Nordosten und Niederhergheim nordwestlich des CNPE durchgeführt. Diese Trinkwasserproben stammen aus dem hydraulisch nachgelagerten Verteilernetz des CNPE. Das Begleitwasser des Rheins, das dieses Netz versorgt, befindet sich in einem Gebiet, das möglicherweise von den flüssigen Ableitungen des CNPE beeinflusst wird. Eine Bewässerungswasserentnahme wurde auch in Geiswasser nach dem CNPE in einem Gebiet durchgeführt, das von flüssigen Einleitungen beeinflusst wird. Schließlich wurde aus dem Wasserkraftwerk Kembs und der Schleuse Vogelgrün (GCA) Wasser aus dem Grand Canal d'Alsace (GCA) entnommen, zwei Stationen vor bzw. unterhalb des CNPE.

Legende

- vorgelagerte Station
- Talstation



6.1.5.1. SYNTHESE DER WICHTIGSTEN STUDIEN

6.1.5.1.1. Ausgangsreferenzzustand (oder Nullpunkt) radiologisch (1973-1976)

Um später die Ergebnisse der Analyse des derzeitigen radiologischen Zustands der aquatischen Umwelt in der Nähe des CNPE Fessenheim zu veranschaulichen, legt dieser Abschnitt die Schlussfolgerungen der vor 2008 durchgeführten Studien vor, die vor 2008 durchgeführt wurden.

Die Nutzung von Radioisotopen in der aquatischen Umwelt natürlich erzeugten Radionukliden und solchen, die bei Kernspaltungs- oder Aktivierungsreaktionen künstlich erzeugt werden (z. B. atmosphärische Tests, nukleare Unfälle, industrielle radioaktive Abfälle). Die Ergebnisse für Gamma-Senderadionuklide natürlichen Ursprungs für die Vereinfachung sind die in der Umwelt vorherrschende Radioaktivität überwiegend natürlichen Ursprungs.

6.1.5.1.1.1. Ausgangsreferenzzustand (oder Nullpunkt) radiologisch (1973-1976)

Der radiologische Referenzzustand der aquatischen Umwelt in der Nähe des CNPE Fessenheim wurde vor der Inbetriebnahme der Anlage im Jahr 1976 ermittelt. Die Bewertung der Aktivitätsraten erfolgte auf der Grundlage von Fisch- und Süßwasserproben (Regenwasser, Rheinwasser, Trinkwasser und Fischdeckel). Die Ergebnisse dieser Studie zeigten das Vorhandensein von Cäsium 137, Cerium 141 und 144 sowie Mangan 54 in Fischen und das Vorhandensein von freiem Tritium (HTO) im Süßwasser. Die Auswirkungen der nuklearen Lufttests sind die Ursache für diese Entdeckungen.

6.1.5.1.2. Erste Periode (1987-1997)

Die Studie über Fische aus den Jahren 1987 und 1988, nach dem Unfall in Tschernobyl, zeigte das Vorhandensein von Radiocäsium 137 und Radiocobalt 60 in Fischen. Diese Ergebnisse charakteristisch für den Tschernobyl-Unfall waren.

In der Zehnjahresbilanz 1989 wurden Radionuclide 134 und 137 systematisch in allen analysierten Matrizen (Sedimente, Wasserpflanzen, Weichtiere, Fische und Süßwasser) nachgewiesen, die die Auswirkungen des Unfalls von Tschernobyl in Ostfrankreich belegen.

Der Einfluss der Ableitungen flüssiger radioaktiver Stoffe aus Schweizer Anlagen wird durch das Vorkommen von Radiokobalt 58 und 60 und Mangan 54 in Sedimenten und Wasserpflanzen, Kobalt 60 und Silber 110 Metastable in Süßwasser und Kobalt 60 in Weichtieren deutlich. Das Vorhandensein von Radiocobalts 58 und 60 und Mangan 54 in Sedimenten und Wasserpflanzen, Radiocobalts 58 und 60 sowie 110-Metastabilsilber in Süßwasser und Kobalt 58 in den Weichtieren belegt den möglichen Einfluss der Ableitungen von flüssigen Abwässern aus dem CNPE Fessenheim.

Strontium 90, das nicht in den Abwasserableitungen des CNPE Fessenheim vorkommt, stammt aus den Auswirkungen von Nuklearversuchen aus der Luft, die bei vergleichbaren Aktivitäten zwischen dem Vor- und Abfluss in Fisch und Wasserpflanzen nachgewiesen wird. Dagegen könnte das Vorhandensein von organisch gebundenem Tritium in Fischen und Sedimenten bei höheren Aktivitätsniveaus im unmittelbaren Abfluss im Vergleich zum Vor- und Fernabgang auf eine Kennzeichnung der

Ableitungen von tritiierten flüssigen Abwässern des CNPE Fessenheim hindeuten. Es ist jedoch anzumerken, dass die Aktivitäten von organisch gebundenem Tritium in Wasserpflanzen nach oben höher sind. Transurane, die in Wasserpflanzen und Sedimenten (aber nicht in Fischen) nachgewiesen werden, sind auf die Auswirkungen von nuklearen Lufttests zurückzuführen.

Die jährlichen radioökologischen Überwachungen, die zwischen 1992 und 1997 durchgeführt wurden, zeigten das fast systematische Vorhandensein von Cäsium 137 in allen aquatischen Matrizen. Es wird von Cäsium 134 in Sedimenten und bis 1994 in Wasserschaum begleitet. Die Isotopenverhältnisse dieser Radiocesiumen sind charakteristisch für die Auswirkungen des Tschernobyl-Unfalls.

In diesem Zeitraum wurden die Radiokobalts 58 und 60 quasi systematisch bei ähnlichen Tätigkeiten zwischen dem Vor- und Abfluss des CNPE, in Sedimenten und Wasserpflanzen und sporadisch in Fischen nachgewiesen, was den Einfluss der Ableitungen flüssiger Abwässer aus den vorgelagerten schweizerischen Anlagen widerspiegelt.

Die Nachweise von Mangan 54 (in Wasserpflanzen vor- und nachgelagert) und 110-Metastabilsilber (in flussabwärts abgelagerten Sedimenten) sind sporadisch. Metastable-Silber 110, das aus flüssigen Ableitungen des CNPE Fessenheim stammt, wird seit 1993 nicht mehr nachgewiesen (Erkennung in den nachgelagerten Sedimenten 1992 und 1993). Zink 65 wurde bei 1992 vor- und nachgelagerten Fischen sporadisch nachgewiesen. Schließlich ist das sporadisch in Wasserschaum nachgewiesene Jod 131 bei gleichwertigen Aktivitätsgraden zwischen Vor- und Unterseite des CNPE an einen exogenen Ursprung anzuschließen: schweizerische Kernanlagen oder medizinische Zentren vor dem CNPE Fessenheim.

#### 6.1.5.1.3. Zweiter Zeitraum (1998-2007)

Cäsium 137 wird in Sedimenten, Wasserpflanzen und Fischen vor- und nachgelagert nachgewiesen. Seit 1989 nimmt seine Tätigkeit allmählich ab, da die bisherigen Ereignisse (Atomtests und Tschernobyl-Unfall) im Laufe der Zeit abgelegen sind und die Ableitungen des CNPE Fessenheim zur Aufnahme dieses Radionuklids in das Aufnahmemedium nur wenig beitragen. Cäsium 134 wird bis 2001 weniger häufig in Sedimenten und Wasserschaum nachgewiesen; auch seine Aktivität nimmt allmählich ab. Die Isotopenverhältnisse  $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$  weisen auf eine dominierende Signatur der Folgen des Tschernobyl-Unfalls hin, ohne jedoch den Einfluss der vorgelagerten Schweizer Anlagen auszuschließen.

Das Vorhandensein von Radiokobalt 58 und 60 in Sedimenten, Wasserpflanzen und Kobalt 60 sporadisch in Fischen wird immer noch vor- und nachgelagert, jedoch mit einem deutlichen Rückgang der Aktivität im Vergleich zum vorangegangenen Zeitraum festgestellt. 54-Mangan, das seit 1998 häufiger nachgewiesen wird, ist seit 2003 in Wasserpflanzen vor und nach dem CNPE wieder aufgetaucht. Das 110-Metastable-Silber wurde 2004 in einer Wasserschaumprobe punktuell nachgewiesen. Jod 131, das seit 1997 jährlich in Schaumstoffen gesucht wird, wird in vergleichbaren Aktivitätsniveaus zwischen dem Vor- und Nachlauf des CNPE nachgewiesen. Dieses Radionuklid zeugt von der Tätigkeit der Nuklearmedizin in Großstädten wie Mulhouse und Basel, die sich vor dem CNPE Fessenheim befinden.

In der Zehnjahresbilanz 1998 zeigen die Analyseergebnisse der Beta-Radionuklide, dass die Aktivitätsraten von freiem Tritium in Süßwasser (zwischen 1,7 und 4,0 Bq/L Wasser) im Vergleich zur Zehnjahresbilanz 1989 (von 6,2 auf 8,7 Bq/L Wasser) gesunken sind. Die Messwerte für organisch gebundenes Tritium zeigen keinen Einfluss des CNPE Fessenheim auf die Wassermatrizen (Sedimente, Wasserpflanzen und Fische). Die hohen Werte sowohl vor- als auch nachgelagert, insbesondere in Sedimenten, zeigen das Vorhandensein von Tritiumverwendern vor dem CNPE Fessenheim. Die 14-Kohlenstoffaktivitäten, die in Fischen und Wasserschaum gemessen werden, sind nach dem CNPE höher, was auf einen Einfluss von Kohlenstoff 14 in den flüssigen Ableitungen des CNPE Fessenheim zeugt.

Strontium 90, das in Fischen und Wasserschaum nachgewiesen wird, ist im Vergleich zum vorangegangenen Zeitraum rückläufig: es hat seinen Ursprung in den Auswirkungen der nuklearen Lufttests. Die Aktivitätsraten der Transurane und ihre Isotopenverhältnisse stehen im Einklang mit den Ergebnissen der ersten Zehnjahresbilanz und den Merkmalen der Auswirkungen von Nuklearversuchen aus der Luft.

Die Umgebung des CNPE Fessenheim ist durch drei Radionuklidquellen gekennzeichnet: der Unfall von Tschernobyl (Radiocesium 134 und 137) und in geringerem Maße die vier Schweizer CNPE (vorgelagerte Markierung durch Radiocesium 134 und 137, Radiokobalts 58 und 60, Jod 131 und Mangan 54) und der potenzielle Einfluss des CNPE Fessenheim (Carbonmarkierung 14 und punktuelle Erkennung von Silber 110 Metastable). Das Vorhandensein von Jod 131 auf einem Niveau, das dem vor- und nachgelagerten Fessenheim entspricht, spiegelt den exogenen Beitrag dieses Elements wider (Schweizer Kernkraftwerke und/oder Spital- oder Universitätszentren vor dem CNPE Fessenheim).

## 6.1.5.2. ANALYSE DES AKTUELLEN RADIOLOGISCHEN ZUSTANDS DER

### DIE AQUATISCHE UMWELT DES CNPE (2008-2017)

Dieser Abschnitt beschreibt den aktuellen radiologischen Zustand der aquatischen Umwelt in der Nähe des CNPE Fessenheim. Die Ergebnisse, die in der aquatischen Umwelt im Zeitraum (2008-2017) erzielt wurden, werden mit den Ergebnissen verglichen, die während des ursprünglichen Referenzzustands erzielt wurden, der vor der Inbetriebnahme des CNPE festgelegt wurde.

Bei Radionukliden natürlichen Ursprungs werden die Ergebnisse der vor- und nachgelagerten Proben zusammengefasst, da sich die natürliche Radioaktivität in früheren Studien nicht verändert hat.

Für den Ausgangsbezugszustand (oder Nullpunkt), der vor dem Bau des CNPE festgelegt wurde, ist diese Unterscheidung (vorwärts/abwärts) ebenfalls nicht erforderlich, und die dargestellten Werte entsprechen dem Umfang der gemessenen Tätigkeiten in der Umgebung.

Bei künstlichen Radionukliden hingegen werden die Ergebnisse, die im Zeitraum 2008-2017 im vor- und nachgelagerten Zeitraum gesammelt wurden, getrennt dargestellt, um einen möglichen Einfluss der Ableitungen von Flüssigableitungen aus dem CNPE auf die aquatische Umwelt aufzuzeigen.

#### 6.1.5.2.1. Radionuklide Gamma-Sender

##### 6.1.5.2.1.1. Radionuklide natürlichen Ursprungs Gamma-Strahler

Die Radionuklide natürlichen Ursprungs, die in den verschiedenen Matrizen der aquatischen Umwelt in der Nähe des CNPE Fessenheim vorhanden sind, sind kosmischen Ursprungs ( $^7\text{Be}$ ) und tellurischen Ursprungs ( $^{40}\text{K}$ , Familie  $^{232}\text{Th}$  und Familie der  $^{238}\text{U}$ ).

Die natürliche Radioaktivität der beprobten Matrizen im Berichtszeitraum (2008-2017) ist seit dem Referenzzustand (oder Nullpunkt) in der gleichen Größenordnung. Es ist im Wesentlichen mit Kalium 40 verbunden, das durch abnehmende Massenaktivität in Wasserpflanzen, Sedimenten, Fischen und Süßwasser (von  $166 \pm 21$  bis  $1940 \pm 190$  Bq/kg trocken in Sedimenten und Pflanzen, von  $90 \pm 9$  bis  $167 \pm 167 \pm 18$  Bq/kg in Fischen und von  $0,052 \pm 0,007$  bis  $0,091 \pm 0,009$  Bq/L in Bewässerungs- und Trinkwasser) auftritt. Die Radionuklide der Thorium-232- und Uran-238-Familien entsprechen den in Frankreich beobachteten Werten.

Beryllium 7, das durch das Zusammenspiel kosmischer (Neutronen-)Strahlung mit atmosphärischen Sauerstoff- oder Stickstoffkernen entsteht, ist hauptsächlich in Wasserpflanzen ( $48 \pm 9$  bis  $1240 \pm 110$  Bq/kg trocken) und Sedimenten (von  $3,4 \pm 1,7$  bis  $200$  Bq/kg trocken) vorhanden. Es wurde nicht in Fischen und nur als Spuren in einer Trinkwasserprobe ( $0,048 \pm 0,009$  Bq/L) nachgewiesen.

Aus dieser Analyse geht hervor, dass die natürlichen Gamma-Radioaktivitätswerte in der aquatischen Umgebung in der Nähe des CNPE seit dem ursprünglichen Referenzzustand (oder Nullpunkt) stabil sind.

##### 6.1.5.2.1.2. Radionuklide künstlicher Herkunft Gamma-Strahler

Unter den künstlich erzeugten Gamma-Radionukliden ( $\gamma$ ) wird Cäsium 137 im Zeitraum 2008-2017 fast systematisch in allen untersuchten Umweltmatrizen (Sedimente, eingetauchte Phanerogame, Wasserschaum und Fische) nachgewiesen, mit Ausnahme von Süßwasser (siehe [Abbildung 6.k](#) bis [Abbildung 6.n](#)). Die Aktivitätsraten dieses Radionuklids sind in Wasserpflanzen und Fischen vergleichbar. Nur Sedimente weisen im vorgelagerten CNPE Fessenheim höhere Aktivitätsraten auf. Der Abstand zwischen dem Vor- und Untergang ist jedoch zu gering, um auf eine Kennzeichnung dieser Wassermatrix aus Cäsium 137 durch die Einleitungen des CNPE zu schließen. Seit 2008 setzt sich der allmähliche Rückgang der Cäsium 137-Aktivitäten im Zusammenhang mit der Entfernung von alten Ereignissen fort.

Kobalt 60 wurde vorübergehend in Sedimenten und Wasserpflanzen (eingetauchtesphanerogames und Wasserschaum) sowohl vor- als auch flussabwärts des CNPE nachgewiesen. Auch Kobalt 58 wurde in Wasserpflanzen mit geringerer Häufigkeit und Aktivität nachgewiesen. Einige höhere nachgelagerte Werte in den Jahren 2013 und 2015 könnten einen Einfluss der flüssigen Ableitungen des CNPE Fessenheim auf die aquatische Umwelt belegen; die oben gemessenen Aktivitätsraten im Zusammenhang mit den Ableitungen der schweizerischen Kernanlagen erschweren es jedoch, einen Beitrag des CNPE Fessenheim nachzuweisen.

Metastable-Silber wurde 2014 punktuell in einer Probe von Wasserschaum nachgewiesen, die im Anschluss an das CNPE entnommen wurde, aber die gemessene Aktivitätsrate liegt unter den Schwellenwerten für die Entscheidung der vorgelagerten Messungen. Ein potenzieller Beitrag der flüssigen Ableitungen des CNPE Fessenheim ist daher schwer zu erkennen, aber nicht auszuschließen.

Mangan 54 wurde auch in Wasserpflanzen nachgewiesen: Wasserschaum, die 2008 und 2010 von vornherein entnommen wurden, und 2010 und 2013 untergetauchte Phanerogame, die in den Jahren 2010 und 2013 nach unten entnommen wurden. Wie bei den Radiokobalts erschwert das Vorhandensein von Mangan 54 sowohl vor- als auch flussabwärts in Wasserpflanzen je nach Jahr den Nachweis einer Zufuhr durch das CNPE Fessenheim.

Jod 131, das zwischen 2009 und 2012 in Wasserschaumarten und 2008 in Phanerogamen und ab 2010 jährlich erwünscht wurde, weist je nach Jahr höhere Aktivitätsraten auf, sowohl vor als auch unterhalb des CNPE (siehe [Abbildung 6.o](#)); dies zeigt einen überwiegend exogenen Ursprung (Schweizer Kernkraftwerke und medizinische oder Forschungszentren) dieses Radionuklids, ohne dass ein Beitrag des CNPE ausgeschlossen werden kann.

Aus dieser Analyse geht hervor, dass die Radioaktivitätswerte der künstlich erzeugten Gamma-Radionuklide ( $\gamma$ ) in der Umgebung in der Nähe des CNPE Fessenheim hauptsächlich auf Cäsium 137 zurückzuführen sind. Dieses Radionuklid hat seinen Ursprung in den Auswirkungen der nuklearen Lufttests und des Unfalls von Tschernobyl. Das Vorhandensein von Kobalt 58 und 60 und punktuell mehr Mangan 54 und 110-Metastabilsilber in der aquatischen Umwelt ist auf die Ableitungen flüssiger Abwässer aus vorgelagerten Schweizer Anlagen zurückzuführen. Ein potenzieller Beitrag der flüssigen Ableitungen aus dem CNPE Fessenheim ist jedoch nicht auszuschließen, da die Auswirkungen vernachlässigbar sind. Darüber hinaus hat Jod 131 gemessen zu höheren Aktivitäten vor oder nach dem CNPE Fessenheim nach Jahren überwiegend exogenen Ursprung (Schweizer Kernkraftwerke und medizinische oder Forschungszentren), ohne dass ein Beitrag des CNPE ausgeschlossen werden kann.

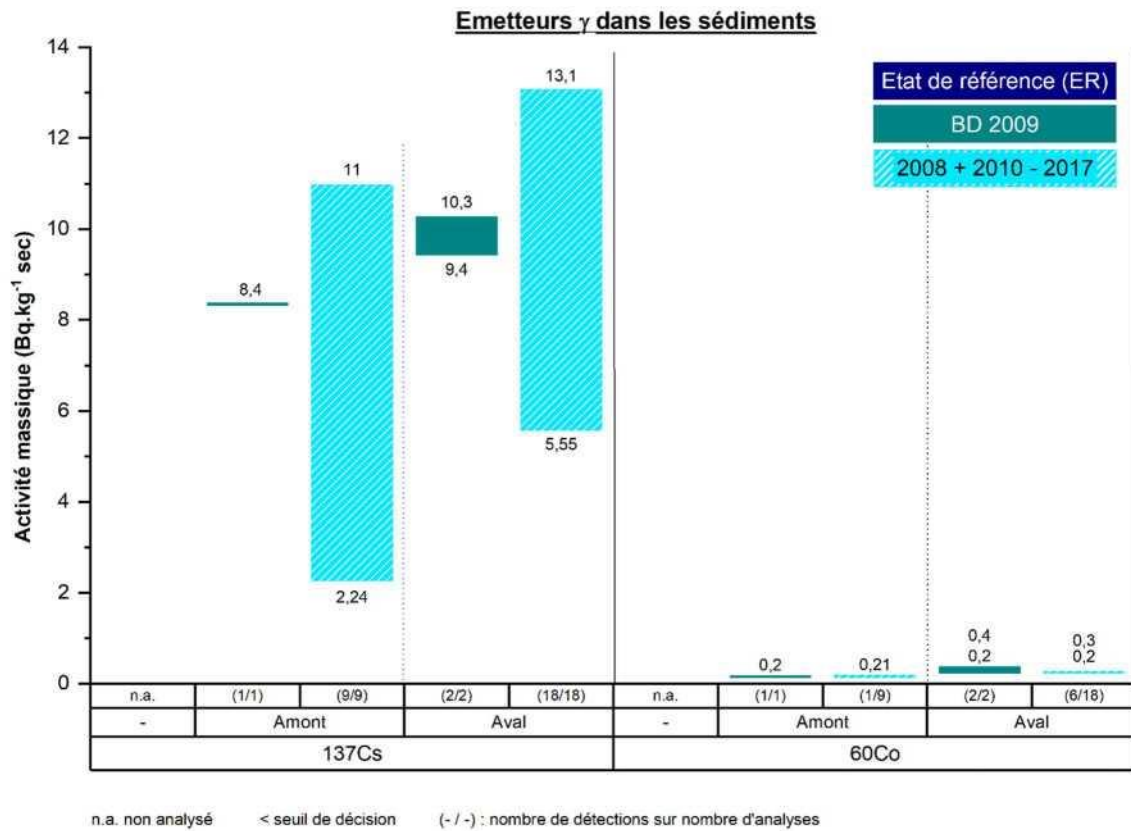


Abbildung 6.k Massenaktivitäten von Gamma-Radionukliden in Sedimenten vor- und abwärts vom Rückwurfpunkt entnommen

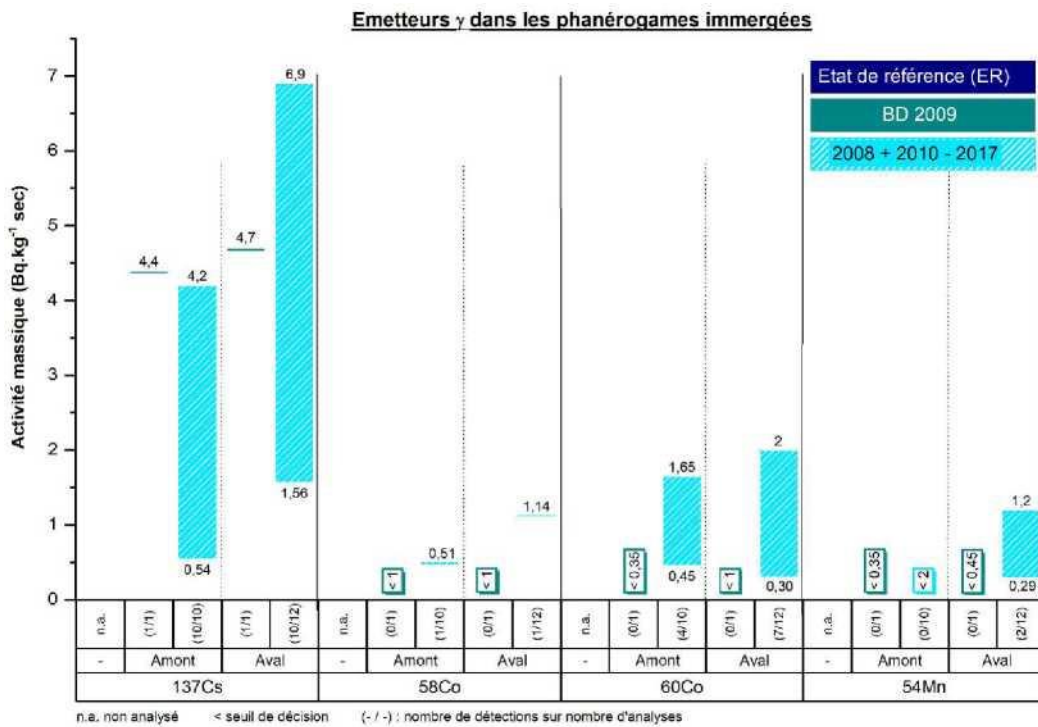


Abbildung 6.l Massenaktivitäten von Gamma-Radionukliden in Phanerogamen vor- und abwärts vom Abstoßpunkt entnommene Untertauchungen

