



**Gesellschaft für Anlagen-
und Reaktorsicherheit
(GRS) mbH**

Die Klassifizierung radioaktiver Abfälle hinsichtlich der Endlagerung



**Gesellschaft für Anlagen-
und Reaktorsicherheit
(GRS) mbH**

Die Klassifizierung radioaktiver Abfälle hinsichtlich der Endlagerung

André Rübel
Ingo Müller-Lyda
Richard Storck

Dezember 2004

Anmerkung:

Die diesem Bericht zugrundeliegenden Arbeiten wurden mit Mitteln des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie (BMWi) unter dem Förderkennzeichen 02 E 9239 gefördert.

Die Arbeiten wurden von der Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH durchgeführt.

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt allein bei den Autoren.

**GRS - 203
ISBN 3-931995-70-4**

Deskriptoren:

Aktiver Abfall, Endlager, Grenzwert, Internationale Zusammenarbeit, Inventar, Klassifikation, Lagerung, Langzeitsicherheit, Nachweis

Vorwort

Die Bewertung der Langzeitsicherheit von Endlagern erfordert ein leistungsfähiges und erprobtes Instrumentarium. Dafür werden Rechenprogramme und Daten eingesetzt, mit denen die relevanten physikalischen und chemischen Prozesse beschrieben werden, die bei der Freisetzung von Schadstoffen, deren Ausbreitung im Deckgebirge und der Exposition in der Biosphäre eine Rolle spielen. Ziel des Vorhabens „Wissenschaftliche Grundlagen zum Nachweis der Langzeitsicherheit von Endlagern“, FKZ 02 E 9239, war die Verfolgung nationaler und internationaler Entwicklungen sowie die Auswertung wissenschaftlicher Ergebnisse im Hinblick auf deren Relevanz für die Langzeitsicherheitsanalyse von Endlagern. Hierzu wurden hauptsächlich experimentelle und theoretische FuE-Vorhaben betrachtet, die wichtige Beiträge zu den Modellvorstellungen und Modellparametern für Langzeitsicherheitsanalysen lieferten. Daneben standen Arbeiten zur Weiterentwicklung der methodischen Vorgehensweise beim Langzeitsicherheitsnachweise, insbesondere die Erprobung von Sicherheits- und Performance-Indikatoren im Vordergrund.

Dieses sonderfinanzierte Vorhaben des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie wurde in der Zeit vom 01.02.2000 bis 31.10.2004 durchgeführt. Zu den schwerpunktmäßig während des Projektes bearbeiteten Themen wurden die folgenden wissenschaftlichen Einzelberichte angefertigt.

GRS-Bericht 203 Die Klassifizierung radioaktiver Abfälle hinsichtlich der Endlagerung

GRS-Bericht 205 Konzeptioneller Umgang mit Gasen im Endlager

GRS-Bericht 206 Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit von Endlagern für abgebrannte Brennstoffe in Salz- und Granitformationen

In einem Abschlussbericht wurden außerdem alle während der Laufzeit des Projekts durchgeführten Arbeiten in Kurzbeiträgen zusammengefasst:

GRS-Bericht 204 Wissenschaftliche Grundlagen zum Nachweis der Langzeitsicherheit von Endlagern. Abschlußbericht.

Zusammenfassung

Radioaktive Abfälle werden auf Grund verschiedener Kriterien in Klassen unterteilt. In Folge dieser Klassifizierung erfolgt dann eine unterschiedliche Behandlung der Abfälle, wie zum Beispiel eine Einlagerung in unterschiedliche Endlager für radioaktive Abfälle. In fast allen Staaten die Kernenergie zur Stromerzeugung nutzen sind solche Kriterien für die Klassifikation erstellt worden. Weiterhin gibt es Regeln für die Klassifikation der radioaktiven Abfälle auch durch internationale Organisationen.

In diesem Bericht wurde die Sinnfälligkeit verschiedener Klassifikationskriterien untersucht. Insbesondere auch das Klassifikationsschema der IAEA, welches eine Unterteilung der Klasse der schwach- und mittelaktiven Abfälle in zwei Gruppen vornimmt, und zwar auf Grund der Lebensdauer der Abfälle in kurz- und langlebig. Weiterhin erfolgt die Unterscheidung zwischen den mittel- und hochaktiven Abfällen auf Grund der spezifischen Wärmeleistung. Die Kriterien der IAEA wurden auf verschiedene Abfallarten und Endlagerinventare europäischer Endlager angewendet. Die sich daraus ergebenden Unterschiede wurden auf ihre Sinnfälligkeit untersucht.