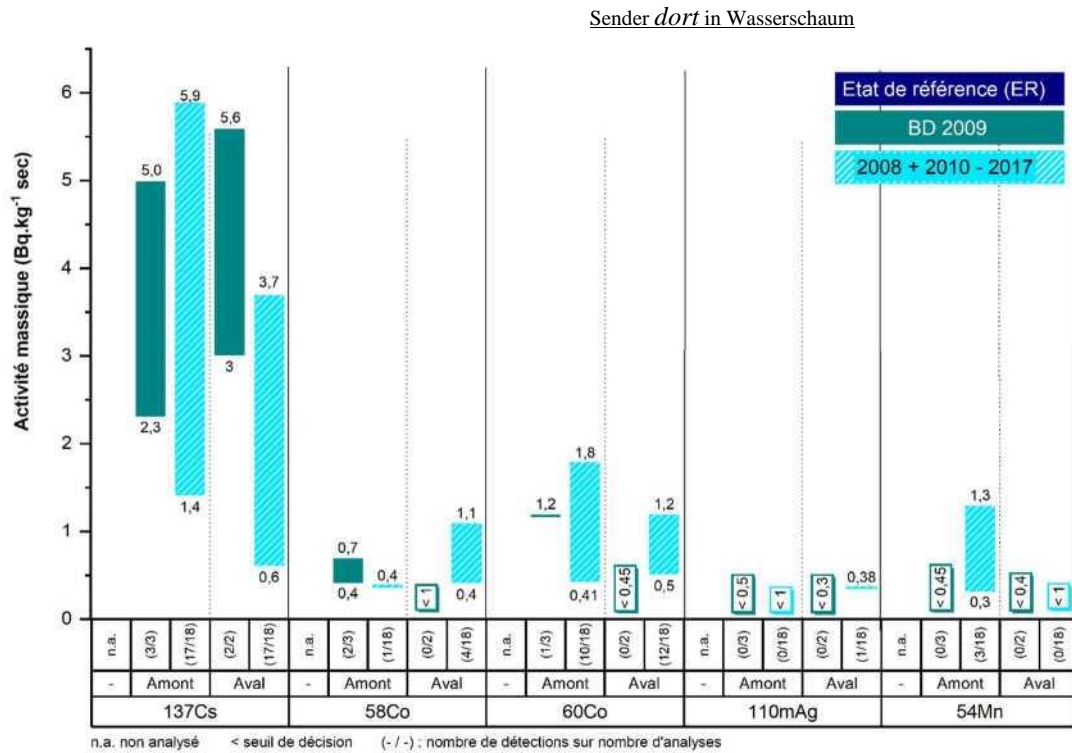


Abbildung 6.m Massenaktivitäten von Gamma-Radionukliden in Schaumstoffen  
Wasser aus dem vor- und nachgelagerten Bereich der Einleitungsstelle

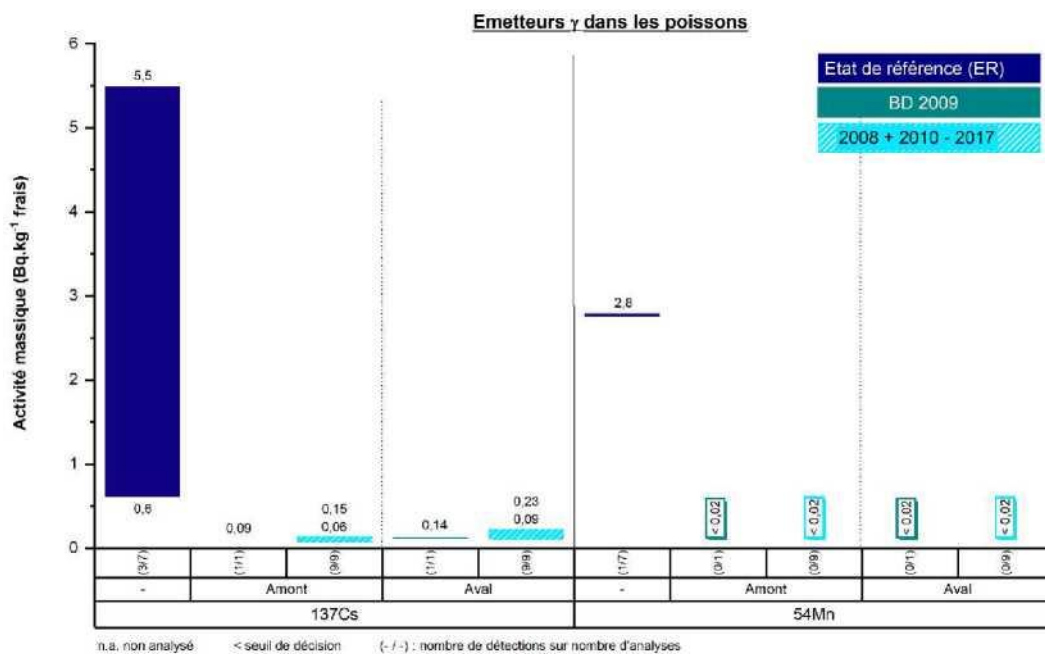


Abbildung 6.n Massentätigkeiten von Gamma-Radionukliden in gefangenen Fischen  
vor- und abwärts des Ablehnungspunkts



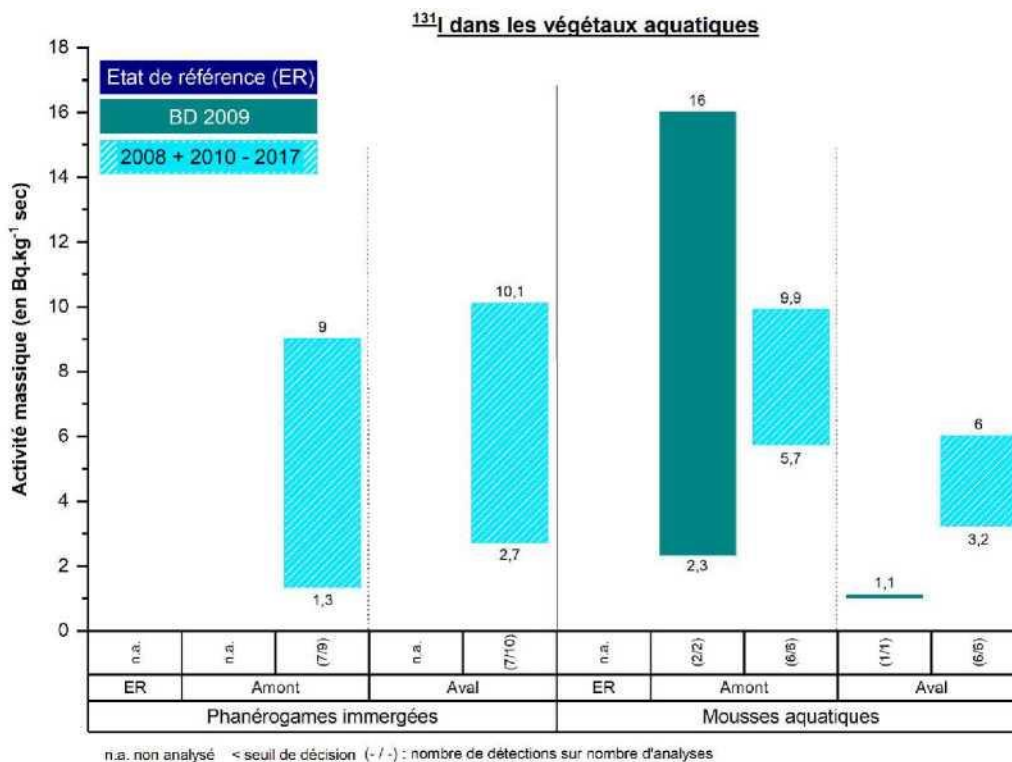


Abbildung 6.o Jod 131-Massenaktivitäten in Wasserpflanzen, die vor und nach dem Einleitungspunkt entnommen werden

### 6.1.5.2.2. Radionuklide Beta-Sender

Anlässlich der Zehnjahresbilanz 2009 wurden die wichtigsten Beta-Strahler (freies und organisch gebundenes Tritium, Kohlenstoff 14 und Strontium 90) in den meisten Matrizen der aquatischen Umwelt (Sedimente, eingetauchte Phanerogame, Wasserschaum, Weichtiere, Fische und Süßwasser) gezielt untersucht. Bei dieser Gelegenheit wurde Nickel 63 in Sedimenten und Fischen gesucht. Im Rahmen der jährlichen Überwachung wurden Tritium und Kohlenstoff 14, die in den Freisetzen des CNPE enthalten waren, in den am besten geeigneten Matrizen verfolgt.

#### 6.1.5.2.2.1. Tritium

Im ersten Referenzzustand (oder Nullpunkt) wurde das freie Tritium (HTO) im Süßwasser gesucht. Die Tätigkeiten lagen zwischen 0,9 und 35,6 Bq/L Wasser. In der Zehnjahresbilanz 2009 wurde er in untergetauchten Phanerogamen, Wasserschaum, Weichtieren, Fischen und Süßwasser gesucht. Es wurde ab 2008 jährlich in Fisch und Süßwasser (Trinkwasser) sowie in Wasserschaum im Jahr 2010, 2011 und seit 2015 jährlich in dieser Matrix überwacht.

Abbildung 6.p zeigt, dass die in den Wassermatrizen gemessenen Tätigkeiten mit freiem Tritium (HTO) zwischen dem Vorsprung (von  $0,8 \pm 0,7$  bis  $2,2 \pm 0,6$  Bq/L des Dehydrierungswassers) und der Unterseite des CNPE (von  $0,8 \pm 0,7$  bis  $2,4$  Bq/l Dehydrierungswasser) und im Bereich der Messwerte in der kontinentalen aquatischen Umgebung ohne industrielle Einflüsse vergleichbar sind.<sup>24</sup> Nur ein Wert, der in einer Probe von Muscheln gemessen wurde, die 2009 dem CNPE entnommen wurden ( $5,2 \pm 0,8$  Bq/l Dehydrierungswasser), ist höher als erwartet ohne Einfluss. dies zeigt einen punktuellen Einfluss der flüssigen Ableitungen des CNPE Fessenheim auf diese Matrix.

<sup>24</sup>IRSN, Juli 2017. Aktualisierung der Kenntnisse über Tritium in der Umwelt. PRP- ENV/SERIS/2017-00004, 76 S.

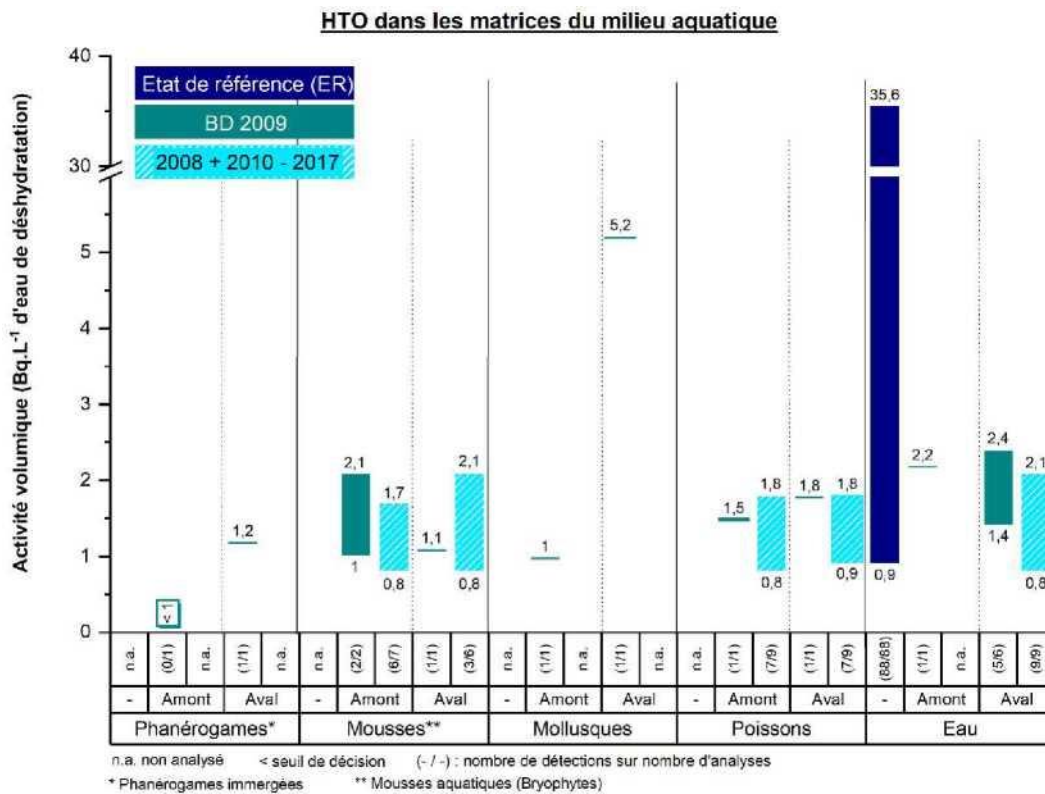


Abbildung 6.p Freies Tritium-Volumen (HTO) in aquatischen Umgebungsmatrizen, die vor und nach dem Einleitungspunkt entnommen werden

Die Aktivität von organisch gebundenem Tritium (TOL) wurde hauptsächlich in der Zehnjahresbilanz 2009 in Sedimenten, Phanerogamen, Wasserschaum und Fischen gemessen. Ab 2012 wurde er bei Fischen jährlich überwacht. Es wird systematisch in allen Matrizen bei Tätigkeiten zwischen 2,6 und 12 500 Bq/l Verbrennungswasser nachgewiesen.

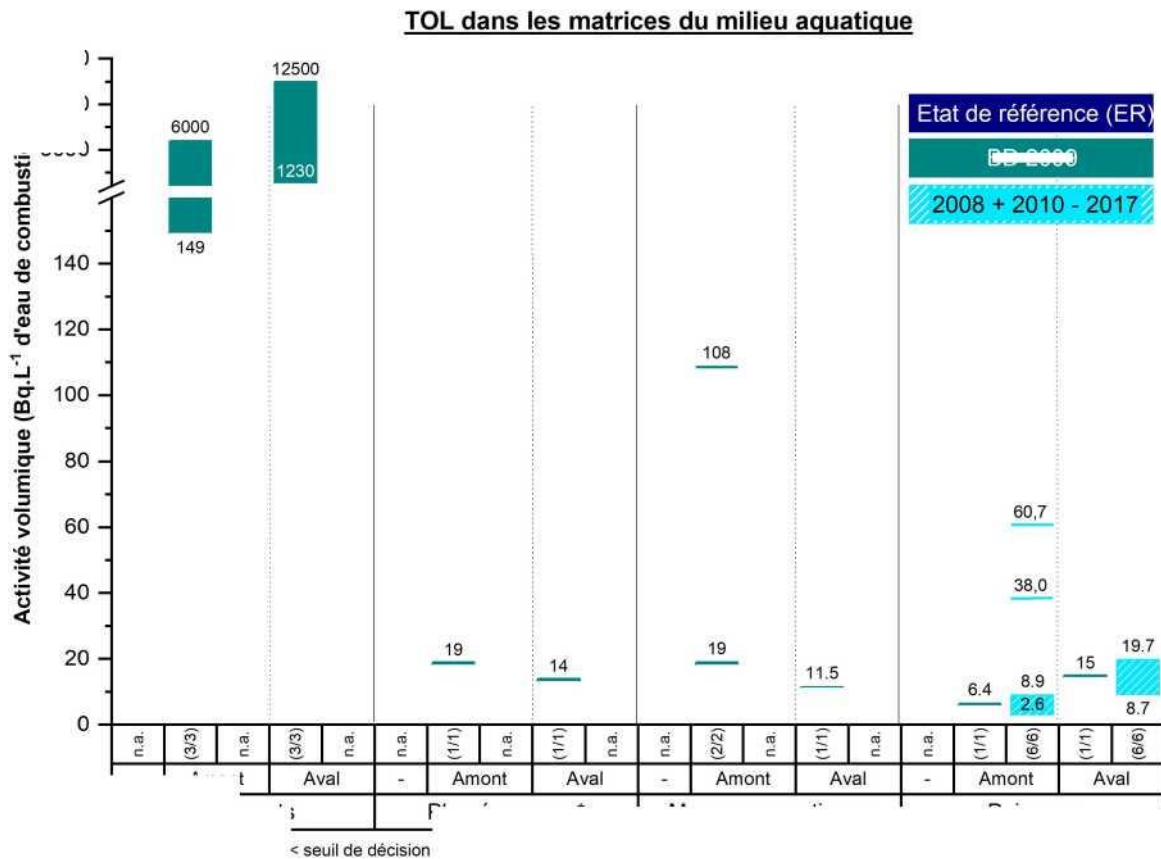
Die in [Abbildung 6.q dargestellten Messungen von organisch gebundenem Tritium \(TOL\)](#) sind in allen vorgelagerten Wassermatrizen generell höher als das nicht beeinflusste Hintergrundgeräusch (& 3,4 Bq/l Verbrennungswasser in Wasserpflanzen und 0,7 ± 0,7 bis 29 ± 29 Bq/l Verbrennungswasser in Sedimenten), was auf den Einfluss stromaufwärts gelegener kerntechnischer Anlagen (Schweizer Uhrenindustrie und Kernkraftwerke) hinweist. Bei eingetauchten Phanerogamen und Wasserschaumstoffen sind die 2009 gemessenen Aktivitätsraten zwischen dem vorderen und dem unterirdischen Bereich vergleichbar, mit Ausnahme eines höheren Wertes, der in einer vorgelagerten Probe von Wasserschaum gewonnen wird, die dem Vorhandensein von Sediment auf den Schaumstoffen entsprechen könnte. Die hohen Aktivitäten in den Sedimenten rund um das CNPE zeugen von einer allgemeinen Kennzeichnung des Rheins, die bereits in der Vergangenheit beobachtet wurde<sup>26</sup>. Es ist mit der Verwendung von Tritium in der lumineszenzierenden Lackindustrie in der Uhrmacherei zu verbinden.

Dagegen sind in Sedimenten und Fischen (mit Ausnahme von 2013 und 2015) die nachgelagerten Tätigkeiten in TOL höher als die vorgelagerten Tätigkeiten, was auf einen Einfluss der flüssigen Einleitungen des CNPE Fessenheim auf diese Matrizen hindeutet.

<sup>25</sup>IRSN, Juli 2017. Aktualisierung der Kenntnisse über Tritium in der Umwelt. PRP- ENV/SERIS/2017-00004, 76 S.

<sup>26</sup>Gontier G., Siclet F. 2011. Organisches Tritium in Süßwasserökosystemen: langfristige Entwicklung im Umfeld der französischen Atomkraftwerke. Strahlenschutz, Vol.46, Nr. 4, 457-491.

Aus dieser Analyse geht hervor, dass die Aktivitätsraten von freiem Tritium (HTO) und organisch gebundenem



Tritium (TOL), die in der aquatischen Umwelt des CNPE Fessenheim gemessen werden, einen Einfluss der tritierten Ableitungen des CNPE auf die Weichtiere (HTO im Jahr 2009) und in geringerem Maße auf Fische (TOL in einigen Jahren) zeigen, was die Auswirkungen der flüssigen Ableitungen aus vorgelagerten schweizerischen kerntechnischen Anlagen vernachlässigbar macht.

#### 6.1.5.2.2.2. Kohlenstoff 14

15000

10000

0 5000

BD 2009

Die Kohlenstoffaktivität 14 wurde in der Zehnjahresbilanz 2009 in Sedimenten, eingetauchten Phanerogamen, Weichtieren, Fischen und Süßwasser gemessen und ab 2012 in Fischen jährlich überwacht.

Abbildung 6.r zeigt die spezifischen 14-Kohlenstoffaktivitäten, die im Zeitraum 2008-2017 gemessen wurden. Die Ergebnisse der Probenahmen aus der aquatischen Umwelt in der Nähe des CNPE Fessenheim liegen zwischen 166

Abbildung 6.q Organisch gebundenes Tritium-Volumen (TOL) in aquatischen Umgebungsmatrizen, die vor und nach dem Einleitungspunkt entnommen werden  
a.n.g. nicht analysiert  
Sédiments Phanerogames du milieu aquatique Fiches

und 354 Bq/kg Kohlenstoff. Die spezifischen Kohlenstoff 14-Tätigkeiten sind zwischen dem Vor- und Nachlauf des CNPE vergleichbar, mit Ausnahme einer nachgelagerten Kennzeichnung in Weichtieren im Jahr 2009 und bei Fischen in bestimmten Jahren (2009, 2014 und 2016), die einen punktuellen Einfluss der Ableitungen von Flüssigabwässern aus dem CNPE auf diese Wassermatrizen zeugen. In diesen Matrizen sind einige vorgelagerte Kohlenstoffwerte in einigen Jahren auch

höher als die in der Flussumgebung beobachteten Werte ohne Einfluss (199 bis 238 Bq/kg Kohlenstoff<sup>14</sup> in Fischen), die auf einen Einfluss der Anlagen vor dem CNPE zeugen.

Aus dieser Analyse geht hervor, dass die <sup>14</sup>C-Aktivität 14, die in der aquatischen Umwelt in der Nähe des CNPE in den Jahren 2009 und in Fischen in den Jahren 2009, 2014 und 2016 gemessen wurde, von einem punktuellen Einfluss der Ableitungen flüssiger Abwässer aus dem CNPE Fessenheim zeugt, deren Auswirkungen vernachlässigbar sind und sich die flüssigen Ableitungen aus den vorgelagerten schweizerischen Kernanlagen überlagern.

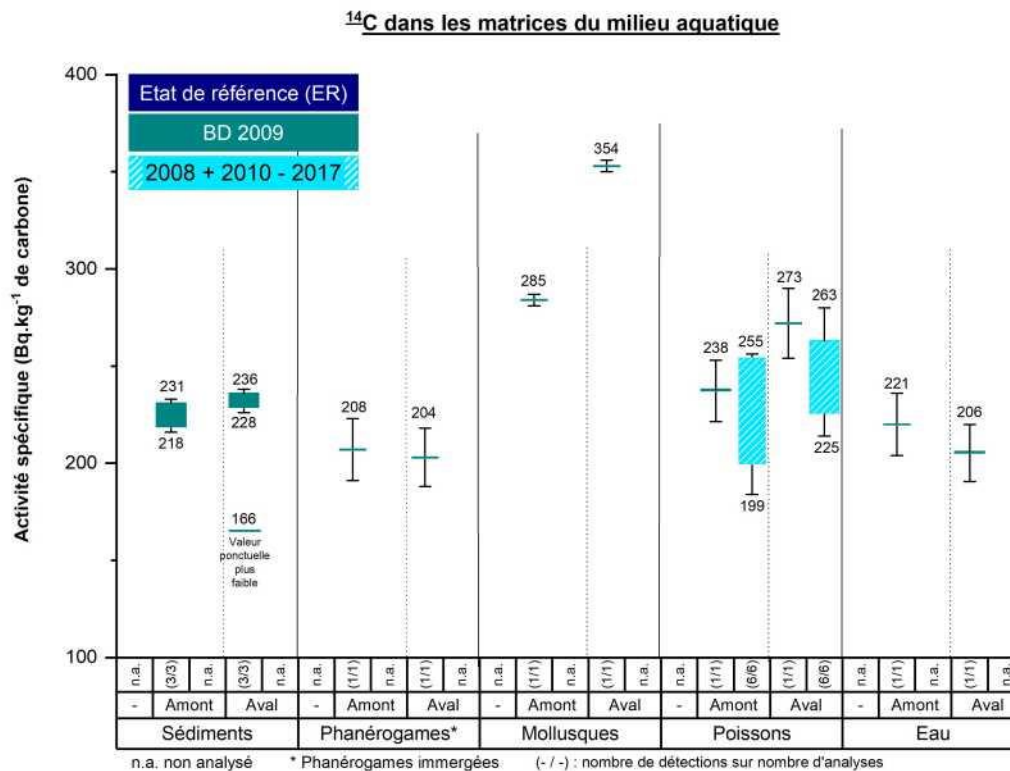


Abbildung 6.r Spezifische Tätigkeiten von Kohlenstoff 14 in aquatischen Umgebungsmatrizen vor- und abwärts vom Rückwurfpunkt entnommen

#### 6.1.5.2.2.3. Strontium 90

Die Suche nach Radionukliden, die nicht in CNPE-Ableitungen wie Strontium 90 vorkommen, wird mit zehnjähriger Frequenz durchgeführt, um Referenzwerte in der nahen Umgebung zu erhalten.

In der Zehnjahresbilanz 2009 wurde Strontium 90 in Sedimenten, Wasserschaum und Trinkwasser gesucht. Dieses Radionuklid wurde somit in diesen Matrizen bei vergleichbaren Tätigkeiten zwischen dem vor- und nachgelagerten Bereich und mit denen eines CNPE nachgewiesen, das ausschließlich den atmosphärischen Auswirkungen von Nuklearversuchen aus der Luft ausgesetzt war.

Aus dieser Studie geht hervor, dass die Radioaktivitätswerte des Beta-Strahlers Strontium 90 (abwesend des CNPE-Flüssigkeitsspektrums) in der aquatischen Umgebung in der Nähe des CNPE auf die atmosphärischen Auswirkungen von Nuklearversuchen in der Luft zurückzuführen sind.

#### 6.1.5.2.2.4. Nickel 63

Nickel 63 wurde im Rahmen der Zehnjahresbilanz 2009 in Sedimenten und Fischen gesucht. Die in den Fischen

27Eyrolle-Boyer F., Claval D., Cossonnet C., Zebracki M., Gairoard S., Radakovitch O., Clamon P., Leclerc E. 2015. Tritium and <sup>14</sup>C background levels in pristine aquatic systems and their potential source of variability. Journal of Environmental Radioactivity, 139: 24-32.

gemessenen Tätigkeiten als Spuren sind vergleichbar zwischen dem Vorsprung ( $0,018 \pm 0,013$  Bq/kg frisch) und der Unterseite ( $0,0150 \pm 0,0095$  Bq/kg frisch). In Sedimenten liegen alle Werte unterhalb der Entscheidungsschwelle (&  $0,143$  Bq/kg sec).

#### 6.1.5.2.2.1. Eisen 55

Eisen 55 wurde im Rahmen der Zehnjahresbilanz 2009 in Fischen gesucht. Die gemessenen Tätigkeiten liegen unter den vorderen Entscheidungsschwellen (&  $0,6$  Bq/kg Kosten) und danach (&  $0,2$  Bq/kg Kosten).

#### 6.1.5.2.3. Radionuklide Alpha-Sender

Die Suche nach Radionukliden, die nicht in CNPE-Ableitungen enthalten sind, wie z. B. Alpha-Radionuklide, wird mit zehnjähriger Frequenz durchgeführt, um Referenzwerte in der nahen Umgebung zu erhalten, da diese Radionuklide aufgrund von Nukleartests aus der Luft in der Umwelt vorhanden sind.

In der Zehnjahresbilanz 2009 wurden daher Alpha-Radionuklide (Plutonium 238, Plutonium 239+ 240 und Americium 241) in Sedimenten und Wasserschaum gesucht. Alle Proben wurden vor und nach dem CNPE entnommen.

Plutonium 238, Plutonium 239+ 240 und Americium 241 werden systematisch in diesen Matrizen nachgewiesen.

Die Auswertung der Tätigkeitsberichte  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  und  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$  ermöglicht es, die Herkunft dieser Radionuklide zu bestimmen. Zwischen  $0,022 \pm 0,008$  und  $0,029 \pm 0,009$  für das Verhältnis  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  und  $0,24 \pm 0,04$  bis  $0,48 \pm 0,09$  für das Verhältnis  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$  weisen diese Berichte auf das Vorhandensein von Transuranen hin, die aus den atmosphärischen Auswirkungen der zwischen 1945 und 1980 durchgeführten Nuklearversuche in der Luft hervorgegangen sind, deren Bezugswerte  $0,03$  bzw.  $0,4$  sind (siehe [Abschnitt 6.1.1.2.1](#)). Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit den Ergebnissen der ersten beiden zehnjährigen Radioökologieuntersuchungen von 1989 und 1998.

Aus dieser Analyse geht hervor, dass die Radioaktivitätswerte der alpha-Strahlenden Radionuklide, die in der aquatischen Umgebung in der Nähe des CNPE Fessenheim gemessen werden, auf die atmosphärischen Auswirkungen der nuklearen Lufttests zurückzuführen sind.

### 6.1.5.3. BILANZ DES RADIOLOGISCHEN ZUSTANDS DER AQUATISCHEN UMWELT

Die Radioaktivität natürlichen Ursprungs ist hauptsächlich auf Kalium 40 in Sedimenten, Wasserpflanzen und Fischen sowie auf Beryllium 7 zurückzuführen, das hauptsächlich in Wasserpflanzen und Sedimenten nachgewiesen wird. Diese Radionuklide werden bei geringerer Aktivität und Häufigkeit von denen der Thorium-232- und Uran-238-Familien begleitet.

Die künstliche Gamma-Radioaktivität in der aquatischen Umgebung in der Nähe des CNPE ist hauptsächlich auf Cäsium 137 zurückzuführen, das seinen Ursprung in nuklearen Lufttests und dem Unfall von Tschernobyl hat. Das Vorhandensein von Kobalt 58 und 60 und punktuell mehr Mangan 54 und 110-Metastabilsilber in der aquatischen Umwelt ist auf die Ableitungen flüssiger Abwässer aus vorgelagerten Schweizer Anlagen zurückzuführen. Ein potenzieller Beitrag aus den flüssigen Ableitungen des CNPE Fessenheim kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, da die Auswirkungen vernachlässigbar sind. Jod 131, gemessen am vor- und nachgelagerten CNPE, hat einen exogenen Ursprung (Schweizer Kernkraftwerke und medizinische oder Forschungszentren).

Die Tätigkeiten von Kohlenstoff 14 und freiem und organisch gebundenem Tritium, die in einigen Jahren höher sind als die vorgelagerten Tätigkeiten (HTO und Kohlenstoff 14 in Weichtieren und in geringerem Maße TOL und Kohlenstoff 14 in Fischen), können mit den flüssigen Ableitungen des CNPE in Verbindung gebracht werden, deren Auswirkungen vernachlässigbar sind und denen sich die vorgelagerten schweizerischen kerntechnischen Anlagen überlagern.

Das Strontium 90 und die alpha ( $\alpha$ ) emittierenden Radionuklide (Plutonium 238, Plutonium 239 und 240, Americium 241), die in der aquatischen Umgebung in der Nähe des CNPE Fessenheim nachgewiesen wurden, stammen aus den alten Auswirkungen der nuklearen Lufttests.

Die Ergebnisse der radiologischen Studien zeigen, dass die künstliche Radioaktivität in der aquatischen Umgebung

in der Nähe des CNPE Fessenheim hauptsächlich auf die alten atmosphärischen Auswirkungen und die seit den 1990er Jahren rückläufigen Freisetzungen flüssiger radioaktiver Stoffe aus dem CNPE zurückzuführen ist. Einige Aktivitätsmaßnahmen spiegeln einen lokalen und punktuellen Einfluss der Ableitungen flüssiger Abwässer aus dem CNPE auf die Umwelt wider, deren Auswirkungen vernachlässigbar sind. Die hydroökologische Überwachung, die von 2008 bis 2017 in der Umwelt des CNPE Fessenheim durchgeführt wurde, zeigt keine abnormale Entwicklung der aquatischen Umwelt, die auf den Betrieb des CNPE zurückzuführen ist.

## 6.1.6. SYNTHESE DER HERAUSFORDERUNGEN ÜBER DEN RADIOLOGISCHEN ZUSTAND DER UMWELT

Die Radioaktivität in terrestrischen und aquatischen Umgebungen in der Nähe des CNPE Fessenheim ist überwiegend natürlichen Ursprungs und ist hauptsächlich auf Kalium 40 und Beryllium 7 zurückzuführen. Die natürlichen Radioaktivitätswerte sind seit dem Referenzzustand in der terrestrischen und aquatischen Umwelt in der Nähe des CNPE stabil.

In der terrestrischen Umgebung in der Nähe des CNPE Fessenheim kommt die Radioaktivität mehrheitlich aus den Auswirkungen von Atomtests aus der Luft, dem Unfall von Tschernobyl und in geringerem Maße von Fukushima. Mit Ausnahme einer geringen und punktuellen Messung von organisch gebundenem Tritium (TOL) in einem Boden mit vernachlässigbarem Einfluss zeigt die Analyse der Ergebnisse der radioökologischen Studien seit dem ursprünglichen Referenzzustand das Fehlen einer signifikanten Kennzeichnung der Erdumwelt durch die Ableitungen von Abwässern aus dem CNPE Fessenheim in die Atmosphäre.

In der aquatischen Umgebung in der Nähe des CNPE Fessenheim kommt die Radioaktivität mehrheitlich aus den Auswirkungen von Atomtests aus der Luft, dem Unfall von Tschernobyl, den Ableitungen flüssiger Abwässer aus dem CNPE und den kerntechnischen Anlagen im Vorfeld. Der seit Anfang der 1990er Jahre beobachtete Rückgang der gemessenen Tätigkeiten setzt sich im Zusammenhang mit der zeitlichen Abgelegenheit vergangener Ereignisse (Atomtests und Tschernobyl-Unfall) und dem Rückgang der Ableitungen flüssiger Abwässer aus dem CNPE fort. Die hydroökologische Überwachung, die von 2008 bis 2017 in der Umwelt des CNPE Fessenheim durchgeführt wurde, zeigt keine abnormalen Veränderungen des Zustands der aquatischen Umwelt, die auf den Betrieb des CNPE zurückzuführen sind.

Die bisher vom CNPE Fessenheim durchgeführten radioaktiven Ableitungen haben die radiologischen Eigenschaften der Umwelt insgesamt nicht verändert. Die Radioaktivität in der terrestrischen und aquatischen Umwelt des CNPE Fessenheim ist überwiegend natürlichen Ursprungs und ist seit dem Referenzzustand in derselben Größenordnung. Die Funktionsweise des CNPE Fessenheim führte nicht zu einem signifikanten Anstieg der Radioaktivität in der Umwelt.

### Ü ENTWICKLUNG DER RADIOLOGISCHEN ÜBERWENDUNG DER UMNEHMENDEN AUSSCHLÜSSELUNG VON ENTWICKLUNG DES PROJEKTS

Unabhängig von der Durchführung des Abbauprojekts des INB Nr. 75 erfordert die radiologische Entwicklung der Umwelt die Kenntnis der Herkunft der nachweisbaren Radionuklide. Man unterscheidet zwei große Familien: die erste, die Mehrheit, charakterisiert Radionuklide natürlichen Ursprungs (kosmisch und tellurisch) und die zweite charakterisiert Radionuklide künstlichen Ursprungs (atmosphärische Auswirkungen von Atomtests in der Luft (1945 bis 1980), nukleare Unfälle (Tschernobyl 1986 und Fukushima im Jahr 2011), genehmigte Freisetzungen von INB, Anlagen zur Herstellung und Wiederaufarbeitung von Brennstoffen, Lagerstätten, Militäranlagen und Gesundheitseinrichtungen). Einige Radionuklide wie Kohlenstoff 14 und Tritium haben einen doppelten Ursprung (natürlich und künstlich).

Ohnedie Umsetzung des Projekts würde die Radioaktivität natürlichen Ursprungs unverändert bleiben. Die Radioaktivität künstlicher Herkunft im Zusammenhang mit alten Ereignissen (Rückgang von Nuklearversuchen in der Luft und Tschernobyl-Unfall) dürfte in der Umwelt in Abhängigkeit von den Halbwertszeitperioden der verschiedenen Radionuklide langfristig abnehmen. Die Radioaktivität künstlicher Herkunft im Zusammenhang mit den Ableitungen aus dem CNPE soll ebenfalls verringert werden. Diese Entwicklung der künstlichen Radioaktivität berücksichtigt nicht die Veränderungen, die sich aus anderen nuklearen Tätigkeiten auf dem Gebiet ergeben (Brennstoffherstellungs- und Wiederaufarbeitungsstandorte, Lagerstätten, Militärstandorte und Gesundheitseinrichtungen).



## 6.2.

# ANALYSE DER AUSWIRKUNGEN

Um die Auswirkungen der früheren Ableitungen flüssiger und atmosphärischer radioaktiver Stoffe aus dem CNPE Fessenheim auf die Umwelt zu bewerten, wird zunächst eine retrospektive Analyse unter Berücksichtigung der Ergebnisse des ursprünglichen Referenzzustands (Null), der Zehnjahresbilanzen und der jährlichen Überwachung, die Gegenstand von [Paragraf 6.1](#) ist, durchgeführt.

In einem zweiten Schritt wird eine vorausschauende Analyse durch den Einsatz des europäischen Instruments ERICA zur Bewertung des radiologischen Risikos für terrestrische und aquatische Ökosysteme an den im Rahmen des Stilllegungsprojekts des INB Nr. 75 in Fessenheim beantragten Freisetzungsgrenzwerten durchgeführt.

### 6.2.1. RETROSPEKTIVE BEWERTUNG AUF DER GRUNDLAGE DER IN DER UMWELT DURCHGEFÜHRTEN MESSUNGEN

Die retrospektive Bewertung des radiologischen Zustands der Umwelt in der Nähe des CNPE Fessenheim stützt sich auf die vor und seit der Inbetriebnahme des CNPE durchgeführten radiologischen „Niedrig-Hintergrund“-Studien.

Diese radioökologischen Studien basieren auf einem Probenahme- und Analyseprogramm, das darauf abzielt, die Radioaktivitätswerte in der Umwelt fein zu charakterisieren und zu bewerten, inwieweit der Betrieb der CNPE-Anlagen zur langfristigen Zufuhr künstlicher Radionuklide in das Empfängermedium im Hinblick auf andere potenzielle Quellen beiträgt.

Die Messergebnisse sind für die terrestrische Umwelt in [Paragraf 6.1.4](#) und für die aquatische Umwelt in [Paragraf 6.1.5](#) dargestellt.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die bisher vom CNPE Fessenheim vorgenommenen radioaktiven Ableitungen die radiologischen Eigenschaften der terrestrischen und aquatischen Umwelt insgesamt nicht verändert haben. Die Radioaktivität im Boden- und Gewässerbereich des CNPE Fessenheim ist überwiegend natürlichen Ursprungs und ist seit dem ursprünglichen Referenzzustand in gleicher Größenordnung.

Die Funktionsweise des CNPE Fessenheim führte nicht zu einem signifikanten Anstieg der Radioaktivität in der Umwelt.

### 6.2.2. VORAUSSCHAUENDE BEWERTUNG DES UMWELTRISIKOS

Zur Bewertung der möglichen Auswirkungen der Ableitungen radioaktiver Stoffe aus dem Stilllegungsprojekt des INB Nr. 75 wird eine Umweltverträglichkeitsprüfung gemäß den nachstehenden Schritten durchgeführt, die in den Paragraphen 6.2.2.1.1 [bis 6.2.2.1.4](#) [für](#) die terrestrische Umwelt und in den Paragraphen 6.2.2.2.1 [bis 6.2.2.2.4](#) [für](#) die aquatische Umwelt erläutert werden:

- Schritt 1: Definition von Expositionspfaden und Referenzorganismen;
- Schritt 2: Bestimmung der gewählten Zinspunkte;
- Schritt 3: Bewertung der Tätigkeiten in der Luft und im Boden für die Umwelt an Land und in Wasser und

Sedimenten für die aquatische Umwelt;

- Schritt 4: Bewertung der von den Referenzorganismen erhaltenen Dosisraten;
- Schritt 5: Bewertung des Umweltrisikos und Vergleich mit dem Gesamtdurchsatzwert von Dosis ohne Wirkung von 10 µGy/h.

Ab Stufe 2 werden die beantragten Freisetzungsgrenzwerte und die damit verbundenen Spektren (siehe [Anhang 1, Absätze 4 und 5](#)) im Rahmen des Abbauprojekts des INB Nr. 75 von Fessenheim berücksichtigt.

In den Schritten 4 und 5 wird das im Rahmen eines europäischen Forschungsprogramms (2004-2007) entwickelte ERICA-Instrument eingesetzt, das die Bewertung des Umweltrisikos durch Radionuklide in der terrestrischen und aquatischen Umwelt ermöglicht. Diese Bewertung wird mit der Version V1.2.1 dieses Tools vom Februar 2016 durchgeführt. Das Tool wird von EDF seit 2008 für Folgenabschätzungen und Aktualisierungen von Folgenabschätzungen verwendet. Die wichtigsten Annahmen, Parameter und Merkmale der Berechnungen sind in [Paragraph 6.5](#) dargestellt.

### 6.2.2.1. VORAUSSCHAUENDE RISIKOBEWERTUNG UMWELT DER ABLEITUNGEN VON ABWÄSSERN RADIOAKTIV IN ATMOSPHERE

#### 6.2.2.1.1. Definition von Expositionspfaden und Referenzorganismen für das terrestrische Ökosystem

Die ERICA-Methode basiert auf einem vereinfachten konzeptionellen Modell des Empfängerökosystems: die externe oder interne Exposition jedes Referenzorganismus wird anhand seines Lebensumfelds (Luft/Boden und Luft/Wasser) ermittelt.

So wird die äußere Exposition für das terrestrische Ökosystem unterschiedlich bewertet, je nachdem, ob die Organismen im Boden (wirbellos im Boden), auf der Bodenoberfläche (Gaspod, Säugetier), teilweise im Boden (Gras, Baum) oder in der Luft (fliegendes Insekt) leben.

Ebenso sind die gewählten internen Expositionswege die Blatt- und/oder Wurzelwege für Pflanzen; Einatmen, Trinken, Verschlucken von Boden und Pflanzen aus dem Aufnahmemedium für pflanzenfressende Säugetiere.

Die repräsentativen Referenzorganismen des terrestrischen Ökosystems, die in das ERICA-Tool integriert sind, sind in [Tabelle 6.b aufgeführt](#).

Die Liste der Arten in der terrestrischen Umwelt des Standorts Fessenheim wurde konsultiert (siehe [Kapitel 7, Ziffer 7.2](#)), um festzustellen, ob die im ERICA-Tool für das terrestrische Ökosystem genannten generischen Organismen für die Umweltverträglichkeitsprüfung im Rahmen des Abbauprojekts des INB Nr. 75 in Fessenheim geeignet sind. Die morphologischen, biologischen und verhaltensbezogenen Merkmale dieser Arten wurden untersucht, um festzustellen, ob sie es ermöglichen, sie mit einem der in das ERICA-Tool integrierten Generika zu assoziieren.

Alle Arten, die in der terrestrischen Umgebung des Standorts Fessenheim vorkommen, konnten mit einem generischen Organismus des ERICA-Werkzeugs gleichgesetzt werden.

Terrestrisches Ökosystem		
Amphibien	Kräuter und Rasenflächen	Gasteropod
Annelie	Flechten und Bryophyten	Reptil
Wirbelloses Detritivor	Säugetier (Dim)	Strauch
Vogel	Säugetier (Ratte)	Baum
Fliegendes Insekt		

Tabelle 6.b ERICA-Referenzorganisationen für das terrestrische Ökosystem

#### 6.2.2.1.2. Bestimmung der gewählten Zinspunkte

Die beiden Hauptkriterien für die Auswahl der Punkte, die für die Bewertung des Umweltrisikos von Abwässern im

Rahmen des Stilllegungsprojekts des INB Nr. 75 in Fessenheim ausgewählt wurden, sind die Definition der Gebiete, die am stärksten von den vorherrschenden Winden beeinflusst werden, und der Punkte von ökologischem Interesse in den betreffenden Gebieten. Die betrachteten Ableitungen radioaktiver Stoffe in die Luft sind der Schornstein des BAN und die Schornsteine der modularen Belüftungen (siehe [Kapitel 2, Ziffer 2.4.4.1](#)).

Der erste Schritt bestand darin, die Windrose zu analysieren, um die bevorzugte Windrichtung zu bestimmen. Die terrestrische Umgebung wird hauptsächlich von den vorherrschenden und sekundären Winden aus dem südsüdwestlichen und nordnordöstlichen Sektor beeinflusst, deren Abwässer hauptsächlich in den nordnordöstlichen Sektor und in den südsüdwestlichen Bereich des Gebiets fließen.

Der zweite Schritt besteht darin, die Punkte von ökologischem Interesse in der Nähe des Standorts zu definieren. Das ökologische Interesse der Gebiete wird unter Berücksichtigung der französischen und europäischen ökologischen Zonen (Natura 2000, zu denen die BSG,28ZNIEFF29 usw. gehören) bewertet, die im Referenzzustand der geschützten Arten und Naturräume beschrieben sind (siehe [Kapitel 7, Absatz 7.2](#)). Die von EDF angewandte Methodik berücksichtigt auch alle bemerkenswerten Umweltzonen in der Nähe des Gebiets, die nicht in einer ökologischen Einstufung aufgeführt sind, aber von ökologischem Interesse sein können, da sie bedeutende Tier- und Blumenarten beherbergen.

So wurden in den oben genannten Gebieten 12 Punkte in verschiedenen Entfernungen des Standorts unter Berücksichtigung der Windrose ausgewählt (siehe [Abbildung 6.s](#)).

Aufgrund der geplanten Stilllegungszeiträume und der damit verbundenen Rückwürfemusste ein dritter Schritt hinzugefügt werden, um den zu berücksichtigenden Zeitraum auszuwählen, der den von den Rückwürfen am stärksten betroffenen Punkt von Interesse darstellt. Der Stilllegungszeitraum mit den BK-Wasserbecken und den BR-Wasserbecken mit Wasserabbau (Phase 2 entspricht dem Abbau unter Wasser des Beckens und der Innenräume, siehe [Anhang 1 Ziffer 4.5](#)) wurde berücksichtigt, wobei die in diesem Zeitraum eingeleiteten Tätigkeiten länger waren.

---

28ZSC: Sondergebiete der Erhaltung.

29ZNIEFF: Naturgebiet von ökologischem Interesse, Faunistik und Floristik.

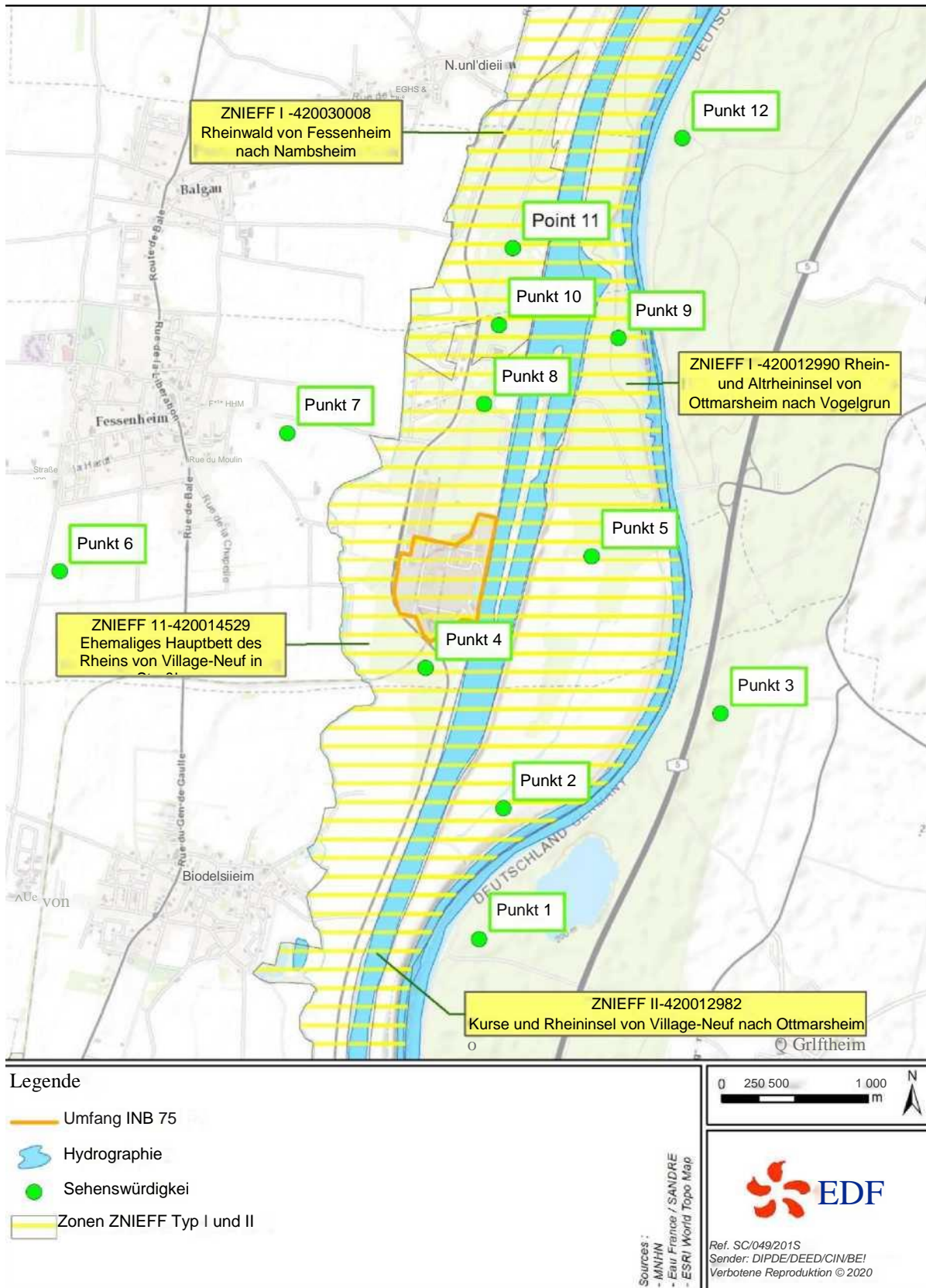


Abbildung 6.s Standort der untersuchten Punkte zur Bewertung des Umweltrisikos der Ableitungen radioaktiver Stoffe aus der Luft aus dem Standort in die Erdumwelt

Für diesen Zeitraum wurden die Atmosphärischen Transferkoeffizienten (Atmosphärische Transferkoeffizienten) für die 12 identifizierten Punkte durch das Tool SYMBIOSE geschätzt, das zur Bewertung der radiologischen Folgen radioaktiver Freisetzungen in die Atmosphäre auf den Menschen verwendet wird (siehe [Kapitel 8, Absatz 8.2.1](#)). Der AOC ist ein Koeffizient zur Quantifizierung der atmosphärischen Dispersion eines Radionuklids zwischen dem Einleitungspunkt und dem Berechnungspunkt. An jedem Punkt sind die atmosphärischen Konzentrationen und die AOC durch folgende Beziehung gebunden:

$$C_p = CTA P \times Q \times 10^3$$

Mit:

- CP: atmosphärische Konzentration des Stoffes (mg/m<sup>3</sup>) an einem Punkt p Koordinaten (x; Y; Z);
- CTAP: Atmosphärischer Transferkoeffizient an diesem Punkt (s/m<sup>3</sup>);
- Q: Massenableitungsdurchsatz des Stoffes (g/s).