Dabei wurde als Ergebnis festgestellt, daß als Hauptkriterium für die Klassifikation radioaktiven Abfalls die spezifische Aktivität des Abfalls geeignet ist. Eine Unterscheidung der Abfälle in kurz- und langlebig ist hingegen nicht gerechtfertigt. Ein Großteil der Abfälle zeigt unabhängig von seiner Aktivität eine ähnliche prozentuale Abnahme der Aktivität mit der Zeit. Ebenso ist der in der Klassifikation der IAEA angegebene Grenzwert für die Wärmeleistung zur Unterscheidung mittel- und hochaktiver Abfälle zu hoch, um eine sinnvolle Unterscheidung treffen zu können. Die Unterscheidung zwischen diesen beiden Klassen sollte besser durch eine Unterscheidung aufgrund der spezifischen Aktivität getroffen werden.

Inhaltsverzeichnis

	Vorwort	I
	Zusammenfassung	III
	Inhaltsverzeichnis	V
1	Einleitung	1
2	Klassifikationssysteme	3
2.1	Klassifikationssysteme auf internationaler Ebene	3
2.1.1	IAEA	3
2.1.2	Kommission der Europäischen Gemeinschaften	4
2.2	Klassifikationssysteme auf nationaler Ebene	5
2.2.1	Finnland	5
2.2.2	Frankreich	6
2.2.3	Deutschland	7
2.2.4	Schweiz	7
2.2.5	Spanien	8
2.2.6	Großbritannien	9
2.3	Vereinigte Staaten von Amerika	9
2.4	Zusammenfassung	10
3	Aktivitätsinventare	15
3.1	Berechnungsgrundlagen	16
3.2	Wichtige Nuklide	17
3.3	Endlager	18
3.3.1	Asse (D)	18
3.3.2	ERA Morsleben (D)	19
3.3.3	Konrad (D)	20
3.3.4	La Manche (F)	21
3.3.5	Centre de l'Aube (F)	22
3.3.6	El Cabril (E)	23
3.3.7	Drigg (UK)	24

3.3.8	Olkiluoto (Fin)	25
3.3.9	Wellenberg (CH)	26
3.3.10	WIPP (USA)	27
3.3.11	Loviisa (Fin)	28
3.3.12	Site 94 (S)	29
3.4	Abfallmaterialien	30
3.4.1	LAW / MAW - Abfall (D)	30
3.4.2	HAW-Kokille (D)	31
3.4.3	Abgebrannte LWR-Brennelemente (D)	32
3.4.4	Nirex ILW / LLW Referenzinventar (UK)	33
3.5	Übersicht	34
3.6	Vergleichende Betrachtung	35
3.6.1	Gesamtaktivität	35
3.6.2	Aktivität von α -Strahlern	39
4	Wärmeproduktion hochaktiver Abfälle	43
5	Zusammenfassung und Schlußfolgerungen	47
6	Literaturverzeichnis	49
	Abbildungsverzeichnis	53
	Tabellenverzeichnis	55

1 Einleitung

In allen Staaten, in denen durch die Erzeugung von Strom aus Kernenergie oder durch andere Aktivitäten radioaktive Abfälle erzeugt werden, haben nationale Behörden Klassifikationen für den zur Entsorgung anfallenden radioaktiven Abfall entwickelt. Dadurch sollen Abfälle mit ähnlichen Eigenschaften und Gefahrenpotential in gleichen Kategorien zusammengefaßt werden, um die Handhabung und Entsorgung des Abfalls zu vereinfachen. Die im Laufe der Zeit etablierten Klassifikationssysteme verwenden alle mindestens eines der folgenden Merkmale des Abfalls zur Einstufung: die spezifische Aktivität, die Wärmeleistung, die Herkunft oder den geplanten Entsorgungspfad des Abfalls.

Im folgenden werden zuerst die bestehenden nationalen Klassifikationssysteme verschiedener Staaten kurz zusammengefaßt und verglichen. Auf internationaler Ebene haben die Internationale Atom Energie Organisation (IAEA) und die Europäische Union (EU) Klassifikationssysteme vorgeschlagen [9, 7]. Wie auch die meisten staatlichen Klassifikationssysteme nehmen diese beiden eine Einteilung der Abfälle aufgrund der Halbwertszeit in kurz- und langlebig, sowie anhand der spezifischen Aktivität des Abfalls in schwach-, mittel- und hochaktiv vor.

In dieser Untersuchung soll die Sinnfälligkeit der bestehenden Kriterien zur Einteilung radioaktiver Abfälle in verschiedene Klassen, wie etwa in kurz- und langlebige Abfälle, untersucht werden.