Bei der Berechnung der Luftverkehrsbetreiberzeugnisse wurde der Punkt unter den 12 ausgewählten Punkten ermittelt, für den die Aktivitäten in der Luft am höchsten sind. Die Position der Punkte und die entsprechenden Luftverkehrsbetreiberzeugnisse sind in [Tabelle 6.c aufgeführt](#).

Studienorte	Lambert II-Koordinaten erweitert		Durchschnittliches Luftverkehrsbetreiberzeu- gnis (s/m <sup>3</sup> )
	X	Y	
Punkt 1	990654,3	2333215,4	7,8.10 <sup>-08</sup>
Punkt 2	990811,7	2334110,0	8,0.10 <sup>-08</sup>
Punkt 3	992293,6	2334770,8	3,1.10 <sup>-08</sup>
Punkt 4	990272,5	2335065,5	3,1.10 <sup>-08</sup>
Punkt 5	991400,6	2335837,4	3,2.10 <sup>-08</sup>
Punkt 6	987763,0	2335704,2	1,7.10 <sup>-08</sup>
Punkt 7	989311,9	2336662,4	2,0.10 <sup>-08</sup>
Punkt 8	990656,6	2336872,7	1,2.10 <sup>-07</sup>
Punkt 9	991570,8	2337333,0	1,2.10 <sup>-07</sup>
Punkt 10	990752,4	2337414,4	1,7.10 <sup>-07</sup>
Punkt 11	990844,4	2337940,2	2,0.10 <sup>-07</sup>
Punkt 12	991997,7	2338700,8	1,0.10 <sup>-07</sup>

Tabelle 6.c Atmosphärische Transferkoordinaten und -koeffizienten (CTA) der untersuchten Punkte

Der Vergleich der Luftverkehrsbetreiberzeugnisse ermöglicht es, die potenziell am stärksten von den Ableitungen in die Atmosphäre beeinflusste Umweltzone im Rahmen des Stilllegungsprojekts des INB Nr. 75 in Fessenheim zu ermitteln. Im vorliegenden Fall handelt es sich um Punkt 11, der sich nördlich des Standorts befindet.

Die Bewertung des radiologischen Risikos der Ableitungen radioaktiver Stoffe in die Luft in die Erdumwelt an den im Rahmen des Stilllegungsprojekts des INB Nr. 75 in Fessenheim beantragten Grenzwerten erfolgt unter Punkt 11.

### 6.2.2.1.3. Bewertung von Tätigkeiten in der Luft und im Boden

Die Tätigkeiten in der terrestrischen Umwelt von Radionukliden aus Ableitungen in die Atmosphäre im Rahmen des Stilllegungsprojekts des INB Nr. 75 von Fessenheim werden an der gewählten Prüfstelle unter Verwendung des SYMBIOSE-Tools berechnet.

Die daraus resultierenden Volumenaktivitäten in der Atmosphäre und Massenaktivitäten im Boden sind in [Tabelle 6.d und Tabelle 6.e dargestellt](#).

Bei der Bewertung des Umweltrisikos in der Erdumwelt ist die im ERICA-Tool für Tritium und Kohlenstoff 14 angegebene Aktivität die Volumenaktivität in der Luft im Gegensatz zu anderen Radionukliden, bei denen die

erforderliche Aktivität die Massenaktivität im Boden ist. Das Tool berücksichtigt die Söhne von Radionuklidfamilien mit einem Zeitraum von weniger als 10 Tagen.

Im Rahmen dieses Dossiers wird die Level-2-Bewertung des ERICA-Tools direkt verwendet, da der vorgeschlagene Ansatz besser geeignet ist. Die Bewertung der Stufe 1 schlägt nämlich nicht alle Radionuklide vor, die im Spektrum der Ableitungen radioaktiver Stoffe vorhanden sind (ohne Eisen 55).

Radionuklide	Volumenaktivität in der Atmosphäre (Bq/m <sup>3</sup> )
<sup>3</sup> UHR	3,2.10 <sup>-03</sup>
<sup>14</sup> C	6,4.10 <sup>-03</sup>

Tabelle 6.d Volumenaktivitäten von Radionukliden in der Luft am Untersuchungspunkt der Fessenheim

Radionuklide	Massenaktivität im Boden (Bq/kg trockener Boden)
<sup>108</sup> mAg	1,9.10 <sup>-04</sup>
<sup>60</sup> Co	4,2.10 <sup>-03</sup>
<sup>137</sup> Cs	6,4.10 <sup>-05</sup>
<sup>152</sup> Eu	1,6.10 <sup>-05</sup>
<sup>55</sup> Fe *	2,8.10 <sup>-03</sup>
<sup>63</sup> Ni	3,0.10 <sup>-02</sup>
<sup>90</sup> Sr	1,0.10 <sup>-04</sup>

Radionuklid in der Level-2-Bewertungsmodellierung des ERICA-Tools hinzugefügt

Tabelle 6.e Massenaktivitäten von Radionukliden im Boden am Untersuchungspunkt der Fessenheim

### 6.2.2.1.5. Bewertung der Dosismengen und des Umweltrisikos für die Erdumwelt

Tabelle 6.f enthält die Ergebnisse der Bewertung des Umweltrisikos für die Erdumwelt des Standorts Fessenheim, die unter Punkt 11 für Phase 2 nach der Bewertung der Stufe 2 des ERICA-Instruments ermittelt wurde. Diese Tabelle enthält die für jeden Referenzorganismus berechneten Dosisraten und Risikoindizes.

Referenzstelle	Gesamtdosisdurchsatz ( $\mu\text{Gy/h}$ )	Risikoindex (-) (konservativer Wert)
Amphibien	$2,6 \cdot 10^{-4}$	$7,7 \cdot 10^{-5}$
Annelie	$8,8 \cdot 10^{-5}$	$2,6 \cdot 10^{-5}$
Wirbelloses Detritivor	$8,8 \cdot 10^{-5}$	$2,7 \cdot 10^{-5}$
Vogel	$2,6 \cdot 10^{-4}$	$7,8 \cdot 10^{-5}$
Fliegendes Insekt	$8,5 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$
Kräuter und Rasenflächen	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$5,1 \cdot 10^{-5}$
Flechten und Bryophyten	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$5,1 \cdot 10^{-5}$
Säugetiere (groß)	$2,6 \cdot 10^{-4}$	$7,8 \cdot 10^{-5}$
Säugetier (klein)	$2,6 \cdot 10^{-4}$	$7,9 \cdot 10^{-5}$
Gasteropod	$8,5 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$
Reptil	$2,6 \cdot 10^{-4}$	$7,9 \cdot 10^{-5}$
Strauch	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$5,1 \cdot 10^{-5}$
Baum	$2,5 \cdot 10^{-4}$	$7,6 \cdot 10^{-5}$

Tabelle 6.f Dosisraten und Risikoindizes, berechnet am Studienpunkt

Die von den Referenzorganismen erhaltenen Dosisraten liegen zwischen  $8,5 \cdot 10^{-5} \mu\text{Gy/h}$  (fliegende Insekten) und  $2,6 \cdot 10^{-4} \mu\text{Gy/h}$  (Säugetier (klein) und Reptil). Die Risikoindizes, die aus dem wirkungslosen Gesamtdosisdurchsatzwert ( $10 \mu\text{Gy/h}$ ) berechnet werden, liegen zwischen  $2,5 \cdot 10^{-5}$  und  $7,9 \cdot 10^{-5}$  für dieselben Arten.

Wie Abbildung 6.t zeigt, liegen diese Risikoindizes im Zusammenhang mit Ableitungen in die Atmosphäre an den Grenzwerten, die im Rahmen des Abbauvorhabens des INB Nr. 75 von Fessenheim gefordert wurden, unter 1 und lassen den Schluss zu, dass das Risiko nach der ERICA-Methode vernachlässigbar ist (siehe Ziffer 6.5).

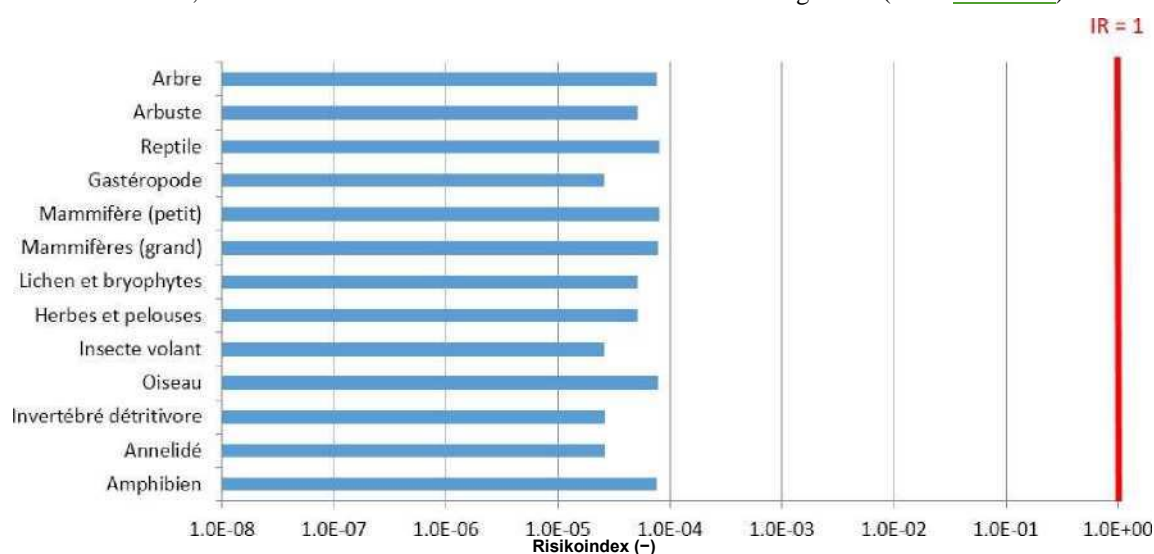


Abbildung 6.t Errechnete Risikoindizes am Prüfpunkt für Referenzorganismen des terrestrischen Ökosystems

Zusammenfassend lassen die nach der ERICA-Methodik bewerteten Umweltrisikoindeizes im Zusammenhang mit der Ableitung radioaktiver Stoffe in die Atmosphäre zu den Grenzwerten, die im Rahmen des Stilllegungsprojekts des INB Nr. 75 von Fessenheim beantragt wurden, den Schluss zu, dass das Risiko vernachlässigbar ist.

## 6.2.2.2. PROSPEKTIVE BEWERTUNG DES UMWELTRISIKOS VON ABLEITUNGEN FLÜSSIGER RADIOAKTIVER STOFFE

### 6.2.2.2.1. Definition von Expositionspfaden und Referenzorganismen für das kontinentale aquatische Ökosystem

Die ERICA-Methode basiert auf einem vereinfachten konzeptionellen Modell des Empfängerökosystems: die äußere oder interne Exposition jedes Referenzorganismus wird anhand seines Lebensumfelds (Luft/Wasser, Wasser, Wasser/Sediment und Sediment) ermittelt.

So hängt die äußere Exposition für das kontinentale aquatische Ökosystem von mehreren Faktoren ab, wie z. B. dem Grad der Radioaktivität der Umwelt, der geometrischen Beziehung zwischen der Strahlenquelle und dem Organismus, dem Lebensraum (Sediment (Insektensediment), der Sedimentoberfläche (Benthfisch, Magenmuschel usw.) oder im Wasser (pelagischer Fisch, Säugetier usw.), der Größe des Organismus, der Eigenschaft des als natürliche Barriere wirkenden Mediums und den physikalischen Eigenschaften der vorhandenen Radionuklide.

Ebenso tritt die interne Exposition durch die Aufnahme von Radionukliden über Transfermechanismen wie Aufnahme oder Wurzelübertragung auf.

Die repräsentativen Referenzorganismen des kontinentalen aquatischen Ökosystems, die in das ERICA-Tool integriert sind, sind in [Tabelle 6.g aufgeführt](#).

Die Liste der Arten in der kontinentalen aquatischen Umwelt des Standorts Fessenheim wurde konsultiert (siehe [Kapitel 7, Ziffer 7.2](#)), um festzustellen, ob die im ERICA-Instrument für die kontinentale aquatische Umwelt genannten generischen Organismen für die Bewertung des Umweltrisikos des Gebiets geeignet sind. Darüber hinaus wurden die morphologischen, biologischen und verhaltensbezogenen Merkmale dieser Arten untersucht, um festzustellen, ob sie es ermöglichen, sie mit einem der in das ERICA-Tool integrierten generischen Organismen zu assoziieren.

Alle Arten, die in der aquatischen Umgebung des Standorts Fessenheim vorkommen, konnten mit einem generischen Organismus des ERICA-Werkzeugs gleichgesetzt werden.

Kontinentales Wasser-Ökosystem		
Amphibien	Säugetier	Reptil
Benthischer Fisch	Muschel bivalve	Gefäßpflanze
Vogel	Muschel-Gaseropod	Zooplankton
Krebstiere	Pelagischer Fisch	
Insektenlarve	Phytoplankton	

Tabelle 6.g ERICA-Referenzorganisationen für das kontinentale aquatische Ökosystem

#### 6.2.2.2.2. Bestimmung der gewählten Zinspunkte

Die beiden Hauptkriterien für die Auswahl der Punkte, die für die Bewertung des mit flüssigen Abwässern verbundenen Umweltrisikos im Rahmen des Stilllegungsprojekts des INB Nr. 75 von Fessenheim ausgewählt wurden, sind die Definition des vollständigen Verdünnungsabstands und der Umweltinteressepunkte der betreffenden Gebiete.

Der erste Schritt bestand darin, die Verdünnung der Ableitungen flüssiger Abwässer zu analysieren. Der komplette Verdünnungsabstand des CNPE Fessenheim liegt bei einem Durchfluss vom Wasserlauf zum Modul 11 km vom Einleitungspunkt entfernt.

Die hydraulischen Bedingungen für die Bewertung des Umweltrisikos entsprechen denen der Beurteilung der



radiologischen Auswirkungen flüssiger radioaktiver Freisetzungen auf den Menschen (siehe [Kapitel 8, Absatz 8.2.1](#)). Bei chronischer Exposition sind die Wasserbedingungen zur Bewertung des Umweltrisikos eine vollständige Verdünnung der flüssigen radioaktiven Freisetzungen mit dem monatlichen durchschnittlichen Durchfluss, der für die Beurteilung der radiologischen Folgen für den Menschen verwendet wird.

Der zweite Schritt besteht darin, die Punkte von ökologischem Interesse in der Nähe des Standorts zu definieren. Das ökologische Interesse der Gebiete wird unter Berücksichtigung der französischen und europäischen ökologischen Zonen (Natura 2000, ZNIEFF usw.) bewertet, die im Referenzzustand der geschützten Arten und Naturräume beschrieben sind (siehe [Kapitel 7, Ziffer 7.2](#)). Die von EDF angewandte Methodik berücksichtigt auch alle bemerkenswerten Umweltzonen in der Nähe des Gebiets, die nicht in einer ökologischen Einstufung aufgeführt sind, aber von ökologischem Interesse sein können, da sie bedeutende Tier- und Blumenarten beherbergen. Alle Bereiche von ökologischem Interesse, die unterhalb des vollständigen Verdünnungsabstands vorhanden sind, werden in der Bewertung berücksichtigt.

Aufgrund der geplanten Stilllegungszeiträume und der damit verbundenen Rückwürfe musste ein dritter Schritt hinzugefügt werden, um den zu berücksichtigenden Zeitraum auszuwählen, der den von den Rückwürfen am stärksten betroffenen Punkt von Interesse darstellt. Der der Entleerung der Schwimmbäder BR und BK entsprechende Zeitraum wurde gewählt, wobei die Tätigkeiten, die in diesem Zeitraum abgelehnt wurden, erhöht wurden (Typ-3-Jahr, siehe [Anhang 1, Ziffer 5.5](#)).

So wird die Bewertung des Umweltrisikos der Ableitungen flüssiger radioaktiver Stoffe auf die aquatische kontinentale Umwelt innerhalb der im Rahmen des Stilllegungsprojekts des INB Nr. 75 von Fessenheim für diesen Zeitraum beantragten Ableitungsgrenzwerte im vollständigen Verdünnungsabstand durchgeführt.

### 6.2.2.2.3. Bewertung von Aktivitäten in Wasser und Sedimenten

Die Tätigkeiten in der kontinentalen aquatischen Umgebung von Radionukliden aus der Ableitung flüssiger Ableitungen im Rahmen des Stilllegungsprojekts des INB Nr. 75 in Fessenheim werden mit dem Werkzeug SYMBIOSE berechnet.

Die Volumenaktivitäten im Wasser und die Massenaktivitäten in Sedimenten im vollständigen Verdünnungsabstand sind in [Tabelle 6.h dargestellt](#). Diese Tätigkeiten wurden unter Berücksichtigung der beantragten Grenzwerte für die Einleitung des Standorts für den gewählten Zeitraum ermittelt.

Bei der Bewertung des Umweltrisikos in der aquatischen Umwelt ist die im ERICA-Tool für Tritium und Kohlenstoff 14 angegebene Aktivität die Volumenaktivität im Wasser im Gegensatz zu anderen Radionukliden, bei denen die erforderliche Aktivität die Massenaktivität in Sedimenten ist. Das Tool berücksichtigt die Söhne von Radionuklidfamilien mit einem Zeitraum von weniger als 10 Tagen.

Im Rahmen dieses Dossiers wird die Level-2-Bewertung des ERICA-Tools direkt verwendet, da der vorgeschlagene Ansatz besser geeignet ist. Die Bewertung der Stufe 1 schlägt nämlich nicht alle Radionuklide vor, die im Spektrum der Ableitungen radioaktiver Stoffe vorhanden sind (ohne Eisen 55).

Radionuklide	Volumenaktivität im Wasser (Bq/L)	Massenaktivität in Sedimenten (Bq/kg trocken)
<sup>14</sup> c	2,0E.10 <sup>-02</sup>	1,5.10 <sup>+01</sup>
<sup>60</sup> Co	4,6.10 <sup>-05</sup>	9,8.10 <sup>-02</sup>
<sup>55</sup> Fe*	5,9.10 <sup>-05</sup>	7,4.10 <sup>-02</sup>
<sup>3</sup> UHR	6,6.10 <sup>-02</sup>	7,4.10 <sup>-02</sup>
<sup>63</sup> Ni	5,9.10 <sup>-05</sup>	9,7.10 <sup>-02</sup>
<sup>90</sup> Sr	6,9.10 <sup>-07</sup>	3,6.10 <sup>-04</sup>

\* Parameter für Reptil, die in der Modellierung der Bewertungsstufe 2 des ERICA-Tools nicht verfügbar sind: Verwendung von Amphibian-Parametern

Tabelle 6.h Volumen- und Massenaktivitäten von Radionukliden im Wasser und in den Sedimente im vollständigen Verdünnungsabstand vom Standort Fessenheim

#### 6.2.2.2.4. Bewertung der Dosismengen und des Umweltrisikos für die kontinentale aquatische Umwelt

Tabelle 6.i enthält die Ergebnisse der Bewertung des Umweltrisikos für die kontinentale aquatische Umwelt des Standorts Fessenheim, die im vollständigen Verdünnungsabstand nach der Bewertungsstufe 2 des ERICA-Instruments ermittelt wurden. In dieser Tabelle sind die Dosisraten und Risikoindizes aufgeführt, die für jeden Referenzorganismus aus den Tätigkeiten an den beantragten Freisetzungsgrenzwerten des Standorts berechnet wurden.

Referenzstellen	Gesamtdosisdurchsatz ( $\mu\text{Gy/h}$ )	Risikoindex (-) (konservativer Wert)
Amphibien	$1,0 \cdot 10^{-01}$	$3,1 \cdot 10^{-02}$
Benthischer Fisch	$1,1 \cdot 10^{-01}$	$3,2 \cdot 10^{-02}$
Vogel	$1,1 \cdot 10^{-01}$	$3,2 \cdot 10^{-02}$
Krebstiere	$1,0 \cdot 10^{-01}$	$3,1 \cdot 10^{-02}$
Insektenlarve	$1,0 \cdot 10^{-01}$	$3,1 \cdot 10^{-02}$
Säugetier	$1,1 \cdot 10^{-01}$	$3,2 \cdot 10^{-02}$
Muschel bivalve	$1,0 \cdot 10^{-01}$	$3,1 \cdot 10^{-02}$
Muschel-Gaseropod	$1,0 \cdot 10^{-01}$	$3,1 \cdot 10^{-02}$
Pelagischer Fisch	$1,1 \cdot 10^{-01}$	$3,2 \cdot 10^{-02}$
Phytoplankton	$2,2 \cdot 10^{-03}$	$6,6 \cdot 10^{-04}$
Reptil	$1,0 \cdot 10^{-01}$	$3,1 \cdot 10^{-02}$
Gefäßpflanze	$4,9 \cdot 10^{-03}$	$1,5 \cdot 10^{-03}$
Zooplankton	$9,8 \cdot 10^{-02}$	$2,9 \cdot 10^{-02}$

Tabelle 6.i Dosisraten und Risikoindizes im vollständigen Verdünnungsabstand berechnet

Die von den Referenzorganismen erhaltenen Dosisraten liegen zwischen  $2,2 \cdot 10^{-3} \text{ Gy/h}$  (Phytoplankton) und  $1,1 \cdot 10^{-1} \text{ Gy/h}$  (Benthischer Fisch, Vogel, Säugetier und pelagischer Fisch). Die Risikoindizes, die aus dem wirkungslosen Gesamtdosisdurchsatzwert ( $10^{-1} \text{ Gy/h}$ ) berechnet werden, liegen zwischen  $6,6 \cdot 10^{-4}$  und  $3,2 \cdot 10^{-2}$  für dieselben Arten.

Wie Abbildung 6.u zeigt, liegen diese Risikoindizes im Zusammenhang mit der Ableitung flüssiger Abwässer mit den im Rahmen des Abbauvorhabens des INB Nr. 75 von Fessenheim geforderten Grenzwerten unter 1 und lassen den Schluss zu, dass das Risiko nach der ERICA-Methode vernachlässigbar ist (siehe Ziffer 6.5).

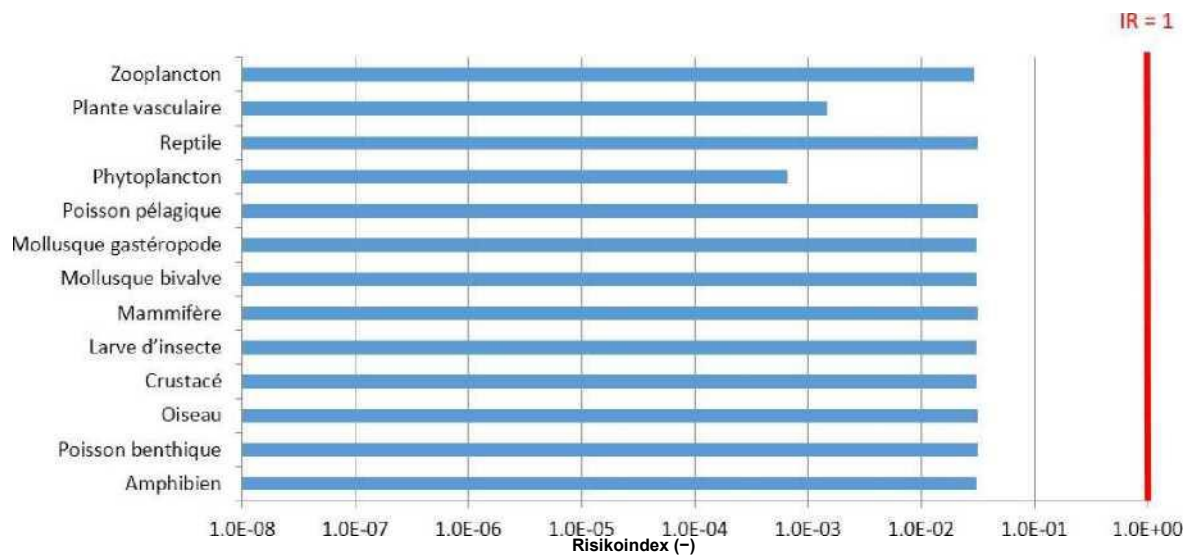


Abbildung 6.u Berechnete Risikoindizes im vollständigen Verdünnungsabstand für Referenzorganismen des kontinentalen aquatischen Ökosystems

Zusammenfassend lassen die nach der ERICA-Methode bewerteten Umweltrisikoinizes im Zusammenhang mit der Ableitung flüssiger radioaktiver Stoffe mit den im Rahmen des Abbauvorhabens des INB Nr. 75 von Fessenheim geforderten Grenzwerten zu dem Schluss, dass das Risiko vernachlässigbar ist.

## 6.3. ÜBERWACHUNG

### 6.3.1. ÜBERWACHUNG DER ABLEITUNGEN RADIOAKTIVER STOFFE IN DIE ATMOSPHERE

#### 6.3.1.1. ÜBERWACHUNG DER ABLEITUNGEN VON ABWÄSSERN RADIOAKTIV IN DER ATMOSPHERE AUF DEM WEG AUS DEM BAN UND DANN AUF DEN WEGEN DER MODULARE BELÜFTUNG

Die Überwachung der radioaktiven Stoffe in die Atmosphäre soll sicherstellen, dass die in [Kapitel 2 Ziffer 2.6.2.4](#) geforderten Grenzwerte eingehalten werden. Diese Grenzwerte beziehen sich auf:

- die jährliche Aktivität, die für die Kategorien „Tritium“, „Carbon 14“ und „sonstige Beta- oder Gamma-Spaltungs- oder Aktivierungsprodukte“ für alle Schornsteine der Anlage abgelehnt wird;
- die Aktivitätsrate bei jedem Schornstein des Tritiums und der „anderen Beta- und Gamma-Strahler“.

##### 6.3.1.1.1. Beschreibung der Probenahmeeinrichtungen

Die Probenahmen beziehen sich auf atmosphärische radioaktive Abwässer, die an den Schornstein des BAN und an die Schornsteine der zu installierenden modularen Lüftungsanlagen abgegeben werden (modulare Lüftungseinheit 1, modulare Lüftungseinheit 2, modulare Belüftung für den Abbau von Außenbehältern und anschließend für den Abbau

des BES (Standortwartungsgebäude)). Diese Schornsteine sind mit einem Emissionsstrommessgerät ausgestattet.

Die Probenahmen für die Messung von Tritium im Luftabfluss werden kontinuierlich von gekühlten Barbotern durchgeführt.

Die Probenahmen für die Messung von Kohlenstoff 14 in Luftabwässern werden kontinuierlich auf Molekularsieb durchgeführt.

Die Aerosolproben werden kontinuierlich auf Papierfiltern zur Messung von Beta- und Gamma-Emittenten und zum Nachweis des Fehlens von Alpha-Radionukliden durchgeführt.

Die Probenahmeketten für Tritium, Aerosol und Kohlenstoff 14 sowie die kontinuierlichen Messungen des Emissionsdurchsatzes werden für den Schornstein des NB verdoppelt, um die Kontinuität der Überwachung im Falle eines vorübergehenden Ausfalls einer Probenahmeeinrichtung zu gewährleisten.

#### 6.3.1.1.2. Art der Kontrollen

In jedem Kalenderzeitraum (vom 1.<sup>bis</sup> 7. vom 8. bis 14., vom 15. bis 21. und vom 22. bis zum Monatsende) werden die in den Schornsteinen des Standorts Fessenheim freigesetzten atmosphärischen Abwässer wie folgt analysiert:

- Messung der verworfenen Tätigkeit von Tritium;
- Aerosole:
  - o Kontrolle auf Nichtvorhandensein künstlicher Alpha-Emitter-Radionuklide (Gesamtalphaaktivität) im Zeitfenster;
  - o Bestimmung der gesamten Beta-Aktivität, die kontinuierlich durchgeführt wird;
  - o Gammaskpektrometrie Bestimmung der Hauptbestandteile, verzögert, auf den Filtern der Periode.

Darüber hinaus wird die Aktivität der anderen Beta- und Gamma-Emittenten des Referenzspektrums, die nicht durch Gammaskpektrometrie quantifizierbar sind, vierteljährlich anhand der Quartalsfilteranalyse bestimmt.

Darüber hinaus wird die Messung der CO<sub>2</sub>-Emissionen 14 vierteljährlich durchgeführt.

Schließlich wird der Emissionsstrom der atmosphärischen radioaktiven Abwässer kontinuierlich an den Schornsteinen des Standorts gemessen.

#### 6.3.1.1.3. Bedingungen für die Ablehnung

Nach der sehr effizienten Filtration werden die atmosphärischen Abwässer kontinuierlich über den Schornstein des BAN in die Atmosphäre freigesetzt, dann durch die Schornsteine der modularen Lüftungseinheiten, wenn die DVN-Lüftung abgeschaltet wird.

#### 6.3.1.1.4. Bewertung der abgelehnten Tätigkeiten

Für jede Kategorie von Radionukliden wird die freigesetzte Aktivität als Produkt der Menge des in den Schornstein freigesetzten Abwassers während des betreffenden Probenahmezeitraums durch die Volumenaktivität der betreffenden Radionuklidkategorie(n) bestimmt.

Für Tritium und andere durch Gammaskpektrometrie identifizierbare Beta- und Gamma-Emittenten-Radionuklide wird die Bilanz der abgelehnten Aktivität in jedem regulatorischen Zeitraum erstellt.

Für Kohlenstoff 14 wird die Bilanz vierteljährlich erstellt.

Für Alpha-Sender-Radionuklide wird für jeden regulatorischen Zeitraum eine Kontrolle auf Nichtableitungen durchgeführt.

Für die gesamte Kategorie „Sonstige Beta- oder Gamma-Emittenten“ wird die Bilanz vierteljährlich erstellt, um die Tätigkeit anderer nicht nachweisbarer Beta- und Gamma-Emittenten durch Gammaskpektrometrie, die vierteljährlich ermittelt wird, einzubeziehen.

##### 6.3.1.1.4.1. Bestimmung des abgelehnten Volumens

Für alle Kategorien wird die Menge des in den Schornstein freigesetzten Abwassers als Produkt des durchschnittlichen Durchflusses zum Schornstein für den betreffenden Probenahmezeitraum durch die Dauer desselben Zeitraums bestimmt.

#### 6.3.1.1.4.2. Bestimmung der Volumenaktivität

Die Volumenaktivität jeder Kategorie wird wie folgt bestimmt:

- bei Tritium aus der an der Probenahme gemessenen Tritiumaktivität und dem Abwasservolumen, das während des Zeitraums durch das Probenahmegerät geleitet wurde;
- für Kohlenstoff 14, ausgehend von der an der Probenahme gemessenen Kohlenstoffaktivität 14 und dem Abwasservolumen, das während des Quartals durch das Probenahmegerät geleitet wurde;
- bei Alpha-Radionukliden anhand der Ergebnisse der Gesamtalpha-Messung und des Abwasservolumens, das während des Zeitraums durch das Probenahmegerät geleitet wurde;
- bei anderen durch Gammaskopie nachweisbaren Beta- oder Gamma-Radionukliden anhand der Ergebnisse der spektrometrischen Analyse und des Abwasservolumens, das während des Zeitraums durch das Probenahmegerät geleitet wurde;
- bei anderen nicht quantifizierbaren Beta- oder Gamma-Radionukliden, die durch Gammaskopie nicht quantifizierbar sind, erfolgt die Messung durch spezifische Extraktions- und Messmittel aus den zwölf Filtern, die in den zwölf Kalenderperioden des Quartals entnommen wurden.

#### 6.3.1.1.4.3. Art der Verbuchung

In den folgenden Tabellen sind die ausgewählten Radionuklide (ohne Alpha) und deren Verbuchungsart aufgeführt. Diese Liste basiert auf der Auswahl der wichtigsten Radionuklide (siehe [Anhang 1 Ziffer 4.7](#)), die sich aus der Schätzung der Ableitungen im Zusammenhang mit Stilllegungsvorgängen ergeben, und berücksichtigt das geschätzte Aktivitätsniveau der Ableitungen, die Messmöglichkeiten, die Häufigkeit des Auftretens in den jährlichen Ableitungen sowie die dosimetrischen Auswirkungen.

Unter den ausgewählten Radionukliden (überwiegende Radionuklide) sind das Referenzspektrum für Radionuklide, das systematisch zu erfassen ist (mindestens an der Entscheidungsschwelle), und die anderen Radionuklide, die nur gezählt werden, wenn sie signifikant erkannt werden (d. h. über dem Schwellenwert für die Entscheidung der Messung) zu rechnen.

Aufgrund des Vorhandenseins mehrerer Schornsteine und mehrerer getrennter Ableitungen, die jeweils durch eine unterschiedliche Verteilung der freigesetzten Radionuklide gekennzeichnet sind, unterscheiden sich die Modalitäten für die Kontrolle und Verbuchung von Luftabwässern.

[Tabelle 6.j](#) und [Tabelle 6.k](#) zeigen die Methoden zur Erfassung von Radionukliden nach Perioden und Schornsteinen.

Die verschiedenen Ablehnungsphasen (1, 2, 3a, 3b) sind in [Anhang 1 Ziffer 4.5](#) dargestellt.

Die Entscheidungsschwellen (SD) der verwendeten Messtechniken stellen eine analytische Leistung dar.

Die SD-Werte entsprechen der Hälfte der Detektionsgrenzwerte. Bei derselben Messung variieren diese Nachweisgrenzen je nach den Verfahren der Probenahmen. Je nach Art der Freisetzungen sind die Vorgehensweisen unterschiedlich, was die unterschiedlichen Nachweisgrenzen erklärt.

Radioelement	Art der Verbuchung			
	Phase 1 Wasserbad BK	Phase 2 Schwimmbäder BR und BK Wasser		Phase 3a BR- und BK-Pools mit Entleerung Modulare Belüftung Außentanks
	Kamin des Ban	Kamin des Ban	Kamin des Ban	
<sup>3</sup> UHR	Systematisch: A Mindestpunkt der Entscheidungsschwelle		Wenn Tätigkeit über oder über der Entscheidungsschwelle liegt	Wenn Tätigkeit über oder über der Entscheidungsschwelle liegt
<sup>14</sup> c	Wenn Tätigkeit über oder über der Entscheidungsschwelle liegt	Systematisch: A Mindestpunkt der Entscheidungsschwelle	Wenn Tätigkeit über oder über der Entscheidungsschwelle liegt	
<sup>60</sup> Co	Systematisch: A Mindestpunkt der Entscheidungsschwelle			
<sup>55</sup> Fe	Systematisch: A Mindestpunkt der Entscheidungsschwelle			
<sup>63</sup> Ni	Systematisch: A Mindestpunkt der Entscheidungsschwelle			
<sup>90</sup> Sr	Wenn Tätigkeit über oder über der Entscheidungsschwelle liegt			
<sup>152</sup> Eu	Wenn Tätigkeit über oder über der Entscheidungsschwelle liegt			
<sup>137</sup> Cs	Wenn Tätigkeit über oder über der Entscheidungsschwelle liegt			
<sup>108</sup> mAg	Wenn Tätigkeit über oder über der Entscheidungsschwelle liegt			

Tabelle 6.j Art der Erfassung von atmosphärischen radioaktiven Abfällen, die während des Betrieb der an den Kamin des BAN angeschlossenen Belüftung (DVN-Lüftung) für jeden Kamin

Radioelement	Art der Verbuchung		
	Phase 3b (nach Kippen auf modulare Belüftungen)		
	Modulare Belüftung Scheibe 1	Modulare Belüftung Scheibe 2	Modulare Belüftung BES
<sup>3</sup> UHR	Wenn Tätigkeit über oder über der Entscheidungsschwelle liegt		
<sup>14</sup> c	Wenn Tätigkeit über oder über der Entscheidungsschwelle liegt	Systematisch: A Mindestpunkt der Entscheidungsschwelle	Wenn Tätigkeit über oder über der Entscheidungsschwelle
<sup>60</sup> Co	Systematisch: A Mindestpunkt der Entscheidungsschwelle	Systematisch: A Mindestpunkt der Entscheidungsschwelle	Wenn Tätigkeit über oder über der Entscheidungsschwelle liegt
<sup>55</sup> Fe			
<sup>63</sup> Ni			
<sup>90</sup> Sr			
<sup>152</sup> Eu	Wenn Tätigkeit über oder über der Entscheidungsschwelle liegt	Wenn Tätigkeit über oder über der Entscheidungsschwelle liegt	Wenn Tätigkeit über oder über der Entscheidungsschwelle liegt
<sup>137</sup> Cs			
<sup>108</sup> mAg			

Tabelle 6.k Art der Erfassung von radioaktiven Abfällen aus der Luft, die nach dem Kippen auf modularen Belüftungen, für jeden Kamin

### 6.3.1.1.5. Aktivitätsraten

Der Aktivitätsdurchsatz an den Ableitungen entspricht dem Ergebnis der Volumenaktivität und des durchschnittlichen Sendestroms am Schornstein, berechnet unter Berücksichtigung der Probenahmedauer jeder Radionuklidkategorie.

Bei Tritium wird die Einhaltung des Aktivitätsdurchsatzes an den Einleitungskaminen über den Zeitraum hinweg überprüft.

Bei anderen Beta- oder Gamma-Radionukliden wird die Einhaltung der Aktivitätsrate an den Ableitungskaminen für jeden Zeitraum am Ende jedes Quartals überprüft, um die vierteljährlich gemessenen Beta-/Gamma-Sender einzubeziehen.

### 6.3.1.1.6. Schwellenwerte für Verwaltungsentscheidungen

Die in Tabelle 6.1 dargestellten Entscheidungsschwellen entsprechen der Mindestanalyseleistung, die von der Atomsicherheitsbehörde zum Zeitpunkt der Einreichung des Dossiers festgelegt wurde.

Die sogenannten „administrativen“ Entscheidungsschwellen wurden von der ASN festgelegt. Sie entsprechen der Mindestmessleistung, die für die Messung der Freisetzungen an Schornsteine zu erreichen ist.

Art der Probenahme	Radionuklide	Schwellenwert für Verwaltungsentscheidungen
Aerosolfilter	Beta-Sender	0,185 Bq/m <sup>3</sup>
	Gamma-Sender	0,001 Bq/m <sup>3</sup>
	Alpha-Sender	0,001 Bq/m <sup>3</sup>
Wasser (Barboter)	Tritium	20 Bq/m <sup>3</sup>
Molekularsieb	Kohlenstoff 14	5 Bq/m <sup>3</sup>

Tabelle 6.1 Mindeste analytische Leistung (Entscheidungsschwellen) für die Charakterisierung der atmosphärischen radioaktiven Abwässer des INB Nr. 75

Hinweis: In Bezug auf Alpha-Sender-Radionuklide soll mit der durchgeführten Kontrolle bestätigt werden, dass sie nicht in den Ableitungen enthalten sind. Der Schwellenwert für die Beurteilung dieses Fehlens wird dann der Schwellenwert für die Entscheidung der Maßnahme sein (mit SD unter 0,001 Bq/m<sup>3</sup>).

## 6.3.1.3. ÜBERWACHUNG SONSTIGER ABLEITUNGEN RADIOAKTIVER STOFFE IN DIE ATMOSPHÄRE

### 6.3.1.3.1. Kontrollen von verunreinigten Räumen

Die als nukleare Abfallzone eingestuft Räume, deren Lüftung nicht an das DVN-System und damit an den Kamin des BAN angeschlossen ist, und dann an die modularen Lüftungsschächte nach dem Abbau des DVN-Systems sind:

- das Standortwartungsgebäude (BES), in dem die Wäscherei, die Erweiterung der Warze30des Reaktorgebäudes, das Gebäude des Zwischenkühlkreislaufs der primären Kernhilfsstoffe (RRI) und dessen Erweiterung untergebracht sind:

Jeder dieser Räume ist mit einer dynamischen Eindämmungsanlage mit einer Filteranlage vor der Ableitung ausgestattet.

Die Nichtfreisetzung von Aerosolen wird in jedem Zeitraum mit einer Toleranz überprüft, die es ermöglicht, diese Probenahmen außerhalb der Wochenenden und Feiertage durch eine umfassende Beta-Messung

---

30 Ermöglicht das Ein- und Ausbringen von BR-Abfallmaterial/-Paketen.

mittels einer kontinuierlichen Entnahme aus Papierfiltern im Lüftungs-Extraktionskreislauf durchzuführen. Bei der Stilllegung werden die Anlagen in diesen Gebäuden und insbesondere die dynamischen Einschließungsanlagen außer Betrieb genommen. Je nach Verschmutzungsgrad der abzubauenden Geräte werden diese Gebäude an die modularen Lüftungsmodule angeschlossen (insbesondere das BES wird beim Abbau an die „modulare BES-Lüftung angeschlossen“) oder nach Analyse des Verschmutzungsgrads und der damit verbundenen Ableitungen nicht angeschlossen.

- das Labor „Effluents“ und das Nuklearzähllabor:

Die Probenmengen, die jährlich im Labor „Effluents“ (ohne Kerninseln) als wenig aktiv behandelt werden, sind sehr gering und stammen aus den Reservoirs vor der Freisetzung.

Atmosphärische Abwässer, die aus der Belüftung des Labors „Effluents“ gewonnen werden, werden als Vorsichtsmaßnahme auf Hocheffizienten Filtern (THE) behandelt. Während des Betriebs der Anlage ergab eine Bewertung der Menge an Tritium infolge der Verdunstung von Proben ein sehr geringes Ergebnis (in der Größenordnung von 2 MBq/Jahr). Beim Abbau wird das Volumen der zu verarbeitenden Proben im Vergleich zur Betriebsperiode reduziert, die Menge an Tritium wird geringer sein.

Darüber hinaus gewährleistet eine stationäre Detektorkontrolle am Ausgang des Labors „Effluents“ kontinuierlich, dass die Beteiligten keine Kontamination erhalten und eine Dispersion von Radioaktivität verhindert wird.

Die radiologische Sauberkeit, die das Fehlen einer Kontamination des Labors „Effluents“ widerspiegelt, wird durch eine Oberflächenkontaminationsschwelle von 0,4 Bq/cm<sup>2</sup> für die Surfaktivität im Betabereich und 0,04 Bq/cm<sup>2</sup> für die Surfaktivität in Alpha kontrolliert.

Angesichts der geringen Mengen dieser Freisetzungen ist die Überwachung der Tätigkeit durch kontinuierliche Probenahme nach den Filtern nicht gerechtfertigt. Es wurden keine Vorkommnisse im Zusammenhang mit einer Kontamination dieser Räumlichkeiten gemeldet. Die Kontrolle des Fehlens einer Kontamination durch Oberflächen-, Abstrich- oder Screening- und Umgebungsdosismengenmessungen bei monatlichen Kartierungen wird während des Abbaus auf dieselbe Weise wie während der Betriebszeit fortgesetzt.

Darüber hinaus werden keine Manipulationen an den im Nuklearzähllabor gelagerten Proben vorgenommen. Es wird jedoch genauso kontrolliert wie das Labor „Effluents“.

#### 6.3.1.3.2. Kontrolle der diffusen Einleitungen

Bei den diffusen Ableitungen handelt es sich im Wesentlichen um radioaktive Ableitungen an den Entlüftungen der Abwasserspeicher vor TEU (T-T-Behälter). Punktuell können bei punktuellen Arbeiten in einem nicht an die Lüftung angeschlossenen Raum weitere diffuse Emissionen vorgenommen werden.

Die Emissionen in die Luft im Zusammenhang mit diffusen Emissionen werden monatlich geschätzt, um sicherzustellen, dass sie im Vergleich zu dem in [Kapitel 2 Ziffer 2.6.2.4](#) geforderten Jahresgrenzwert vernachlässigbar sind.

## 6.3.2. ÜBERWACHUNG DER ABLEITUNGEN FLÜSSIGER RADIOAKTIVER STOFFE

Die Überwachung flüssiger radioaktiver Stoffe soll sicherstellen, dass die in [Kapitel 2 Ziffer 2.6.2.3](#) genannten Grenzwerte eingehalten werden. Diese Grenzwerte beziehen sich auf:

- 6.3.2.1. die jährliche Aktivität, die für die Kategorien „Tritium“, „Carbon 14“ und „andere Beta- oder Gamma-Emittent-Spaltungs- oder Aktivierungsprodukte“ abgelehnt wird;
- 6.3.2.2. die Aktivitätsrate am Abstoßpunkt von Tritium und „anderen Beta- und Gamma-Emittenten“.



### 6.3.2.1. BESCHREIBUNG DER PRELEVEMENTS-GERÄTE

Ein Probenahmesystem ermöglicht die Entnahme einer repräsentativen Probe aus dem Inhalt des Abwasserspeichers vor TEU-Ableitung (T-Behälter), die nach dem Brauen des Abwassers gewonnen wird.

### 6.3.2.2. ART DER KONTROLLEN

Bestimmte radioaktive Parameter der Abwässer aus T-Behältern müssen vor ihrer Freisetzung kontrolliert werden: in jedem Behälter wird eine repräsentative punktuelle Probenahme durchgeführt, und vor der Freisetzung des Behälters werden folgende Analysen durchgeführt:

- Messung der Tritiumaktivität;
- Überprüfung des Fehlens einer globalen Alpha-Aktivität;
- Messung der Gesamtbetaaktivität;
- Analyse durch Gammaskopimetrie.

Diese Analysen ermöglichen es, die Zusammensetzung der abzuleitenden Abwässer zu ermitteln, festzustellen, ob die Ableitung möglich ist (Einhaltung der in [Kapitel 2 Ziffer 2.6.2.3](#) geforderten Grenzwerte für jährliche Tätigkeiten ohne Kohlenstoff 14) und in diesem Fall die Ableitungsgeschwindigkeit so zu bestimmen, dass die in [Kapitel 2 Ziffer 2.6.2.3](#) geforderten Grenzwerte für die Aktivitätsraten und die halbabweisenden Volumenaktivitäten im Aufnahme-medium eingehalten werden. Diese Analysen ermöglichen es auch, die Bilanz der freigesetzten Tätigkeiten (ohne reine Beta und Kohlenstoff 14) zu erstellen und somit die Einhaltung der jährlichen Aktivitätsgrenzwerte (ohne Kohlenstoff 14) sicherzustellen.

Die übrigen radioaktiven Parameter der Abwässer aus den T-Behältern werden nach ihrer Freisetzung kontrolliert. Diese nachträglichen Kontrollen werden durchgeführt:

- entweder auf der repräsentativen punktuellen Probenahme in jedem Behälter vor seiner Freisetzung, wobei die Ergebnisse der Analysen nach der Freisetzung des Behälters bekannt sind;
- oder auf einer aliquoten Probe, die für alle Freisetzungen aus den Behältern über einen Monat repräsentativ ist.

Die Probe, die vor ihrer Freisetzung aus dem Behälter T entnommen wurde, wird einer Kohlenstoffmessung unterzogen, deren Ergebnis im Nachhinein unter Berücksichtigung der sehr langen Fristen für die Erlangung des Ergebnisses dieser Analysen durch ein externes Labor bekannt ist. Sie ermöglicht es, die Bilanz der CO<sub>2</sub>-Emissionen 14 zu erstellen und somit die Einhaltung des in [Kapitel 2 Ziffer 2.6.2.3](#) geforderten jährlichen CO<sub>2</sub>-Aktivitätsgrenzwerts 14 sicherzustellen.

Monatlich wird eine aliquote Probe gebildet, die für alle Freisetzungen aus den T-Behältern repräsentativ ist.

Die Probe wird einer spezifischen Bestimmung der Aktivität durch Nickel 63, Eisen 55 und Strontium 90 unterzogen. Da es sich bei diesen Radionukliden um reine Beta-Strahler handelt, werden sie bei der Gammaskopimetrie-Analyse nicht nachgewiesen. Diese Bestimmung wird an der Probe aliquote durchgeführt, da es sich um eine komplexe, langwierige Analyse handelt. Diese Analyse ergänzt die Bilanz der abgelehnten Tätigkeiten.

### 6.3.2.3. BEDINGUNGEN FÜR DIE ABLEHNUNG

Die Ableitungen flüssiger radioaktiver Stoffe dürfen nur durchgeführt werden, wenn die in [Absatz 6.3.2.2](#) beschriebenen Kontrollen durchgeführt wurden (mit Ausnahme der nachträglich durchgeführten Messungen der Kohlenstoffaktivität 14 und reiner Beta) und die Bestimmung des Ableitungsdurchsatzes unter Einhaltung der Werte der Aktivitätsraten und der halbabweisenden Volumenaktivitäten im Aufnahme-medium ermöglicht haben. Darüber hinaus können zwei T-Behälter nicht gleichzeitig entsorgt werden.

Die Ableitungen radioaktiver flüssiger Stoffe aus den T-Behältern dürfen nur durchgeführt werden, wenn der Durchfluss des Grand Canal d'Alsace mehr als 200 m<sup>3</sup>/s beträgt<sup>und</sup> der Fluss des Rheins in Kembs weniger als 2 800 m<sup>3</sup>/s beträgt<sup>und</sup> die gesamte Gamma-Volumenaktivität auf der Ableitungsleitung den Schwellenwert von 40 kBq/L nicht überschreitet (Wert des Alarms der Einrichtung zur kontinuierlichen Überwachung der Radioaktivität

auf der Ableitungsleitung, die zur automatischen Einstellung der laufenden Freisetzung führt).

Bei Abflüssen des Grand Canal d'Alsace außerhalb der Grenzen 200 und 2 800 m<sup>3/s</sup>(Strecke und Hochwasser) können Ableitungen nur nach Unterrichtung der ASN durchgeführt werden.

Werden während einer Ablehnung besondere Situationen festgestellt (z. B. Nichterfüllung der Ablehnungsbedingungen, Nichtverfügbarkeit von Überwachungsrichtungen für die Rückwurfleitung), wird die laufende Ablehnung unterbrochen, die abgelehnte Tätigkeit bewertet und Untersuchungen durchgeführt, um die Ursache der besonderen Situation zu ermitteln.