Zu diesem Zweck werden zuerst die spezifischen Aktivitäten verschiedener für die Endlagerung vorgesehener radioaktiver Abfälle aus unterschiedlichen Ländern zusammengestellt und die zeitliche Abnahme der spezifischen Aktivität der Abfälle verglichen. Die untersuchten Abfälle werden dann anhand des Klassifikationssystems der IAEA eingeteilt, um die Wirksamkeit der Kriterien auf denen dieses Klassifikationssystem beruht, zu bewerten.

Als Ergebnis dieser Betrachtungen sollen die zur Klassifikation geeigneten charakteristischen Eigenschaften der Abfälle identifiziert werden.

2 Klassifikationssysteme

Die in den folgenden Abschnitten zusammengefaßten Klassifikationssysteme beziehen sich ausschließlich auf konditionierte radioaktive Abfälle. Die Grenzwerte zwischen den einzelnen Abfallkategorien werden als Obergrenzen der spezifischen Aktivität angegeben. Der Begriff „spezifische Aktivität“ soll in dieser Studie als Aktivität pro Gramm Abfall, gemittelt über ein Abfallgebinde, bzw. das gesamte Endlager verwendet werden.

In den hier zusammengefaßten Klassifikationssystemen ist häufig von der Halbwertszeit eines radioaktiven Abfalls die Rede, obwohl der Abfall als Gemisch vieler Radionuklide keine definierte Halbwertszeit hat. Vielmehr ergibt sich der zeitliche Rückgang der Radioaktivität des Abfalls aus der Überlagerung der exponentiellen Zerfallsfunktionen der in ihm enthaltenen Radionuklide. Unter dem in den Klassifikationen verwendeten Begriff der „Halbwertszeit des Abfalls“ ist die Halbwertszeit jener Radionuklide zu sehen, die einen signifikanten Anteil zu der Anfangsaktivität des Abfalls beitragen.

2.1 Klassifikationssysteme auf internationaler Ebene

2.1.1 IAEA

Das aktuelle Klassifikationssystem der IAEA wurde im Jahre 1994 publiziert [9] und ersetzt das System von 1981 [10]. Es teilt die radioaktiven Abfälle aufgrund ihrer spezifischen Aktivität in drei Klassen ein, die teilweise wiederum in weitere Unterklassen unterteilt werden. Die dabei eingeführten Klassen sind:

Exempt Waste (EW): Dieser Abfall enthält so geringe Mengen an radioaktivem Material, daß er, obwohl im physikalischen Sinne radioaktiv, nicht unter die atomrechtliche Bestimmungen fällt und konventionell entsorgt werden darf. Die Obergrenze für die Strahlenexposition der Bevölkerung aus der Deponierung des Materials dieser Kategorie beträgt $10 \mu\text{Sv}$. Je nach Radionuklid entspricht dies laut IAEA einer Aktivität zwischen $0,01 \text{ Bq/g}$ und 10^4 Bq/g .

Low and Intermediate Level Waste (LILW): Der Name dieser Klasse rührt daher, daß in der älteren Klassifikation diese beiden Gruppen aufgrund der Dosisleistung unterschieden wurden. In der jetzigen Klassifikation werden sie zusammengefaßt und die neu entstandene Klasse wieder aufgrund der Lebensdauer des Abfalls in kurzlebige (short-lived waste – LILW-SW) und langlebige (long-lived waste – LILW-LW) Abfälle unterteilt.

LILW-SW: Dieser Abfall enthält nur geringe Mengen an langlebigen Radionukliden. Um als kurzlebig zu gelten, muß der Abfall die folgenden drei Kriterien erfüllen:

- die Halbwertszeit des Abfalls ist geringer als 30 Jahre,
- die spezifische Aktivität der α -Strahler des Abfalls im gesamten Endlager ist geringer als 400 Bq/g,
- die spezifische Aktivität der α -Strahler in Einzelgebinden ist geringer als 4 000 Bq/g.

Weiterhin weist die IAEA darauf hin, daß es unter Umständen sinnvoll ist, eine Beschränkung langlebiger β -strahlender Radionuklide wie I-129 oder Tc-99 festzulegen. Ein Richtwert wird hierfür allerdings nicht gegeben.

LILW-LW: Zu dieser Kategorie gehören Abfälle, die über den für LILW-SW angegebenen Grenzen liegen, aber keine signifikante Wärmeproduktion haben.

High Level Waste (HLW): Hochaktive Abfälle werden durch eine signifikante Produktion von Wärme aufgrund des radioaktiven Zerfalls charakterisiert. Abfälle mit einer spezifischen Wärmeleistung über 2 kW/m^3 werden dem HLW zugeordnet.