### 6.3.2.4. BEWERTUNG DER ABGELEHNTEN AKTIVITÄTEN

#### 6.3.2.4.1. Bestimmung der abgelehnten Tätigkeit

Für jede Kategorie von Radionukliden wird die freigesetzte Aktivität als Produkt der Volumenaktivität der Radionuklidkategorie bestimmt, die durch das Abwasservolumen der Ableitungsleitung während der Ableitungsdauer berücksichtigt wird.

#### 6.3.2.4.2. Bestimmung der Volumenaktivität

Die Volumenaktivität jeder Kategorie wird wie folgt bestimmt:

- bei Tritium aus der an der vor der Freisetzung entnommenen Probe gemessenen Tritiumaktivität und dem Volumen dieser Probe;
- bei anderen Spalt- oder Aktivierungsprodukten auf der Grundlage der Ergebnisse der spektrometrischen Analyse der vor der Freisetzung entnommenen Probe und des Volumens dieser Probe und der Ergebnisse der spezifischen Bestimmung der reinen Betas auf dem monatlichen Aliquote;
- für Kohlenstoff 14, ausgehend von der an der Probe gemessenen Kohlenstoffaktivität 14 und dem Volumen dieser Probe.

#### 6.3.2.4.3. Art der Verbuchung

Die folgende Tabelle enthält die Liste der ausgewählten Radionuklide (ohne Alpha) und deren Verbuchungsart. Diese Liste basiert auf der Auswahl der wichtigsten Radionuklide (siehe [Anhang 1 Ziffer 5.7](#)), die sich aus der Schätzung der Ableitungen im Zusammenhang mit dem Abbau ergeben, und berücksichtigt die geschätzte Aktivitätsrate der Ableitungen, die Messmöglichkeiten, die Häufigkeit des Auftretens in den jährlichen Ableitungen sowie die potenzielle dosimetrische Wirkung.

Unter den ausgewählten Radionukliden (überwiegende Radionuklide) sind das Referenzspektrum für Radionuklide, das systematisch zu erfassen ist (mindestens an der Entscheidungsschwelle), und die anderen Radionuklide, die nur gezählt werden, wenn sie signifikant erkannt werden (d. h. über dem Schwellenwert für die Entscheidung der Messung) zu rechnen.

[Tabelle 6.m](#) zeigt die Art und Weise, wie Radionuklide nach Jahrestypen erfasst werden.

Die verschiedenen Arten von Jahren (0, 1, 2, 3) sind in [Anhang 1 Ziffer 5.5](#) dargestellt.

Radioelement	Art der Verbuchung			
	Jahr Typ 0 (Jahr ohne Entleerung Pool)	Jahr Typ 1 (Schwimmbad BK)	Jahr Typ 2 (Schwimmbad BR)	Jahr Typ 3 (Swimming Pool Entleerung BR und BK)
<sup>14</sup> C	Systematisch: A Mindestpunkt der Entscheidungsschwelle	Systematisch: A Mindestpunkt der Entscheidungsschwelle	Systematisch: A Mindestpunkt der Entscheidungsschwelle	Systematisch: A Mindestpunkt der Entscheidungsschwelle
<sup>60</sup> Co				
<sup>55</sup> Fe				
<sup>3</sup> UHR				
<sup>63</sup> Ni				
<sup>90</sup> Sr				

Tabelle 6.m Art der Erfassung flüssiger radioaktiver Stoffe, die bei der Hauptableitung freigesetzt werden

### 6.3.2.5. AKTIVITÄTS-DEBITS

Für Tritium und andere Beta- oder Gamma-Emittentenspaltungs- oder Aktivierungsprodukte wird die Aktivitätsrate im Tagesdurchschnitt als Summe der an einem Tag abgelehnten Aktivitäten bestimmt, geteilt durch die Anzahl der Sekunden an einem Tag.

### 6.3.2.6. SCHWELLENWERTE FÜR VERWALTUNGSENTSCHEIDUNGEN

Die in [Tabelle 6.n dargestellten](#) Entscheidungsschwellen entsprechen den von der Atomsicherheitsbehörde festgelegten Mindestanalyseergebnissen.

Radionuklide	Art der Abgabe	Schwellenwert für Verwaltungsentscheidungen
Überprüfung des Fehlens von Alpha-Sendern	Tanks T	0,37 Bq/L
Spalt- oder Aktivierungsprodukte für Beta- oder Gamma-Emitter		1,85 Bq/L
—		5 Bq/L
Tritium		50 Bq/L
—		2,5 Bq/l Kobalt 60
Kohlenstoff 14 (im Nachhinein)		50 Bq/L
Eisen 55	Monatlicher Aliquot der Tanks T	4 Bq/L
Nickel 63		2,5 Bq/L
Strontium 90		0,5 Bq/L

Tabelle 6.n Mindeste analytische Leistung (Entscheidungsschwellen) für die Charakterisierung flüssiger radioaktiver Abwässer des INB Nr. 75

Hinweis: Bei Alpha-Emittenten soll durch die durchgeführte Kontrolle bestätigt werden, dass sie bei den Rückwürfen fehlen. Der Schwellenwert für die Beurteilung dieses Fehlens wird dann die Entscheidungsschwelle für die Messung sein (mit SD unter 0,37 Bq/L im Gesamtalpha auf dem Tank).

## 6.3.3. RADIOLOGISCHE ÜBERWACHUNG DER UMWELT

Um sicherzustellen, dass die Vorschriften eingehalten werden, führt der Betreiber ein Umweltüberwachungsprogramm ein. Dieses Programm, das im Einvernehmen mit der Atomsicherheitsbehörde erstellt wurde, wird unter der Verantwortung des Betreibers durchgeführt.

Die nachstehenden Abschnitte enthalten die vom Betreiber vorgeschlagene Überwachung, die während des Stilllegungsvorgangs durchzuführen ist, um den Anforderungen des Beschlusses ASN Nr. 2016-DC-0569 zur Änderung des Beschlusses Nr. 2013-DC-0360 über die Eindämmung der Gesundheits- und Umweltauswirkungen kerntechnischer Basisanlagen Rechnung zu tragen.

Die radiologische Überwachung der Umwelt dient insbesondere dazu, den Betreiber vor atypischen Anstiegen des Radioaktivitätsniveaus in Ökosystemen zu warnen. Diese Überwachung erfolgt durch radiologische Analysen an wichtigen Proben bei der Übertragung von Radionukliden in die Umwelt und in der Exposition der Bevölkerung unter Berücksichtigung der Rückmeldungen aus Erfahrungen, die seit der Inbetriebnahme des CNPE Fessenheim gesammelt wurden.

Die Radioaktivität in der Umwelt des CNPE Fessenheim wird derzeit im Rahmen folgender Maßnahmen überwacht:

- eines vom CNPE im Rahmen seiner Genehmigung für Ableitungen radioaktiver Stoffe in die Atmosphäre erstellten radiologischen Überwachungsplans (siehe [Ziffer 6.3.3.1](#));
- auf Initiative des Betreibers durchgeführte radioökologische Untersuchungen (ursprünglicher Referenzzustand, jährliche Überwachung, Zehnjahresbilanzen, besondere Studien – siehe [Ziffer 6.3.3.2](#)), deren Durchführung an zugelassene Laboratorien an Unterauftragnehmer vergeben wird;
- eines von den Behörden durchgeführten radiologischen Überwachungsplans (siehe [Ziffer 6.3.3.3](#)).

In den nachstehenden Abschnitten werden die bereits vorhandenen oder künftigen Einrichtungen für die radiologische Überwachung des atmosphärischen Kompartiments, des terrestrischen Kompartiments und des Wasserkompartiments dargelegt.

Diese Überwachung umfasst insbesondere:

- die Atmosphäre durch radiologische Überwachung der Umgebungsgammastrahlung (siehe [Ziffer 6.3.3.1.1.1](#)), des atmosphärischen Staubes (siehe [Ziffer 6.3.3.1.1.2](#)), des Lufttritiums (siehe [Ziffer 6.3.3.1.1.3](#)) und des Regenwassers (siehe [Ziffer 6.3.3.1.1.4](#));
- Grundwasser (siehe [Ziffer 6.3.3.1.2.1](#));
- Landumwelt durch Messungen an Milch und Landpflanzen (siehe [Ziffer 6.3.3.1.2.2](#)) und Oberflächenschichten und landwirtschaftliche Erzeugung (siehe [Ziffer 6.3.3.1.2.3](#));
- die aquatische Umwelt durch Messungen an Oberflächengewässern (siehe [Ziffer 6.3.3.1.3.1](#)) und an Sedimenten, Wasserpflanzen und Fischen (siehe [Ziffer 6.3.3.1.3.2](#)).

Die derzeitige Einrichtung der Probenahme- und Analysestellen, die Teil des regulatorischen Umweltüberwachungsprogramms sind, wurde von der ASN validiert. Die geografische Lage der Probenahmestationen des atmosphärischen Fachs ist in [Abbildung 6.v](#) und [Abbildung 6.w](#) dargestellt.

Die Umweltmessungen werden von kompetentem Personal durchgeführt, das für chemische und radiochemische Analysen qualifiziert ist. Diese Analysen werden von einem Labor durchgeführt, das über spezielle Geräte verfügt, die die Analyse der in der natürlichen Umgebung entnommenen Proben ermöglichen. Es unterliegt Anforderungen nach der Norm 17025 in Bezug auf Ausrüstung, Probenahme und Messtechnik, Wartung und Kalibrierung.

Gemäß dem Beschluss Nr. 2018-DC-0648 der ASN vom 16. Oktober 2018 (genehmigt durch Ministerialerlass vom 15. November 2018 zur Änderung des Beschlusses Nr. 2015-DC-0500) über die Organisation des nationalen Netzes für Messungen der Umweltradioaktivität (NMR) und des Beschlusses Nr. 2016-DC-0569 der ASN vom 29. September 2016 (genehmigt durch Ministerialerlass vom 5. Dezember 2016, zur Änderung des Beschlusses Nr. 2013-DC-0360 über die Bekämpfung der Umweltbelastung und der Auswirkungen von Kernanlagen auf Gesundheit und Umwelt werden die Maßnahmen zur Überwachung der Umwelt von zugelassenen Laboratorien übertragen. In den Absätzen nach den regulatorischen Entscheidungsschwellen sind für Proben, die aus der Umgebung des Standorts Fessenheim entnommen werden, angegeben.

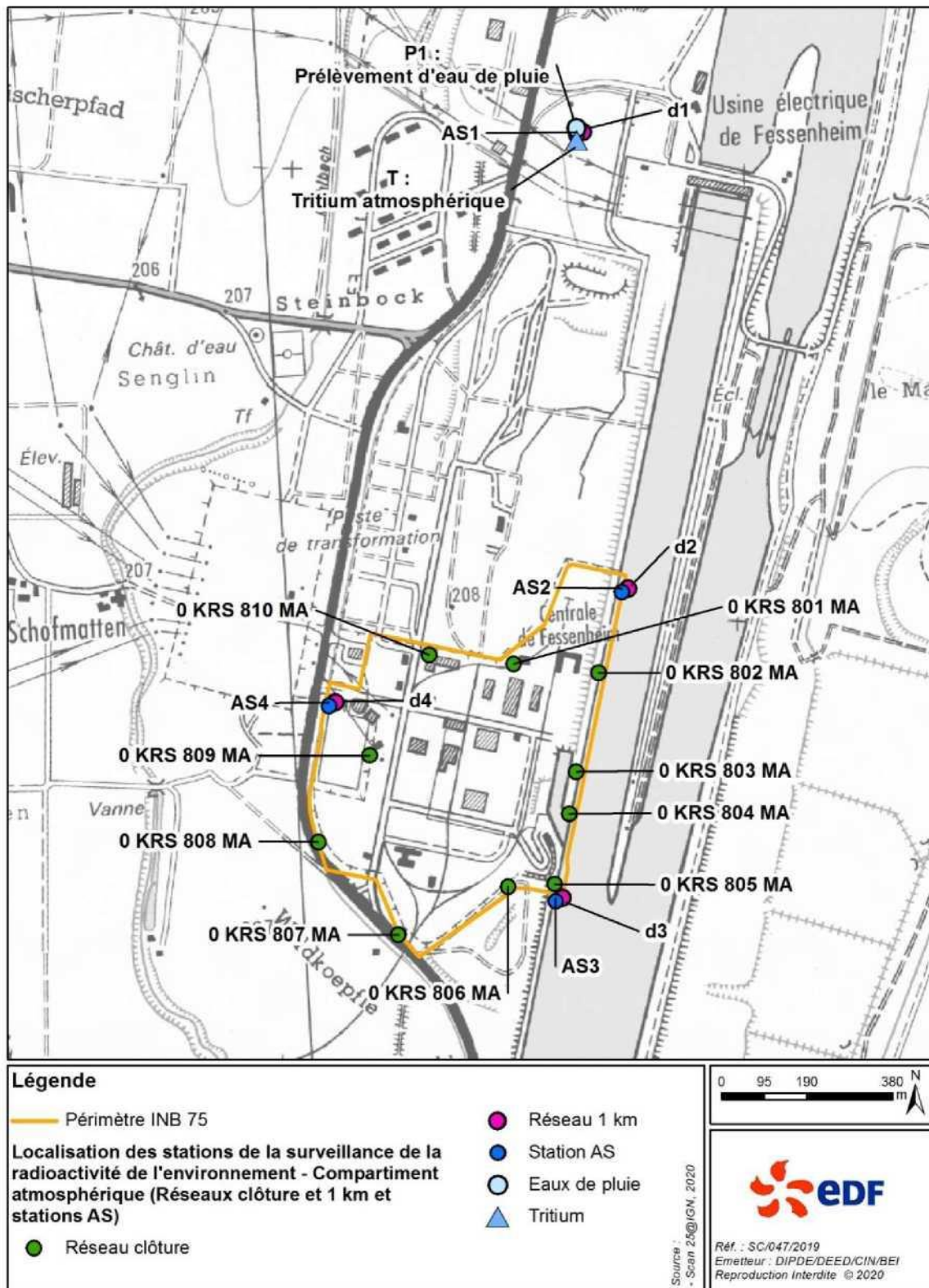


Abbildung 6.v Röntgenüberwachung der Umwelt – atmosphärischer Raum: Standort der Probenahme- und Messstationen innerhalb des Gebiets des INB Nr. 75 und seiner Nähe



Legende

Umfang INB 75

Standort der Stationen zur Überwachung der Umweltradioaktivität – atmosphärischer Teil (Netze 5 km und 10 km)

O Netzwerk 5 km

○ Netzwerk 10 km

0,075 1,5



Ref.: SC/048/2019  
 Sender: DIPOE/DEED/CIN/BEI  
 Verbotene Reproduktion © 2020

Abbildung 6.w Radiologische Überwachung der Umwelt – atmosphärisches Fach: Standort der Probenahme- und Messstationen in der Umgebung des INB Nr. 75

## 6.3.3.1. RADIOLOGISCHER ÜBERWACHUNGSPLAN

### 6.3.3.1.1. Regulatorische radiologische Überwachung des atmosphärischen Kompartiments

#### 6.3.3.1.1.1. Überwachung der Umgebungsgammastrahlung

Das Überwachungssystem für Umgebungsgammastrahlung besteht aus vier Netzwerken, die die Umgebungsgammadosis messen. Der Standort der Messstationen der verschiedenen Netze rund um den Standort Fessenheim unterliegt der Genehmigung durch die ASN.

##### 6.3.3.1.1.1.1. Netzwerk schließen

Dieses Netzwerk besteht aus zehn Stalalone-Tags zur Messung der Umgebungsgammadosis. Diese radiometrischen Markierungen werden in regelmäßigen Abständen über den Standortzaun in der Nähe des Rundwegs verteilt, um eine Messung in alle Richtungen durchzuführen. Die Tags sind von „0 KRS 801 MA“ bis „0 KRS 810 MA“ gekennzeichnet (siehe [Abbildung 6.v](#) und [Tabelle 6.o](#)).

Referenz Station	Lokalisierung
0 KRS 801 MA	Süden der Website
0 KRS 802 MA	in der Nähe des Deiches
0 KRS 803 MA	in der Nähe des nordöstlichen Winkels der Wasseraufnahme
0 KRS 804 M	zwischen Wasseraufnahme und Ableitungsanlage
0 KRS 805 M	an der südöstlichen Ecke des Standorts
0 KRS 806 M	am Fuße des Deiches, südöstlich des Ortes
0 KRS 807 MA	Süden der Website
0 KRS 808 M	Südwesten des Geländes, am Rande der D52
0 KRS 809 M	auf der Rückseite des Empfangsgebäudes
0 KRS 810 MA	an der nordwestlichen Ecke des Standorts

Tabelle 6.o Installation der Tags des „Zaunnetzes“

Sie ermöglichen die kontinuierliche Aufzeichnung und Weiterübertragung der Umgebungsdosisrate und Alarmierung bei Überschreitung des Umgebungsgrundgeräuschs (BdF). Die Alarmschwelle ist auf  $BdF + 0,114 \mu\text{Sv/h}$  festgelegt.

Die Informationen (Dosisraten und Funktionszustände) aus den Tags werden kontinuierlich an einen Zentralisator gesendet, der die Visualisierung der Daten ermöglicht. Diese Sensoren integrieren und speichern die Entwicklung der Umgebungsdosisrate in 10-Minuten-Bereichen und ermöglichen es, die minimale, maximale und mittlere Dosisrate über einen Monat zu verfolgen. Die von diesen Tags gesammelten Informationen werden monatlich in einem Register erfasst, analysiert und aufgezeichnet.

Die Überwachung der Umgebungsgammadosis wird mit der Zulassung 6\_16 des Nationalen Netzes für Messungen der Umweltradioaktivität (NMR) durchgeführt.

##### 6.3.3.1.1.1.2. Netz 1 km

Dieses Netzwerk besteht aus vier Tags zur Messung der Umgebungsgammadosis. Diese Markierungen sind in einem Umkreis von etwa 1 km nördlich, nordöstlich, nordwestlich und südöstlich an der gleichen Stelle wie AS-Stationen angeordnet. Die Tags sind von D1 bis D4 nummeriert und von „0 KRS 921 MA“ bis „0 KRS 924 MA“ gekennzeichnet (siehe [Abbildung 6.v](#) und [Tabelle 6.p](#)).

Referenz Station	Lokalisierung
0 KRS 921 MA AS1-D1	nördlich des Standorts, in der Nähe der Zufahrtsstraße zur Hydraulikanlage
0 KRS 922 MA AS2-D2	Nordosten des Standorts, am Deich, in der Nähe des Sammelzentrums für Abfälle



0 KRS 923 MA	AS3-D3	Südosten des Geländes, am linken Ufer der Wasserbuchse
0 KRS 924 MA	AS4-D4	Nordwesten des Standorts, links vom Eingang zum Hauptparkplatz des Standorts

Tabelle 6.p Installation der Tags des „Netzes 1 km“

Sie ermöglichen die kontinuierliche Aufzeichnung und Weiterübertragung der Umgebungsdosisrate und Alarmierung bei Überschreitung des Umgebungsgrundgeräuschs (BdF). Die Alarmschwelle ist auf BdF + 0,114 µSv/h festgelegt.

Die Informationen (Dosisraten und Funktionszustände) aus den Tags werden kontinuierlich an einen Zentralisator gesendet, der die Visualisierung der Daten ermöglicht. Die von diesen Sonden gesammelten Informationen werden monatlich in einem Register erfasst, analysiert und aufgezeichnet.

Die Überwachung der Umgebungsgammadosis wird mit der Zulassung 6\_16 des Nationalen Netzes für Messungen der Umweltradioaktivität (NMR) durchgeführt.

6.3.3.1.1.1.3. Netz 5 km

Dieses Netz, das sich möglichst nah an den Populationen befindet, besteht aus drei eigenständigen Tags für Messungen der Umgebungsgammadosis. Diese radiametrischen Markierungen wurden in den Gemeinden Geisswasser, Rumersheim-Le-Haut und Heiteren installiert. Die Tags sind von „0 KRS 911 MA“ bis „0 KRS 913 MA“ gekennzeichnet (siehe [Abbildung 6.w](#) und [Tabelle 6.q](#)).

Dieses Netz soll Informationen über die Entwicklung der Expositionsraten gegenüber Umgebungsgammastrahlung im Falle eines Vorfalls liefern und alle abnormalen Situationen erkennen.

Referenz Station	Lokalisierung
0 KRS 911 MA	Geisswasser
0 KRS 912 M	Rumersheim-Le-Haut
0 KRS 913 MA	Heiteren

Tabelle 6.q Installation der Tags des „Netzes 5 km“

Sie ermöglichen die kontinuierliche Aufzeichnung und Weiterübertragung der Umgebungsdosisrate und Alarmierung bei Überschreitung des Umgebungsgrundgeräuschs (BdF). Die Alarmschwelle ist auf BdF + 0,114 µSv/h festgelegt.

Die Informationen (Dosisraten und Funktionszustände) aus den Tags werden kontinuierlich an einen Zentralisator gesendet, der die Visualisierung der Daten ermöglicht. Die von diesen Sonden gesammelten Informationen werden monatlich in einem Register erfasst, analysiert und aufgezeichnet.

Die Überwachung der Umgebungsgammadosis wird mit der Zulassung 6\_16 des Nationalen Netzes für Messungen der Umweltradioaktivität (NMR) durchgeführt.

6.3.3.1.1.1.4. Netzwerk 10 km

Dieses Netz wurde auf Initiative des Betreibers errichtet und ist daher nicht Teil der Regulierungsaufsicht. Die folgenden Informationen sind unverbindlich.

Dieses Netz, das sich in einem Umkreis von 10 km um den Standort befindet, besteht aus zehn Stalalone-Tags zur Messung der Umgebungsgammadosis. Diese radiametrischen Beacons wurden in Gebieten mit hoher Bevölkerungsdichte installiert. Sie sind von „0 KRS 931 MA“ bis „0 KRS 940 MA“ gekennzeichnet (siehe [Abbildung 6.w](#) und [Tabelle 6.r](#)).

Referenz Station	Lokalisierung
0 KRS 931 MA	Nambsheim
0 KRS 932 MA	Chalampé
0 KRS 933 M	Blodelsheim
0 KRS 934 M	Munschouse
0 KRS 935 M	Ensisheim
0 KRS 936 MA	Hirtzfelden
0 KRS 937 MA	Fessenheim
0 KRS 938 MA	Rustenhart
0 KRS 939 M	Balgau
0 KRS 940 M	Neun Brisach

Tabelle 6.r Installation der Tags des „Netzes 10 km“

Sie ermöglichen die kontinuierliche Aufzeichnung und Weiterübertragung der Umgebungsdosisrate und Alarmierung bei Überschreitung des Umgebungsgrundgeräuschs (BdF). Die Alarmschwelle ist auf BdF + 0,114 µSv/h festgelegt.

6.3.3.1.1.2. Überwachung der atmosphärischen Staubaktivität

Vier Stationen zur kontinuierlichen Staubabsaugung von Luftstaub (Aerosolen), die von AS1 bis AS4 nummeriert sind, befinden sich im Umkreis von 1 km an den gleichen Überwachungspunkten wie das System der Radiametrischen Tags „1 km“ (Tags D1 bis D4) (siehe [Abbildung 6.v](#) und [Tabelle 6.s](#)).

Referenz Station	Lokalisierung
0 KRS 921 MA	AS1-D1 nördlich des Standorts, in der Nähe der Zufahrtsstraße zur Hydraulikanlage
0 KRS 922 MA	AS2-D2 Nordosten des Standorts, am Deich, in der Nähe des Sammelzentrums für Abfälle
0 KRS 923 MA	AS3-D3 Südosten des Geländes, am linken Ufer der Wasserbuchse
0 KRS 924 MA	AS4-D4 Nordwesten des Standorts, links vom Eingang zum Hauptparkplatz des Standorts

Tabelle 6.s Installation von atmosphärischen Staubabsaugstationen

Die Staubabsaugung auf Filter erfolgt kontinuierlich über einen Zeitraum von 24 Stunden. Die Filter werden zusammen mit ihren Proben zur Analyse an das Labor weitergeleitet. Es wird eine tägliche Analyse des Gesamtbetaaktivitätsindex, der auf die künstliche Radioaktivität von J+ 6 zurückzuführen ist, sowie eine monatliche Isotopenanalyse anhand von gammaspektrometrischen Tagesfiltern einer Station durchgeführt.

Mit diesen Maßnahmen kann sichergestellt werden, dass bei Aerosolen künstlicher Herkunft 10 mBq.m<sup>-3</sup> der gesetzlich vorgeschriebene Aktivitätsgrenzwert eingehalten wird, der in der Luft auf Bodenebene bei einer Gesamtbetaaktivität gemessen wird. Bei Überschreitung des Wertes von 2 mBq/m<sup>3</sup> der Gesamtbetaaktivität an J+ 6 Tagen wird eine komplementäre Isotopenanalyse mittels Gammaskopmetrie durchgeführt.

Die regulatorischen Entscheidungsschwellen für die Analyse der Filter sind in [Tabelle 6.t](#) aufgeführt.

Messung	Schwellenwerte für regulatorische Entscheidungen
Gesamtbeta (für eine 24-Stunden-Probenahme)	$2,5 \cdot 10^{-4} \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$
Gammaspektrometrie (monatliche Filterzusammenstellung)	$10^{-5} \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ (in $^{137}\text{Cs}$ )
Gammaspektrometrie (komplementäre Isotopenanalyse)	$5 \cdot 10^{-5} \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ (in $^{137}\text{Cs}$ )

Tabelle 6.t Regulatorische Entscheidungsschwellen für die radiologischen Filter-Aerosolanalysen

Die Probenentnahmeschritte werden mit den Zulassungen 4\_01, 4\_02 und 4\_04 des Nationalen Netzes zur Messung der Umweltradioaktivität (NMR) durchgeführt.

#### 6.3.3.1.1.3. Überwachung der Aktivität von Tritium in der Luft

An der Station AS1 wird unter den vorherrschenden Winden eine Vorrichtung zur Probenahme von atmosphärischem Tritium durch Barbotage eingesetzt (siehe [Abbildung 6.v](#)).

Die kontinuierliche Probenahme von atmosphärischem Tritium in jedem der vorgeschriebenen Zeiträume (1. bis 7, 8. bis 14, 15. bis 21. und 22. bis Ende des Monats auf mehr oder weniger einen Tag) wird am Ende jedes Zeitraums analysiert. Eine Flüssigszintillationsmessung von Tritium ermöglicht es, die Tritiumaktivität im Wasser des Barboters für jeden regulatorischen Zeitraum zu bestimmen.

Mit diesen Maßnahmen kann sichergestellt werden, dass der vorgeschriebene Aktivitätsgrenzwert eingehalten wird, der in der Luft in Tritium-Bodenhöhe von  $50 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$  gemessen wird.

Die regulatorische Entscheidungsschwelle für atmosphärische Tritiumanalysen an der Station AS1 beträgt  $0,5 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ .

Die Probenentnahmeschritte werden mit der Zulassung 5\_05 des Nationalen Netzes zur Messung der Umweltradioaktivität (NMR) durchgeführt.

#### 6.3.3.1.1.4. Überwachung der Regenwasseraktivität

Eine Vorrichtung zur Entnahme von Regenwasser durch einen Niederschlagsammler wird unter den vorherrschenden Winden an der Station AS1 angebracht (siehe [Abbildung 6.v](#)).

Das Regenwasser wird kontinuierlich über einen Zeitraum von 15 Tagen durch einen Niederschlagsammler mit einer zweimonatlichen Bestimmung der globalen Beta- und Tritium-Aktivitäten entnommen. Die Regenwasserdose wird alle zwei Wochen systematisch gewechselt und kann eventuell häufiger gewechselt werden, um dem Niederschlagsvolumen Rechnung zu tragen.

Die Schwellenwerte für regulatorische Entscheidungen, die den Analysen von Regenwasser entsprechen, sind in [Tabelle 6.u](#) aufgeführt.

Messung	Schwellenwerte für regulatorische Entscheidungen
Globale Beta	0,25 Bq/L
Tritium	10 Bq/L

Tabelle 6.u Regulatorische Entscheidungsschwellen für radiologische Regenwassermessungen

Die Probenentnahmeschritte werden mit den Zulassungen 1\_04 und 1\_05 des Nationalen Netzes zur Messung der Umweltradioaktivität (NMR) durchgeführt.

### 6.3.3.1.2. Regulatorische radiologische Überwachung des terrestrischen Kompartiments

#### 6.3.3.1.2.1. Überwachung des Grundwassers

Die radiologische Überwachung des Grundwassers ist in [Kapitel 5 Absatz 5.3.1.2](#) beschrieben.

#### 6.3.3.1.2.2. Überwachung von Landpflanzen und Milch

##### Terrestrische Pflanzen

In der Nähe des Standorts werden Pflanzen aus einem Gebiet unter den vorherrschenden Winden entnommen. Die

Proben werden, soweit möglich, von Jahr zu Jahr an denselben Stationen geerntet, um den Vergleich und die Auswertung der Ergebnisse zu erleichtern.

Bei dieser Probenahme wird eine Gammaskpektrometrie durchgeführt, die insbesondere die monatliche Kaliumaktivität 40 sowie eine Messung der vierteljährlichen Kohlenstoffaktivität 14 ergibt. Diese Analysen werden jährlich durch eine Messung von freiem Tritium (HTO) und organischem Tritium (TOL) ergänzt.

Milch

Wenn möglich wird auch eine Milchentnahme in der Nähe der Anlage (0-10 km) vorgenommen. Die Proben werden, soweit möglich, von Jahr zu Jahr an denselben Stationen geerntet, um den Vergleich und die Auswertung der Ergebnisse zu erleichtern.

Bei dieser Probenahme wird eine Gammaskpektrometrie durchgeführt, die insbesondere die monatliche Kaliumaktivität 40 ergibt, sowie eine Messung der Kohlenstoffaktivität 14, Tritium (HTO) und Strontium 90 bei Jahresfrequenz.

Die Schwellenwerte für regulatorische Entscheidungen, die den Analysen von Landpflanzen und Milch entsprechen, sind in [Tabelle 6.v](#) aufgeführt.

Art der Abgabe	Messung	Häufigkeit	Schwellenwerte für regulatorische Entscheidungen
Terrestrische Pflanzen	Gammaskpektrometrie	Monatlich	0,5 Bq/kg Sek. ( <sup>137</sup> Cs)
	Kohlenstoff 14	Vierteljährlich	Unsicherheit & 15 %
	Tritium (HTO und TOL)	Jährlich	10 Bq/L
Milch	Gammaskpektrometrie	Monatlich	–
	Kohlenstoff 14	Jährlich	Unsicherheit & 15 %
	Tritium	Jährlich	10 Bq/L
	Strontium 90	Jährlich	—

Tabelle 6.v Regelmäßige Entscheidungsschwellen und Häufigkeit der radiologischen Messungen für Landpflanzen und Milch

Die Probenentnahmeschritte werden mit den Zulassungen 3\_01, 3\_02, 3\_05, 3\_06 und 3\_07 des Nationalen Netzes zur Messung der Umweltradioaktivität (NMR) durchgeführt.

6.3.3.1.2.3. Überwachung der Oberflächenschichten der landwirtschaftlichen Flächen und der landwirtschaftlichen Erzeugung

Oberflächenschichten von Land

Es wird eine jährliche Entnahme von Oberflächenschichten in einem Gebiet unter den vorherrschenden Winden durchgeführt. Die Proben werden, soweit möglich, von Jahr zu Jahr an denselben Stationen geerntet, um den Vergleich und die Auswertung der Ergebnisse zu erleichtern.

Bei dieser jährlichen Probenahme wird eine Gammaskpektrometrie durchgeführt, die insbesondere die Aktivität von Kalium 40 ergibt.

Landwirtschaftliche Produktionen

Es wird eine jährliche Entnahme von landwirtschaftlichen Erzeugnissen, insbesondere in Gebieten unter den vorherrschenden Winden, vorgenommen. Die Proben werden, soweit möglich, von Jahr zu Jahr an denselben Stationen geerntet, um den Vergleich und die Auswertung der Ergebnisse zu erleichtern.

Bei dieser jährlichen Probenahme wird eine Gammaskpektrometrie durchgeführt, die insbesondere die Aktivität von Kalium 40 und Messungen von freiem Tritium (HTO) und organisch gebundenem Tritium (TOL) ermöglicht.

Die Schwellenwerte für regulatorische Entscheidungen, die den Analysen der Flächenschichten und der landwirtschaftlichen Erzeugung entsprechen, sind in [Tabelle 6.w](#) aufgeführt.

Art der Abgabe	Messung	Häufigkeit	Schwellenwerte für regulatorische Entscheidungen
----------------	---------	------------	--

Oberflächenschichten des Landes	Gammastrahlung	Jährlich	0,5 Bq/kg Sek. ( <sup>137</sup> Cs)
Produktionen landwirtschaftliche Betriebe	Gammastrahlung	Jährlich	0,5 Bq/kg frisch ( <sup>137</sup> Cs)
	Tritium (HTO und TOL)	Jährlich	10 Bq/L

Tabelle 6.w Regelmäßige Entscheidungsschwellen und Häufigkeit der radiologischen Messungen für Oberflächenschichten landwirtschaftlicher Flächen und landwirtschaftliche Produktionen

Die Probenentnahmeschritte werden mit den Zulassungen 3\_01, 3\_02 und 3\_05 (landwirtschaftliche Produktionen) und 2\_01 und 2\_02 (Oberflächenschichten) des Nationalen Netzes zur Messung der Umweltradioaktivität (NMR) durchgeführt.

### 6.3.3.1.3. Regulatorische radiologische Überwachung des Wasserkompiments

#### 6.3.3.1.3.1. Überwachung von Oberflächengewässern

Bei jeder Ableitung radioaktiver flüssiger Stoffe aus den Behältern wird eine halbabweisende Probenahme durchgeführt. Diese Probenahme erfolgt anhand einer stündlichen Probe auf der Ebene der nachgeschalteten Multiparameter-Station. Die Proben werden an das Labor weitergeleitet, das eine Messung des gefilterten Wassers (Bestimmung der Gesamtbetaaktivität, des Kaliums und des Tritiums) und des Suspensionsmaterials (Gesamtbetaaktivität) durchführt. Diese Analysen ermöglichen es, die Einhaltung der stündlichen Aktivitätswerte zur halben Ablehnung und des Tagesdurchschnitts in den Rückwurfperioden und außerhalb der Rückwurfperioden zu gewährleisten.

Darüber hinaus wird bei jeder Ableitung auch eine Probenahme vor dem Standort an der vorderen Multiparameter-Station vorgenommen. Diese Proben werden aufbewahrt, um mögliche Messungen für den Fall zu ermöglichen, dass die Ergebnisse der Messungen im Einzugsgebiet des Gebiets die für das Gebiet zulässigen regulatorischen Grenzwerte erreichen.

Darüber hinaus werden auch außerhalb der Ableitungszeiträume der Tanks des INB Nr. 75 die Aktivität von Tritium an einer täglichen durchschnittlichen aliquoten Probe des Wassers des Aufnahmemediums an der nachgelagerten Multiparameter-Station gemessen. Ein ausreichender Teil des Volumens der entnommenen Stundenproben wird aufbewahrt, um etwaige zusätzliche Messungen durchzuführen.

Erreichen die Messergebnisse die in Tabelle 6.x genannten Volumenwerte, setzt der Luftfahrtunternehmer die eventuell laufende Freisetzung aus und führt die folgenden zusätzlichen Untersuchungen durch:

- Maßnahmen zur Vorababgabe, um den Ursprung dieses Aktivitätsniveaus zu ermitteln;
- Messungen der Tritiumaktivität an den einzelnen Stundenproben im Einflussbereich Ableitungen aus dem Gebiet, wenn sich herausstellt, dass die Ableitungen flüssiger Stoffe aus dem Standort zu diesem Aktivitätsgrad führen können;
- Gammastrahlungsmessungen der betreffenden Proben.

Die Ablehnung kann erst nach der Analyse der Ergebnisse dieser Untersuchungen und der Durchführung etwaiger Maßnahmen zur Einhaltung der in Tabelle 6.x genannten regulatorischen Grenzen der Volumenaktivität wieder aufgenommen werden.

Einstellungen	Stündliche Volumenaktivität in der Mitte der Ablehnung	Durchschnittliche tägliche Volumenaktivität Während der Ablehnungsphase	Außerhalb des Ablehnungszeitraums
Tritium	280	140	100
Beta-Sender (ausgenommen <sup>40</sup> K und <sup>232</sup> Th)	2	—	—

Tabelle 6.x Regulierungsgrenzen für gemessene Volumetätigkeiten in der Umwelt Wasser (Bq/L)

Die Probenentnahmeschritte werden mit den Zulassungen 1\_01, 1\_02, 1\_04 und 1\_05 des Nationalen Netzes zur Messung der Umweltradioaktivität (NMR) durchgeführt.

#### 6.3.3.1.3.2. Überwachung von Sedimenten, Wasserpflanzen und Fischen

Im Rahmen der regulatorischen Überwachung der Radioaktivität der aquatischen Umwelt am Standort Fessenheim werden jährliche Probenahmen von Sedimenten, Wasserpflanzen und Fischen im Rhein und im Grand Canal d'Alsace vor und nach dem Standort vorgenommen.

Probenahmestationen für jede Art von Probenahme ermöglichen die Bewertung eines möglichen Beitrags der Ableitungen flüssiger radioaktiver Stoffe im Zusammenhang mit dem Betrieb des Standorts zur Einbringung künstlicher Radionuklide in das Wasserkompartiment. Die Proben werden, soweit möglich, von Jahr zu Jahr an denselben Stationen geerntet, um den Vergleich und die Auswertung der Ergebnisse zu erleichtern.

Bei den jährlichen Probenahmen von Sedimenten, Wasserpflanzen und Fischen wird eine Gammaskopimetrie durchgeführt. Bei Fischen wird auch eine Messung von Kohlenstoff 14 und eine Messung von organisch gebundenem Tritium (TOL) durchgeführt.

Die Entscheidungsschwellen für die Analyse von Sedimenten, Wasserpflanzen und Fischen sind in [Tabelle 6.y](#) [aufgeführt](#).

Art der Abgabe	Messung	Häufigkeit	Schwellenwerte für regulatorische Entscheidungen
Sedimente	Gammaspektrometrie	Jährlich	0,5 Bq/kg Sek. ( <sup>137</sup> Cs)
Wasserpflanzen	Gammaspektrometrie	Jährlich	0,5 Bq/kg Sek. ( <sup>137</sup> Cs)
Fische	Gammaspektrometrie	Jährlich	0,5 Bq/kg frisch ( <sup>137</sup> Cs)
	Kohlenstoff 14	Jährlich	Unsicherheit & 15 %
	Tritium (TOL)	Jährlich	10 Bq/L

Tabelle 6.y Regelmäßige Entscheidungsschwellen und Häufigkeit der radiologischen Messungen für Landpflanzen und Milch

Die Probenentnahmeschritte werden mit den Zulassungen 2\_01 und 2\_02 (Sediment) und 3\_01, 3\_02, 3\_05 und 3\_06 (aquatische Fauna und Flora) des Nationalen Netzes zur Messung der Umweltradioaktivität (NMR) durchgeführt.

#### 6.3.3.1.4. Zusammenfassung der radiologischen Überwachung der Umwelt

Tabelle 6.z, Tabelle 6.aa und Tabelle 6.bb fassen die gesamte radiologische Überwachung der Umgebung des Standorts Fessenheim zusammen.

Umweltfach	Art der Kontrolle	Lokalisierung	Häufigkeit	Parameter oder Analysen
Umgebungsradioaktivität	Netzwerk schließen	10 Stationen am Rande des Standorts	Fortfahren	Umgebungs-Gamma-Dosis-Durchfluss
	Netz 1 km	4 Stationen im Umkreis von 1 km	Fortfahren	
	Netz 5 km	3 Stationen im Umkreis von 5 km	Fortfahren	
	Netzwerk 10 km <sup>31</sup>	10 Stationen im Umkreis von 10 km	Fortfahren	
Luft auf Bodenhöhe	Atmosphärischer Staub	4 Stationen im Umkreis von 1 km (AS1 – unter dem vorherrschenden Wind, AS2, AS3, AS4)	Täglich	Bestimmung der Gesamtbetaaktivität und der Gesamtbeta über 2 mBq/m <sup>3</sup> Gammaspektrometrie
			Monatlich	Gammaspektrometrie auf Bündelung der täglichen Filter einer Station
	Atmosphärisches Tritium	Unter den vorherrschenden Winden, AS1-Station	Wöchentlich	Tritium
Atmosphärischer Niederschlag	Regenwasser	Unter den vorherrschenden Winden, AS1-Station	Zweimonatlich	Globale Beta
				Tritium

Tabelle 6.z Übersichtstabelle der regulatorischen radiologischen Überwachung in der Atmosphäre

<sup>31</sup>Dieses Netz ist keine regulatorische Verpflichtung. Es wurde auf Initiative des Betreibers eingerichtet.

Art der Abgabe	Messung	Häufigkeit	Schwellenwerte für regulatorische Entscheidungen
Terrestrische Pflanzen	In einem Gebiet unter dem vorherrschenden Wind in der Nähe des Standorts	Monatlich	Gammaspektrometrie
		Vierteljährlich	Kohlenstoff 14
		Jährlich	Tritium (HTO und TOL)
Milch	Wenn möglich in der Nähe der Anlage (0-10 km)	Monatlich	Gammaspektrometrie
		Jährlich	Kohlenstoff 14
		Jährlich	Tritium (HTO)
		Jährlich	Strontium 90
Oberflächenschichten von Land	Unter den vorherrschenden Winden	Jährlich	Gammaspektrometrie
Landwirtschaftliche Produktionen	Wenn möglich unter den vorherrschenden Winden	Jährlich	Gammaspektrometrie
			Tritium (HTO und TOL)

Tabelle 6.aa Übersichtstabelle der regulatorischen radiologischen Überwachung in der Bodenabteil

Art der Abgabe	Messung	Häufigkeit	Schwellenwerte für regulatorische Entscheidungen
Oberflächenwasser	Einflussbereich der Freisetzungen vom Standort	Zeitplan (halbe Ableitung bei jeder Ableitung der Tanks)	Gesamtbeta, Kalium und Tritium (gefiltertes Wasser) Gesamtbeta (MES)
	Außerhalb der Einwirkungszone des Standorts (vorwärts)	Aliquoten-Tagesdurchschnitt	Tritium
Sedimente	Einwirkungsbereich der Freisetzungen vom Standort und außerhalb des Einwirkungsbereichs der Freisetzungen des Standorts	Jährlich	Gammaspektrometrie
Wasserpflanzen		Jährlich	Gammaspektrometrie
Fische		Jährlich	Gammaspektrometrie
		Jährlich	Kohlenstoff 14
		Jährlich	Tritium (TOL)

Tabelle 6.bb Übersichtstabelle der regulatorischen radiologischen Überwachung in der Wasserfach

### 6.3.3.2. RADIOECOLOGISCHE STUDIEN

Ergänzend zu den Analysen im Rahmen der Regulierungsaufsicht hat EDF eine eigene Studienstrategie entwickelt, um den Beitrag des CNPE Fessenheim zur Zufuhr künstlicher Radionuklide in das Empfängermedium so genau wie möglich zu bewerten.

So wurde seit 1992 eine Überwachung der Gammaaktivität durch Maßnahmen auf niedriger Ebene von Umweltmatrizen an Land (Boden, Pflanzen, Milch) und kontinentalen oder marinen Gewässern (Sedimente, Pflanzen, Fische usw.) auf dem gesamten in Betrieb befindlichen Bestand eingeführt. Diese Analysen wurden im Jahr 2000 durch die Charakterisierung der Aktivität von freiem Tritium (HTO) und 2012 durch die Messung von organisch gebundenem Tritium (TOL) und Kohlenstoff 14 (<sup>14</sup>C) ergänzt. Auch Messungen von Nickel 63, Eisen 55 und bestimmten Alpha-Radionukliden werden auf bestimmten Matrizen mit zehnjähriger Frequenz durchgeführt.

Im Rahmen dieser Studien werden die Probenahmestationen und die Art der gesammelten Proben ausgewählt, damit die Ergebnisse mit den Ergebnissen früherer Studien verglichen werden können, wobei die wichtigsten wirtschaftlichen



Tätigkeiten in der Region und die örtlichen Gegebenheiten, insbesondere die Windkraft, berücksichtigt werden. So befinden sich die Probenahmestationen unter und außerhalb des Einflusses der Ableitungen flüssiger radioaktiver Stoffe in die Atmosphäre. Bei den ausgewählten Proben handelt es sich um Vektoren für die direkte oder indirekte Übertragung von Radioaktivität auf Mensch und Umwelt. Böden und Sedimente zeichnen sich auch durch eine Korngröße und eine Bestimmung der organischen Substanzkonzentration aus. Der im Rahmen dieser jährlichen radioökologischen Überwachung erstellte Bericht wird in den jährlichen Umweltüberwachungsbericht des Standorts aufgenommen.

Alle zehn Jahre wird ab dem durchschnittlichen Zeitpunkt der Inbetriebnahme jedes CNPE eine zehnjährige Radioökologiebilanz durchgeführt. Die Arbeiten des CNPE Fessenheim erfolgten 1989, 1998 und 2009, d. h. 12, 21 bzw. 32 Jahre nach der Kopplung an das Tranchennetz. Um die Charakterisierung der Radioaktivitätswerte in der Umwelt zu ergänzen, sind zusätzlich zur Bestimmung der Aktivität im Zustand von Spuren, Gamma-Strahlradionukliden, freiem Tritium (HTO), organisch gebundenem Tritium (TOL) und Kohlenstoff 14 die Alpha-Strahler-Radionuklide (Plutonium 238 ( $^{238}\text{Pu}$ )) gekennzeichnet. Plutonium 239 und 240 ( $^{239+240}\text{Pu}$ ), Americium 241 ( $^{241}\text{Am}$ ) und andere Beta-Radionuklide wie Strontium 90 ( $^{90}\text{Sr}$ ), Nickel 63 ( $^{63}\text{Ni}$ ) usw. Um diese Analysen durchzuführen, werden im Vergleich zu den jährlich durchgeführten Studien eine größere Anzahl und eine größere Vielfalt von Proben gesammelt (siehe [Paragraf 6.1.4](#) und [Paragraf 6.1.5](#)).

### 6.3.3.3. ÜBERWACHUNG DURCH AUTORITÄTEN

Die ASN lässt systematisch auf eigene Rechnung Kontrollen durch eine Sachverständigenorganisation durchführen, die von der ASN (IRSN) unterstützt wird.

Parallel zu seiner eigenen Überwachung sammelt der Standort Fessenheim die Proben, die von den im Eigentum des IRSN befindlichen Umweltüberwachungsgeräten entnommen wurden. Die im Auftrag der ASN vorgenommenen Lastschriften werden zur Analyse an das IRSN weitergeleitet.

Die Überwachungspläne, die von der NSA beantragt und von der IRSN um die Anlagen herum durchgeführt werden, berücksichtigen die Art des Betriebs und deren Freisetzungen. Diese Pläne variieren je nach geografischer Umgebung der Anlage. Sie erfüllen zwei Ziele:

- Früherkennung eines Vorfalls oder eines radiologischen Ereignisses durch Telemetrik-Tags (Teleray-Tag);
- die Bewertung der Aktivitätsraten, die in Proben aus verschiedenen Umweltkompartimenten gemessen werden, die durch Ableitungen flüssiger Stoffe oder in die Atmosphäre der überwachten Anlage gekennzeichnet sein können.

Das Monitoringkonzept in der Nähe des Standorts Fessenheim umfasst insbesondere:

- eine kontinuierliche Messung der Umgebungs-Gammadosis-Durchflussmenge durch die radiometrischen Sonden des Standorts (das nächstgelegene Teleray-Tag ist Blodelsheim, das etwa 3 km entfernt liegt);
- eine wöchentliche Probenahme von atmosphärischem Staub an der Station AS1 jeden Montag, die tagsüber an die IRSN versandt wird;
- eine kontinuierliche Entnahme von Regenwasser aus der AS1-Station, die wöchentlich (1, 8, 15, 22 jedes Monats auf mehr oder weniger einen Tag) oder bei starkem Regen gewonnen und monatlich zur Analyse an das IRSN geschickt wird;
- eine Schlammprobe am Ende des repräsentativen Monats des vorderen Monats (in Kembs) und im Abfluss (in Vogelgrun) des Standorts, die monatlich an das IRSN gesendet wird;
- eine kontinuierliche Entnahme im Grand Canal d'Alsace am Berg (in Kembs) und im Abfluss (in Vogelgrun) durch Wasserkollektor, Entnahmen, die etwa alle drei Tage abgeholt und monatlich an das IRSN geschickt werden.

Die durch diese Überwachung gewonnenen Daten werden mit den vom Betreiber durchgeführten Messungen verglichen und auf die Website des nationalen Messnetzes exportiert: <https://www.mesure-radioactivite.fr>.

# 6.4. VERMEIDUNGS- UND REDUZIERUNG DER AUSWIRKUNGEN UND AUSGLEICHSMASSNAHMEN

Die Auswirkungen des Abbaus auf den radiologischen Zustand der Umwelt hängen mit der Ableitung radioaktiver Stoffe während des elektromechanischen Abbaus und der Sanierung zusammen. Die elektromechanischen Stilllegungs- und Sanierungsarbeiten werden organisiert, um die Auswirkungen radioaktiver Freisetzungen so weit wie möglich zu vermeiden und um diejenigen zu verringern, die im Hinblick auf die Verwendung der besten verfügbaren Techniken unter akzeptablen technischen und wirtschaftlichen Bedingungen nicht vermieden werden können.

In diesem Abschnitt werden die möglichen Auswirkungen des INB-Abbauprojekts Nr. 75 auf die Radioökologie sowie die Maßnahmen zur Vermeidung und/oder Verringerung dieser Auswirkungen und der damit verbundenen Kosten in einer Übersichtstabelle dargestellt. Diese Maßnahmen stehen im Einklang mit den in [Kapitel 2 Ziffer 2.7.1](#) dargelegten Grundsätzen und dem ERC-Ansatz.