2.1.2 Kommission der Europäischen Gemeinschaften

Die Kommission der Europäischen Gemeinschaften hat in einer Empfehlung vom 15.09.1999 ein Klassifikationssystem für feste radioaktive Abfälle für die Mitgliedsstaaten der EU vorgeschlagen [7]. Dieses System soll zusätzlich neben den unterschiedlichen nationalen Systemen verwendet werden, um die Zusammenarbeit zwischen den Mitgliedsstaaten und die Weitergabe vergleichender Informationen über radioaktive Abfälle

zu erleichtern. Die vorgeschlagene Klassifikation ist sehr eng an die von der IAEA ausgearbeitete Klassifikation angelehnt. Deshalb werden hier nur zwei Unterschiede gegenüber der Klassifikation der IAEA beschrieben:

- Die Kommission gibt keinen festen Grenzwert für die spezifische Wärmeleistung zur Unterscheidung zwischen LILW-LW und HAW an. Sie überläßt dies den nationalen Behörden.
- Zur Kategorie EW, die in der deutschen Version „Radioaktive Abfälle in der Übergangsphase“ genannt wird, werden ausdrücklich auch jene Abfälle hinzugezählt, die erst nach einer Zwischenlagerung die Freigrenzen unterschreiten.

Die Grenzwerte für die Kategorie EW ergeben sich anhand der in der Richtlinie 96/29/Euratom festgelegten Freigaberegulungen [6]. Basis der Freigaberegulungen ist die Überlegung, daß durch die erfolgte Freigabe bei bestimmten, angenommenen Szenarien für Einzelpersonen der Bevölkerung nur eine effektive Dosis im Bereich von 10 μSv jährlich auftreten kann. Diese Richtlinie ist auch unter dem Begriff „10 μSv -Konzept“ bekannt.

2.2 Klassifikationssysteme auf nationaler Ebene

Im folgenden werden kurz die Klassifikationssysteme verschiedener Länder vorgestellt. Die Klassifikationen sind, wenn nicht anders angegeben, einer Studie der Europäischen Kommission [8] entnommen.

2.2.1 Finnland

Das System zur Klassifikation radioaktiven Abfalls in Finnland ist in zwei Gesetzen definiert. Der Abfall wird zunächst nach seiner Herkunft, d.h. aus Krankenhäusern und Forschungseinrichtungen, aus Stilllegungsmaßnahmen und aus Nuklearanlagen, unterschieden. Die Abfälle aus Nuklearanlagen werden in zwei Hauptgruppen – den schwach- und mittelradioaktiven Abfall (LILW) und den hochaktiven Abfall (HLW) – unterteilt, wobei bei ersteren wiederum drei Untergruppen unterschieden werden. Daraus ergeben sich vier Klassen:

LILW-Cleared Waste:

- Abfall mit einer spezifischen Aktivität bis maximal 10 Bq/g,
- Standortspezifisch werden zusätzlich für die Endlager Höchstgrenzen des Gesamtinventars festgelegt.

LILW-LLW:

- Abfall mit einer spezifischen Aktivität von 10 Bq/g bis maximal 1 000 Bq/g,
- Standortspezifisch werden zusätzlich für die Endlager Höchstgrenzen des Gesamtinventars festgelegt. Für Olkiluoto sind dies maximal 10^{13} Bq.

LILW-ILW:

- Abfall mit einer spezifischen Aktivität von 1 000 Bq/g bis 10^7 Bq/g,
- Standortspezifisch werden zusätzlich für die Endlager Höchstgrenzen des Gesamtinventars festgelegt. Für Olkiluoto sind dies zum Beispiel maximal 10^{15} Bq.

HLW:

- Dieser Kategorie werden alle Abfälle zugeordnet, deren spezifische Aktivität 10^7 Bq/g übersteigt.

2.2.2 Frankreich

Das System zur Klassifikation der radioaktiven Abfälle in Frankreich dient der Kommunikation zwischen den Behörden und der Öffentlichkeit. Für die Nuklearabfälle existiert eine Einteilung zum einen nach der Lebensdauer und zum anderen nach der Aktivität. Es wird nach kurz- und langlebigen Abfällen unterschieden, wobei die Grenze bei einer Halbwertszeit des Abfalls von 30 Jahren gezogen wird. Zusätzlich zur Halbwertszeit werden die Abfälle nach der Aktivität in die vier Klassen VLLW (very-low-level waste), LLW (low-level waste), MLW (medium-level waste) und HLW eingeteilt, so daß es insgesamt acht Abfallklassen gibt. Jede Abfallklasse wird einem Entsorgungspfad zugeordnet. Es gibt jedoch keine festgelegten Grenzwerte zwischen den einzelnen Klassen, sondern es muß die maximal akzeptable Aktivität für den Entsorgungspfad durch eine Sicherheitsanalyse

festgelegt werden. Für kurzlebige schwachaktive und kurzlebige mittelaktive Abfälle ist als Entsorgungspfad die oberflächennahe Lagerung vorgesehen. Dieser Abfall wird zur Zeit in Centre de Stockage de l'Aube (CSA) endgelagert.

2.2.3 Deutschland

In Deutschland gibt es kein festgelegtes System zur Klassifikation radioaktiven Abfalls, sondern es werden die allgemeinen Begriffe schwach- mittel- und hochradioaktiv und für die entsprechenden Abfälle die Bezeichnungen LAW, MAW und HAW verwendet. Für die Abfälle unterhalb der Freigabegrenzen ist die EU-Richtlinie 96/29/Euratom nach dem 10 μ Sv-Konzept in der Strahlenschutzverordnung verankert.

Für Abfälle über der Freigabegrenze wird indirekt durch die Annahmebedingungen eines Endlagers eine Klassifikation eingeführt. Standortspezifisch werden anhand Sicherheitsanalysen zusätzlich Höchstgrenzen für die maximal einlagerbaren Gesamtaktivitäten für α - und β/γ -Strahler sowie für einzelne relevante Radionuklide abgeleitet. Im Plan für das beantragte Endlager Konrad sind dies $1,5 \cdot 10^{17}$ Bq für α - und $5,0 \cdot 10^{18}$ Bq für β/γ -Strahler [5].

2.2.4 Schweiz

Das Klassifizierungssystem der Schweiz wird über die Richtlinie für Kernanlagen R-14 geregelt, und die Angaben wurden einem Bericht der Nationalen Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (Nagra) entnommen [14]. Die Nagra teilt die Abfälle in zwei Abfallkategorien ein, welche in den zwei im Entsorgungskonzept vorgesehenen Endlagentypen beseitigt werden sollen. Für jeden Abfalltyp wird gemäß der Richtlinie R-14 eine Endlagerfähigkeits-Prüfung aufgrund von Langzeitsicherheitsanalysen durchgeführt, wobei auch festgelegt wird, welcher der beiden folgenden Kategorien der Abfall zuzuordnen ist:

SMA: Kurzlebige schwach- und mittelaktive Abfälle. Für diese Abfälle schlug die Nagra 1993 den Wellenberg als Standort für ein geologisches Endlager in mergeligen Wirtsgesteinen vor.

HAA: Hochaktive Abfälle. Diese Kategorie umschließt nicht wiederaufgearbeitete Brennstäbe und langlebige mittelaktive Abfälle. Die Nagra verfolgt den Machbarkeitsnachweis der geologischen Endlagerung in zwei potentiellen Wirtsgesteinen, einerseits im kristallinen Untergrund und andererseits im etwa 100 m mächtigen Opalinuston der Nordschweiz.

2.2.5 Spanien

Das System zur Klassifikation radioaktiven Abfalls in Spanien ist Teil der Kriterien für die Annahme radioaktiven Abfalls zur Einlagerung in dem oberflächennahen Endlager El Cabril. Der Abfall wird in zwei Hauptkategorien unterteilt:

- Abfall mit niedriger bis mittlerer Aktivität und nur geringem Gehalt an langlebigen Radionukliden (LILW), der sich für eine oberflächennahe Endlagerung eignet.
- Abfall, der eine hohe Aktivität oder Wärmeleistung oder beides aufweist (HLW) und der für eine tiefe Endlagerung vorgesehen wird.

Grenzwerte für den LILW werden standortspezifisch festgelegt. Für das in Betrieb befindliche oberflächennahe Endlager El Cabril sind dies die folgenden Grenzwerte für die spezifischen Aktivitäten:

- < 185 Bq/g für α -Strahler
- < 185 Bq/g für jedes β/γ -strahlende Radionuklid mit einer Halbwertszeit > 5 Jahren, außer Tritium.
- < 7 400 Bq/g für Tritium
- < 74 000 Bq/g für die spezifische β/γ -Aktivität mit einer Halbwertszeit > 5 Jahren.

Zusätzlich gibt es noch sowohl einen Grenzwert für die spezifische Aktivität pro Abfallbehälter von 3 700 Bq/g, als auch für die Aktivität einzelner Radionuklide im Endlager.