	Maßnahmen zur Vermeidung und/oder Verringerung der Auswirkungen	Wirkung der Maßnahme	Damit verbundene Kosten
Ableitungen von Abwässern radioaktiv in der Atmosphäre	Die FSD-Dekontamination (Full System Decontamination) in der Phase des Vorabbaus des Primärkreislaufs reduziert die radioaktive Freisetzung in die Atmosphäre und die Suspension radioaktiver Stoffe beim Schneiden.	Verringerung	Kosten der Dekontamination: geschätzte 15 Mio. EUR
	Die Tätigkeiten, die radioaktive Freisetzungen in die Atmosphäre erzeugen, werden auf das absolut Notwendige reduziert. So wird beispielsweise für bestimmte Anlagenteile eine Abfallentsorgung in Einheitsteilen (sogenannte „Monobloc-Management“) in Betracht gezogen, d. h. der Abfall besteht aus dem Teil selbst ohne Umschnitt.	Verringerung	Integriert in die Stilllegungskosten
	Durch den Einsatz gering emittierender Schneidverfahren können auch die radioaktiven Freisetzungen in die Atmosphäre reduziert werden. Wie in <a href="#">Kapitel 2 Ziffer 2.7.3.1</a> dargelegt, sind die Techniken der mechanisches Schneiden wird bevorzugt, da sie insbesondere die Freisetzung in die Atmosphäre begrenzen. Die thermischen Schnitte werden jedoch durchgeführt, wenn das mechanische Schneiden nicht am besten geeignet ist. Bei Verwendung des thermischen Schneidens wird der Laser gegenüber Plasma bevorzugt, da er einen dünneren Schnitt ermöglicht und damit die damit verbundenen Ableitungen reduziert (EC-CND-WP7, 200932).	Verringerung	Integriert in die Stilllegungskosten

32EC-CND-WP7 – Dismantling Techniques, Dekontamination Techniques, Dissemination of Best Practice, Experience and

---

Know-how – 2009.

	Maßnahmen zur Vermeidung und/oder Verringerung der Auswirkungen	Wirkung der Maßnahme	Damit verbundene Kosten
Ableitungen flüssiger radioaktiver Stoffe	Die Wahl des Abbaus von Reaktortanks und deren Innenräumen unter Wasser und nicht unter Luft ermöglicht eine Verringerung der Ableitungen radioaktiver Stoffe in die Atmosphäre. Bei diesen Anlagen seien nämlich die Ableitungen radioaktiver Stoffe in die Atmosphäre bei einer Zersplitterung unter Luft zu groß.	Verringerung	Integriert in die Stilllegungskosten
	Die Einhaltung der Bestimmungen der radiologischen Sauberkeit trägt indirekt dazu bei, die radioaktiven Freisetzungen in die Atmosphäre zu minimieren.	Verringerung	Integriert in die Stilllegungskosten
	Der während der Stilllegung und Sanierung anfallende Staub wird durch ein System zurückgewonnen, das aus einer Absaugung an der Quelle und einer Baustellenfiltration besteht. Diese Maßnahme wird von internationalen Organisationen anerkannt und von vielen anderen Kernkraftwerksbetreibern weltweit umgesetzt. Die Wahl von zentralisierten Werkstätten in BR und BAN mit entsprechender Belüftung oder die Einrichtung von Sicherheitsschleusen, die ebenfalls mit einer geeigneten Belüftung ausgestattet sind, ermöglichen eine Begrenzung der Freisetzungen in die Atmosphäre.	Verringerung	Kosten für die Montage/Demontage der Baustellenschleusen: ca. 1 KEUR pro Schleuse
	Bei den eingesetzten Filtern handelt es sich um hocheffiziente Filter (THE) mit einem Wirkungsgrad von mindestens 1000, die den besten verfügbaren Techniken zur Behandlung von Abwässern in die Atmosphäre entsprechen. Die Verwendung solcher Filter für Aerosolretention ist international weithin anerkannt (IAEO, 201433; OECD, 200334; EA, 19935; NVF/DG001, 200936) und von fast allen Betreibern weltweit umgesetzt.	Verringerung	Kosten für die Wartung von THE-Filtern: ca. 10 KEUR pro Jahr
	Die Ableitungen flüssiger Abwässer werden vor der Ableitung nach ihren Merkmalen behandelt und kontrolliert, um die abgeworfene Aktivität zu begrenzen. Die Behandlungen für flüssige radioaktive Abwässer werden international anerkannt und von allen Betreibern kerntechnischer Stromerzeugungsanlagen durchgeführt. Diese Maßnahmen betreffen insbesondere: Filtration und Verarbeitung auf Ionenaustauschharzen.	Verringerung	Kosten für die Installation der Reinigungs- und Filtrationsanlage: ca. 230 KEUR
	Insbesondere werden in Ergänzung des TEU-Systems spezifische, angepasste und leistungsfähige Rückbaubehandlungssysteme eingeführt, um die Abwässeraktivität vor ihrer Ableitung zu verringern.	Verringerung	Kosten für die Installation des Spänrückgewinnungssystems beim Schneiden: 58 KEUR

Tabelle 6.cc Maßnahmen zur Vermeidung und/oder Verringerung der Auswirkungen auf radioaktive Freisetzungen

Schornsteine für die Freisetzung radioaktiver Stoffe in die Atmosphäre sind mit kontinuierlichen Überwachungseinrichtungen ausgestattet. Diese Überwachung gewährleistet die Leistung der

33 Internationale Atomenergie-Organisation (IAEO) – TECDOC-1744 – Treatment of Radioactive Gaseous Waste – 2014.

34 Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) – Effluent release options from nuclear installations. Technische Hintergrund und Regulatory Aspekte – 2003.

35 Environment Agency (EA) – Technical Guidance Note A5, Abatement of Atmospheric Radioactive Releases from Nuclear Facilities – 1998.

36 NVF/DG001, Nuclear industry guidance – An Aid to the Design of Ventilation of Radioactive Areas – 2009.

Abwasseraufbereitungsanlagen und der getroffenen Maßnahmen. Es sei darauf hingewiesen, dass die Überwachung der Umgebungsgammastrahlung am Zaun und 1 und 5 Kilometer vor dem Standort sowie die Staubentnahmevorrichtungen in der Atmosphäre (Gesamtbeta-Radioaktivitätsmessung) bei 1 km auch die Leistung der durchgeführten Messungen überprüfen können.

Probenahme- und Aktivitätskontrollsysteme bei flüssigen radioaktiven Abwässern gewährleisten einerseits die Leistung der Abwasserbehandlungsanlagen und andererseits die Kontrolle der Einhaltung der Rechtsvorschriften und der Ableitungsgrenzwerte.

Die zuvor durchgeführte Analyse der Auswirkungen radioaktiver Freisetzungen in die Umwelt wurde in einem benachteiligenden Szenario durchgeführt. Trotz dieses verstärkten Ansatzes wurden bei der Analyse keine nennenswerten Auswirkungen auf die Umwelt festgestellt, so dass keine Ausgleichsmaßnahmen vorgeschlagen werden.

## 6.5.

# BESCHREIBUNG DER VERWENDETE METHODEN

### 6.5.1. RETROSPEKTIVE BEWERTUNG AUF DER GRUNDLAGE DER IN DER UMWELT DURCHGEFÜHRTE MESSUNGEN

#### 6.5.1.1. PRÄSENTATION DER METHODOLOGIE

Die Analyse der Auswirkungen der radioaktiven Freisetzungen aus dem Standort wird auf der Grundlage von radioökologischen Untersuchungen in die Umwelt geschätzt. Die verschiedenen regelmäßig durchgeführten Studien ermöglichen es, den Grad der Radioaktivität der repräsentativen Matrizen der verschiedenen Umweltkompartimente genau zu erkennen und im Vergleich zu früheren Ergebnissen eine Kennzeichnung in der Umwelt hervorzuheben.

Anhand dieses Ansatzes wird ermittelt, inwieweit der Betrieb des Standorts zur Einbringung künstlicher Radionuklide in die Umwelt beigetragen hat.

#### 6.5.1.2. GRENZEN DER BEWERTUNGSMITTEL RETROSPEKTIVE

Die retrospektive Bewertung des Umweltrisikos auf der Grundlage von radioökologischen Studien wird mit der im Rahmen dieser Studien angewandten Strategie fortgeführt. Die jährlichen radioökologischen Überwachungen in der Umgebung der Standorte werden auf der Grundlage des wissenschaftlichen Fortschritts entweder auf dem Gebiet der Metrologie oder der Methodik auf der Grundlage der Rückmeldungen bereichert. Diese Verbesserungen tragen dazu bei, nachträglich zu überprüfen, ob die Ableitungen radioaktiver Stoffe aus dem Standort Fessenheim keine Auswirkungen auf die Umwelt haben.

### 6.5.2. VORAUSSCHAUENDE BEWERTUNG DES UMWELTRISIKOS

#### 6.5.2.1. PRÄSENTATION DER METHODOLOGIE

Das Tool ERICA37 (Environmental Risks from Ionising Contaminants: Assessment and Management) ist das Ergebnis der gemeinsamen Bemühungen von 15 Institutionen (einschließlich des IRSN) aus 7 europäischen Ländern im Rahmen des RP6 (Rahmenprogramm für Forschung und Entwicklung), das zwischen 2004 und 2007 von der Europäischen Union finanziert wurde. Es ermöglicht die Bewertung, Charakterisierung und Steuerung von Umweltrisiken, die durch Radionuklide in der terrestrischen und aquatischen Umwelt entstehen.

---

37 D-ERICA: An integrated approach to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation – Description of purpose, methodology and application. N. Beresford & al. February 2007.

Seit 2008 hat EDF in Anwendung der internationalen Empfehlungen zum Strahlenschutz nichtmenschlicher Arten ihren Ansatz durch eine Bewertung des Umweltrisikos ergänzt, das den Ableitungen radioaktiver Stoffe aus ihren Anlagen mit dem Tool ERICA zuzuschreiben ist<sup>38,39,40</sup>. Die Bewertung erfolgt über Risikoindexberechnungen für Referenzorganismen/Radionuklidpaare.

Diese Methode<sup>(38),(39)(40)</sup> ist in drei Bewertungsstufen unterteilt, die auf Annahmen mit abnehmendem Konservatismus beruhen. Sie stützt sich auf den Grundsatz der Verhältnismäßigkeit, der sicherstellt, dass zwischen dem Grad der Vertiefung der Studie und dem Umweltrisiko Kohärenz besteht. Je weiter der Nutzer in den Bewertungsebenen voranschreitet, desto mehr ist es ihm möglich, in seine Bewertung umweltspezifische Parameter einzubeziehen, für die er eine Risikostudie durchführen möchte.

Die drei Bewertungsebenen, die in der ERICA-Methodik vorgeschlagen werden, sind:

- eine erste Bewertungsebene, so genannte „Screening“: dieser Begriff wird verwendet, um die erste vereinfachte und absichtlich konservative Bewertung zu bezeichnen, die es dem Bewerter ermöglicht, Expositionssituationen, die kein Risiko für die Umwelt darstellen, mit Sicherheit auszuschließen;
- eine zweite Bewertungsebene mit generischen Daten, realistischeren Radionuklidübertragungsmodellen und repräsentativeren Referenzorganismen;
- und eine dritte Bewertungsebene, die nur dann umgesetzt wird, wenn die zweite Risikosituation identifiziert hat. Dies ist eine umfassende Auswertung, die auf Daten basiert, die spezifisch für den untersuchten Standort sind.

Wie bei der in einem europäischen technischen Leitfaden beschriebenen Methode zur Bewertung des mit Chemikalien verbundenen Umweltrisikos besteht<sup>42</sup> jeder Bewertungsgrad der ERICA-Methodik aus folgenden vier Komponenten:

- Formulierung des Problems (oder Ermittlung von Gefahren), die darauf abzielt, alle verfügbaren Informationen über die Schadstoffe, die zu schützenden Ziele (Referenzorganismen) in der Umwelt und die potenziellen Beziehungen zwischen Quelle und Ziel zusammenzutragen;
- Expositionsanalyse zur Bestimmung der Konzentrationen, denen Referenzorganismen ausgesetzt sein können (PEC, Predicted Environmental Concentration), durch Messung oder Berechnung;
- die Wirkungsanalyse, die die Bestimmung der prognostizierten wirkungslosen Konzentrationen (Predicted No Effect Concentration) durch die Untersuchung der Dosis-Response-Beziehungen im Zusammenhang mit jedem Substanz-Organismus-Paar zum Gegenstand hat. Die zur Bestimmung der NECP herangezogenen Wirkungen sind im Falle von Empfängermedien deterministisch, d. h. relevant für die Populationsdynamik der Arten (z. B.: Wachstum, Fortpflanzung, Sterblichkeit usw.);
- Risikocharakterisierung, die Expositionsdaten und Effektdaten einbezieht.

### 6.5.2.2. BERECHNUNGSHYPOTHESEN – KONSERVATISMEN

Für die Bewertung des Umweltrisikos einer Ableitung radioaktiver Stoffe gelten dieselben Grundsätze wie für

---

38 Strahlenschutz der Umwelt: Methodik und Feedback von EDF. C. Boyer, G. Gontier und P.-Y. Hemidy. Strahlenschutz Band 51, Nummer 4, October-December 2016, Seiten 237-244.

39 Bewertung der Auswirkungen radioaktiver Freisetzungen auf die Umwelt: aktuelle Situation und Perspektiven. J. Garnier-Laplace, K. Beaugelin-Seiller, R. Gilbin, J.-C. Gariel. Die Revision der ASN „Kontrolle“ Nr. 177, November 2007, Seite 36 bis 41.

40 D-ERICA: An integrated approach to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation – Description of purpose, methodology and application. N. Beresford & al. February 2007.

41 A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals, J.E. Brown, B. Alfonso, R. Avila, N.A. Beresford, D. Copplestone, A. Hosseini, Journal of Environmental Radioactivity 153 (2016) 141-148.

42 Technical guidance document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new Notd substances and Commission Regulation (EC) Nr. 1488/94 on risk assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Teil II. Office for Official Publication of the European Communities, Luxemburg, 2003, 328 Seiten.

chemische Stoffe. Der durch radioaktive Freisetzungen induzierte Dosisdurchsatz (PEDR) für jeden Referenzorganismus in der Umgebung wird mit dem wirkungslosen Dosisdurchsatz (PNEDR: Predicted No Effect Dose Rate).

Im Rahmen des ERICA-Ansatzes wurde PNEDR nach der SSD-Technik (Species Sensitivity Distribution) ermittelt, die auf die Wirkungsdaten ionisierender Strahlung auf nichtmenschliche Organismen angewendet wird. Die SSD-Methode beschreibt die statistische Verteilung der Empfindlichkeitsänderung gegenüber Stressoren innerhalb von Arten, die auf Ökotoxizität getestet wurden.

Der Dosisdurchsatz, unterhalb dessen 95 % der Arten eines bestimmten Ökosystems geschützt sind, wurde ermittelt. Der in den Bewertungsstufen 1 und 2 der ERICA-Methode verwendete Referenzwert wird durch Anwendung eines Sicherheitsfaktors auf den Wert von HDR<sub>5</sub> (Hazardous Dose Rate 5 %) ermittelt. Die resultierende wirkungslose Dosisrate (PNEDR) wird auf 10 µGy/h geschätzt.

Die verschiedenen Bewertungsebenen der ERICA-Methode führen zur Berechnung eines Risikoindex (IR). Letzteres wird je nach Stufe unterschiedlich berechnet.

Die erste Bewertungsebene der ERICA-Methode (Tier 1 oder „Screening“) ermöglicht eine einfache und konservative Analyse des Umweltrisikos einer Ableitung radioaktiver Stoffe auf der Grundlage von minimalen Eingangsdaten. Die gemessene oder geschätzte Aktivität in der Umwelt (A) wird mit einem Environmental Media Concentration Limit (EMCL) verglichen.

Jedes Radionuklid wird einzeln untersucht und EMCL wird durch eine Retro-Berechnung aus dem wirkungslosen Dosisdurchsatz (PNEDR) von 10 µGy/h bestimmt.



Die Aktivitätswerte für Radionuklid (A) in der Umwelt werden durch Modellierung von Radionuklidtransfers innerhalb von Ökosystemen auf der Grundlage von Freisetzungen ermittelt. Das SYMBIOSE-Tool wird zur Berechnung der Aktivitäten in der terrestrischen Umwelt (Aktivitäten in der Luft und im Boden) und in der aquatischen Umgebung (Aktivitäten im Wasser und in Sedimenten) verwendet.

Die Berechnung des Risikoindex (IR) für Bewertungsstufe 1 erfolgt nach folgender Formel:

$$IR = \frac{A}{EMCL}$$

Mit:

- IR: Risikoindex für ein bestimmtes Radionuklid;
- A: geschätzte oder gemessene Radionuklidaktivität (in Bq/L für Wasser, Bq/kg für Böden oder Sedimente und Bq/m<sup>3</sup> für Luft);
- EMCL: Grenzwert für die Aktivität in der Umwelt für ein bestimmtes Radionuklid für den empfindlichsten der Referenzorganismen (gleiche Einheiten).

Für jede Referenzorganisation wird ein Risikoindex berechnet. Der für ein bestimmtes Radionuklid gewählte Risikoindex ist derjenige, der für diese Wirkungen am empfindlichsten ist. Daher ist der Gesamtrisikoindex unter Berücksichtigung der Summe der Risikoindizes der empfindlichsten Organismen (IR), die mit jedem Radionuklid assoziiert sind, immer höher.

Anschließend wird das Ergebnis der Berechnung des Gesamtrisikoindex analysiert:

- wenn die IR-Summe kleiner als 1 ist, ist die Wahrscheinlichkeit für jeden Organismus des Ökosystems, eine Dosis von mehr als 10 µGy/h aufzunehmen, gering, und das Umweltrisiko im Zusammenhang mit Ableitungen radioaktiver Stoffe kann als vernachlässigbar angesehen werden. Das ERICA-Instrument weist daraufhin darauf hin, dass keine höhere Bewertung des Umweltrisikos erforderlich ist;
- wenn die Summe der IR größer oder gleich 1 ist, bedeutet dies, dass die Möglichkeit besteht, dass mindestens ein Organismus des Ökosystems einer Dosis von mehr als 10 µGy/h unterzogen werden kann; es gibt nicht genügend Beweise, um sicherzustellen, dass das radiologische Risiko für die Umwelt vernachlässigbar ist. Das ERICA-Instrument empfiehlt daher, eine allgemeine Bewertung des Umweltrisikos (Bewertungsstufe 2) durchzuführen, um die Bewertung dieses Risikos zu verfeinern.

In der Bewertungsstufe 2 der ERICA-Methode wird die Screening-Dosis von 10 µGy/h direkt mit dem geschätzten Gesamtdosisdurchsatz für jeden einzelnen Organismus verglichen:

$$IR_{org} \frac{Dr_{org}}{g} \geq DRS$$

Mit:

- IR<sub>org</sub>: Risikoindex für einen bestimmten Organismus;
- Dr<sub>org</sub>: geschätzter Gesamtdosisdurchsatz für den Referenzorganismus (^ Gy/h);
- DRS: vom Benutzer ausgewählte Screening-Dosis (^ Gy/h).

Der in der Bewertungsstufe 2 verwendete Ansatz unterscheidet sich von dem in der Bewertungsstufe 1 angewandten Ansatz, da der Gesamtrisikoindex (IR) für einen bestimmten Organismus anhand der Summe der IR der Radionuklide für diesen Organismus berechnet wird. In der Bewertungsstufe 1 wird der Gesamtrisikoindex durch Addition der IR der begrenzenden Referenzorganismen für jedes Radionuklid ermittelt. Die zweite Bewertungsebene ist weniger konservativ als die erste, ist aber gerechtfertigt, da der Benutzer direkt die Referenzorganismen und Radionuklide auswählen kann, die er in der Modellierung berücksichtigen möchte. Obwohl die Bewertung weniger konservativ ist, ist sie repräsentativer für das untersuchte Umfeld.

### 6.5.2.3. GRENZEN DER MITTEL FÜR DIE ZUKUNFTSGERICHTETE BEWERTUNG

Die nach der ERICA-Methodik durchgeführte prospektive Bewertung des Umweltrisikos wurde durch

Fallstudien<sup>43</sup> in verschiedenen europäischen Ländern validiert. Sie kann daher heute verwendet werden, um das Umweltrisiko im Zusammenhang mit aktuellen und zukünftigen Ableitungen radioaktiver Stoffe in ein Ökosystem zu bewerten und so die Feldbeobachtungen zu ergänzen.

Das ERICA-Projekt und die zugehörigen Arbeitsgruppen wurden 2007 abgeschlossen. Es befindet sich jedoch in ständiger Entwicklung, da Verbesserungen vorgenommen werden, um seine derzeitigen Grenzen zu überbrücken. Zu diesen Grenzen gehört die Trennung der aquatischen und der terrestrischen Umwelt. Derzeit ist es unmöglich, eine Bewertung unter Berücksichtigung von Organismen, die in mehreren Ökosystemen leben, durchzuführen oder die Auswirkungen einer Art von Freisetzung radioaktiver Stoffe (in die Atmosphäre oder Flüssigkeit) auf mehrere Ökosysteme (aquatische oder terrestrische) abzuschätzen. Das verfügbare Radionuklidenspektrum stellt eine weitere Grenze des Werkzeugs dar.

Diese Grenzwerte sind Teil der Studienpunkte für zukünftige Entwicklungen, die vom Konsortium, das für die Entwicklung des Tools zuständig ist, untersucht werden. Einige Radionuklide im Werkzeug müssen ebenfalls parametrisiert werden. In einigen Fällen sind die für die Bewertung erforderlichen Parameter (Konzentrationsfaktoren, Dosis-Wirkungs-Beziehungen usw.) nicht ausreichend. Das Wissen über das Verhalten von Radionukliden in der Biosphäre verändert sich ständig. Das Tool wird daher verbessert, indem die neuen, genaueren Werte der Parameter darin aufgenommen werden.

Um diese Parameter besser zu zwingen, werden derzeit Forschungsprogramme durchgeführt. So sollen beispielsweise Programme, die von der Internationalen Atomenergieagentur (IAEO) initiiert wurden, wie die Programme EMRAS (Environmental Modelling for Radiation Safety), die von 2003 bis 2007 (EMRAS I) und von 2009 bis 2011 (EMRAS II) durchgeführt wurden, und derzeit das Programm MODARIA (Modelling and Data for Radiological Impact Assessments) (MODARIA I 2012-2015 und MODARIA II 2016-2019) verbessert und miteinander verglichen werden.

Das ERICA-Tool, das ursprünglich 2007 zur Verfügung gestellt wurde, befindet sich heute in seiner 7. Version. Die wichtigsten Entwicklungen in den letzten Versionen (November 2014 und Februar 2016) sind die Aufnahme von Radionukliden in die Liste der verfügbaren Radionuklide (<sup>140</sup>Ba, <sup>45</sup>Ca, <sup>51</sup>Cr, <sup>252</sup>Cf, <sup>192</sup>Ir, <sup>140</sup>La, <sup>231</sup>Pa und <sup>65</sup>Zn), die Aktualisierung der Liste der Referenzorganismen, die Aktualisierung bestimmter Kd-Verteilungskoeffizienten und bestimmte dosimetrische Parameter sowie die Aktualisierung des Extrapolierungsansatzes, mit dem fehlende Daten unter den wichtigsten Aktualisierungen gefüllt werden.<sup>44 45</sup>

Nationale und internationale Arbeitsgruppen, an denen einschlägige Experten beteiligt sind, ermöglichen es, Themen wie z. B. die Bewertung von Biota-Dosen zu erörtern. Die Erstellung einer Datenbank der Biota-Übertragungsparameter und die Analyse der Dosis-Effekt-Beziehungen tragen zur ständigen Weiterentwicklung des ERICA-Tools bei. Alle Ergebnisse werden überwacht und in die Verbesserung des Tools einbezogen.

## 6.6.

# SCHLUSSFOLGERUNG

Retrospektiv haben die radioaktiven Ableitungen des CNPE Fessenheim die radiologischen Eigenschaften des Empfängermediums insgesamt nicht verändert. Die Radioaktivität in den terrestrischen und aquatischen Ökosystemen des CNPE Fessenheim ist seit dem ursprünglichen Referenzzustand in der gleichen Größenordnung und ist überwiegend natürlichen Ursprungs.

Die prospektive Bewertung des Umweltrisikos in Verbindung mit den geforderten Grenzwerten für Ableitungen radioaktiver Stoffe in die Luft und Flüssigkeit im Rahmen des Stilllegungsprojekts des INB Nr. 75 in Fessenheim

---

<sup>43</sup>Anwendung von ERICA Integrated Approach at case study sites. Deliverable D10, European Commission, 6th Framework, Contract n°FI6R-CT-2003-508847, Beresford N., Howard B., Barnett C.. 2007. 126 Seiten.

<sup>44</sup> A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals. J.E. Brown et al./Journal of Environmental Radioactivity 153 (2016) 141-148.

zeigt, dass dieses nach der ERICA-Methodik vernachlässigbar ist.

Der Abbau des INB Nr. 75 in Fessenheim hat im Lichte früherer Analysen keine nennenswerten Auswirkungen auf den radiologischen Zustand der Umwelt.