2.2.6 Großbritannien

Das System zur Klassifikation radioaktiven Abfalls in Großbritannien ist für den sehr schwach radioaktiven Abfall (VLLW) gesetzlich geregelt. Die weiteren Kategorien dienen der Kommunikation zwischen Behörden und der Öffentlichkeit. Der Abfall wird in vier Kategorien eingeteilt:

VLLW: Dieser Abfall darf auf normalen Hausmülldeponien entsorgt werden.

- Die Obergrenze für β -Strahler ist eine spezifische Aktivität von 400 kBq in $0,1 \text{ m}^3$ ($\approx 4 \text{ Bq/g}$) und maximal 40 kBq/g pro Stück. α -Strahler sind in dieser Art Abfall in manchen Fällen erlaubt. Die Grenzwerte sind zwar nicht gesetzlich geregelt, liegen in der Praxis aber normalerweise um etwa eine Größenordnung niedriger.

LLW: Abfälle dieser Kategorie werden an den oberflächennahen Endlagerstandorten Drigg oder Dounreay entsorgt. Die Obergrenzen der spezifischen Aktivitäten sind:

- 4 000 Bq/g für α -Strahler,
- 12 000 Bq/g für β/γ -Strahler.

ILW: Abfälle, die die Grenzwerte für LLW überschreiten, aber keine signifikante Wärme produzieren.

HLW: Wärmeproduzierende Abfälle.

2.3 Vereinigte Staaten von Amerika

Das System zur Klassifikation radioaktiver Abfälle der USA ist detailliert in verschiedenen Verordnungen des Code of Federal Regulations geregelt [22]. In den USA gibt es zwei Hauptkategorien für radioaktiven Abfall. Low Level Waste (LLW) und High Level Waste (HLW). Zusätzlich gibt es einige Sonderkategorien, wie Abfälle die Transurane enthalten (TRUW), abgebrannten Brennstoff (SNF) und Abfälle aus natürlich vorkommenden Radionukliden (NORM). Für den LLW wird die oberflächennahe Endlagerung vorgesehen.

Abfall der Kategorie LLW darf

- maximal eine Aktivität von 3 700 Bq/g an α -Strahlern mit einer Halbwertszeit über 20 Jahren haben.

Weiterhin sind für den LLW Aktivitätsgrenzen für jedes einzelne und die Summe der im folgenden angegebenen β -Strahler vorgegeben. Zur Vereinfachung sind hier nur die Grenzwerte der Summen angegeben. Die Angaben in den Verordnungen sind in Curie pro Kubikmeter Abfall. Um sie vergleichbar mit den in Europa üblichen Angaben in Becquerel pro Gramm zu machen, wurden diese umgerechnet. Dazu wurde eine Dichte des Abfalls von 2 g/cm^3 angenommen.

- Für die Summe der kurzlebigen Nuklide Ni-63, Sr-90 und Cs-137 gilt eine Obergrenze der spezifischen Aktivität von $8,9 \cdot 10^7 \text{ Bq/g}$.
- Für die Summe der langlebigen Nuklide C-14, Ni-59, Nb-94, Tc-99 und I-129 gilt eine Obergrenze von $9 \cdot 10^5 \text{ Bq/g}$.

2.4 Zusammenfassung

In allen hier betrachteten Staaten gibt es ein System zur Klassifikation radioaktiven Abfalls. Eine feste Verankerung der Klassifikationen in Verordnungen und Gesetzen gibt es jedoch nur in wenigen Staaten. In den meisten Staaten werden Stoffe aus kerntechnischen Anlagen und Abfälle sonstiger Herkunft, wie zum Beispiel aus medizinischen und industriellen Forschungseinrichtungen, getrennt klassifiziert. Die hier zusammengefaßten Klassifikationen beziehen sich dabei immer auf Abfälle aus kerntechnischen Anlagen. Die dabei am häufigsten verwendeten Kriterien für die Klassifikation sind die Halbwertszeit und die spezifische Aktivität des Abfalls.

Die verwendeten Klassifikationen sind häufig nur qualitativer Natur und werden vorwiegend zur Kommunikation zwischen den Behörden und mit der Bevölkerung eingesetzt. Feste Grenzwerte zwischen den einzelnen Abfallklassen - vor allem in Bezug auf die Aktivität des Abfalls - werden oft nicht genannt, sondern nur qualitative Formulierungen verwendet, wie „enthält nur geringe Mengen“, oder im Bezug auf das Endlager „für oberflächennahe Lagerung geeignet“. Dies rührt daher, daß die tatsächliche Klassifikation der einzelnen Abfälle - inklusive fester Grenzwerte - in den meisten Ländern für die verschie-

denen Endlager standortspezifisch anhand einer Sicherheitsanalyse festgelegt wird. So werden für die Standorte oft Grenzwerte für die Gesamtaktivität einzelner Gebinde und des gesamten Endlagers und zusätzlich auch noch Maximalkonzentrationen für einzelne Radionuklide festgelegt. Besonderes Augenmerk liegt dabei auf den α -Strahlern.

In mehreren Staaten existiert eine Unterscheidung nach der Halbwertszeit des Abfalls. Dabei wird häufig, wie auch in den Vorschlägen der IAEA und der EU, zwischen Abfällen mit einer Halbwertszeit unter und über 30 Jahren unterschieden. Für die kurzlebigen Abfälle mit einer Halbwertszeit unter 30 Jahren wird dabei oft eine oberflächennahe Lagerung in Betracht gezogen. Die in radioaktiven Abfällen in Endlagern am häufigsten vorkommenden Radionuklide mit einer Halbwertszeit unter 30 Jahren sind Co-60, Sr-90, Pu-241 und Cs-137. Für das Tritium, das aufgrund seiner Halbwertszeit in diese Kategorie fallen würde, gibt es allerdings zum Teil gesonderte Regelungen, da es in Form von tritiiertem Wasser (HTO) am Wasserkreislauf teilnehmen kann.

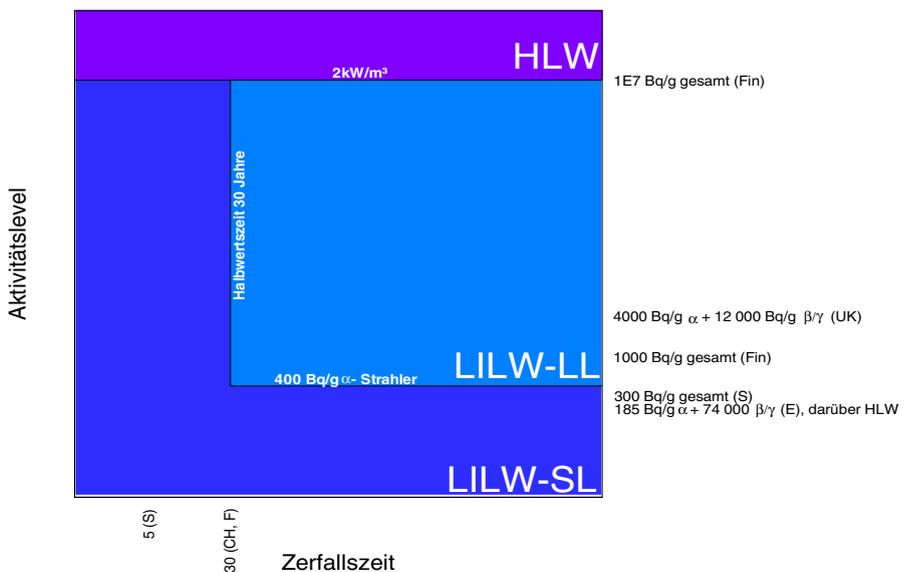


Abb. 2.1 Vergleich der Grenzwerte für die Klassifizierung radioaktiven Abfalls in verschiedenen Ländern und der IAEA.

Die verschiedenfarbigen Flächen repräsentieren die Grenzwerte der IAEA, während die Grenzwerte der Länder an den Achsen aufgetragen sind.

Das Klassifizierungssystem der IAEA ist in Abbildung 2.1 noch einmal schematisch dargestellt. Die drei verschiedenfarbigen Flächen repräsentieren die einzelnen Kategorien. Die Grenzwerte, die diese Kategorien definieren, sind an den Rändern der Flächen angegeben. Abfälle mit einer Halbwertszeit unter 30 Jahren und einer begrenzten spezifischen Aktivität der α -Strahler von 400 Bq/g gelten als LILW-SL, andernfalls als LILW-LL. Abfälle mit einer spezifischen Wärmeleistung über 2 kW/m³ gelten als HLW. Die Richtwerte einiger Länder sind - soweit sie in das Schema passen - an den Achsen aufgeführt: die Grenzwerte zwischen schwach- und mittelaktivem Abfall für Spanien, Schweden, Finnland und England, sowie der Grenzwert zwischen mittel- und hochaktivem Abfall für Finnland. In Spanien existieren lediglich zwei Kategorien und die angegebenen Grenzwerte entsprechen den Maximalaktivitäten für Abfall zur Endlagerung im Endlager „El Cabril“. In Tabelle 2.1 sind die Bezeichnungen und in Tabelle 2.2 die Grenzwerte der Klassen der radioaktiven Abfälle in den Klassifikationen verschiedener Länder zusammengefaßt.

Tab. 2.1 Übersicht über die Bezeichnungen der Klassen radioaktiven Abfalls in den Klassifikationen der verschiedenen Länder.

Klassifikation	Aktivitätsklasse			
	Untere Freigrenze	Schwachaktiv	Mittelaktiv	Hochaktiv
IAEA, EU	EW	LILW-SL	LILW-LL	HLW
Deutschland		LAW	MAW	HAW
England	VLLW	LLW	ILW	HLW
Finnland	Cleared waste	LILW-LLW	LILW-ILW	HLW
Frankreich	VLLW	LLW	MLW	HLW
Schweiz			SMA	HAA
Spanien			LILW	HLW
USA			LLW	HLW

Tab. 2.2 Übersicht über die Grenzwerte der Klassifikation radioaktiven Abfalls in verschiedenen Ländern.
Fehlende Angaben bedeuten, daß keine Grenzwerte für die Kategorie spezifiziert wurden.

Klassifikation	Aktivitätsklasse			Halbwertszeit zur Unterscheidung kurz- / langlebig	
	Untere Freigrenze	Schwachaktiv	Mittelaktiv		Hochaktiv
IAEA	< 10 µSv/a	$\alpha < 400 \text{ Bq/g}$	nicht Wärme- produzierend	Wärmeproduktion > 2 kW/m^3	kurzlebig, falls HWZ < 30 a
EU	< 10 µSv/a	$\alpha < 400 \text{ Bq/g}$	nicht Wärme- produzierend	Wärme- produzierend	kurzlebig, falls HWZ < 30 a
England	< 400 kBq/m ³ (≈4 Bq/g)	$\alpha < 4 \cdot 10^3 \text{ Bq/g}$ $\beta/\gamma < 1,2 \cdot 10^4 \text{ Bq/g}$	nicht Wärme- produzierend	Wärme- produzierend	
Finnland	$\alpha + \beta/\gamma < 10 \text{ Bq/g}$	$\alpha + \beta/\gamma < 10^3 \text{ Bq/g}$	$\alpha + \beta/\gamma < 10^7 \text{ Bq/g}$	> 10^7 Bq/g	
Frankreich					alle Klassen unterteilt mit HWZ = 30 a
Schweiz					HWZ < 30 a für SMA
Spanien		$\alpha < 185 \text{ Bq/g}$ und $\beta/\gamma < 7,4 \cdot 10^4 \text{ Bq/g}$ und Grenzwerte für einzelne Radionuklide		über Mittelaktiv	LILW, falls HWZ < 5a
USA		Grenzwerte für einzelne Radionuklide und deren Summe		über Mittelaktiv	

3 Aktivitätsinventare

Die Klassifikation des radioaktiven Abfalls nach der spezifischen Aktivität wird von den meisten Staaten, der IAEA und der Kommission der EU favorisiert. Zusätzlich zu der Unterteilung nach der spezifischen Aktivität wird diese in den meisten Fällen auch noch mit der Halbwertszeit des Abfalls verknüpft. Um die Sinnfälligkeit dieser Unterscheidung zu überprüfen, werden die Aktivitätsinventare verschiedener Endlager und einiger radioaktiver Abfallarten, sowie deren zeitliche Entwicklung untersucht. Im folgenden ist unter dem Begriff „Inventar“ das Aktivitätsinventar zu verstehen. Die betrachteten Endlager und Abfälle sind in Tabelle 3.1 und 3.2 aufgelistet.

Tab. 3.1 Betrachtete Endlager

Endlager	Land	Tiefe [m]	Formation	Abfallart	Status
Asse	D	400 - 800	Steinsalz	LAW + MAW	Einlagerung abgeschlossen
ERAM	D	250 - 500	Steinsalz	LAW + MAW	Einlagerung abgeschlossen
Konrad	D	1000 - 1200	Eisenoolith	LAW + MAW	beantragt
La Manche	F	oberflächennah		LLW-SL + MLW-SL	Einlagerung abgeschlossen
Centre de l'Aube	F	oberflächennah		LLW-SL + MLW-SL	in Betrieb
El Cabril	E	oberflächennah		LILW	in Betrieb
Drigg	UK	oberflächennah		LLW	in Betrieb
Olkiluoto	Fin	60 - 100	Kristallin	LILW-LLW + LILW-ILW	fertiggestellt
Wellenberg	CH	800	Mergel	SMA	Studie
WIPP	USA	650	Steinsalz	TRUW	in Betrieb
Loviisa	Fin		Kristallin	HLW	Prinzipstudie
Site 94	S		Kristallin	HLW	Prinzipstudie

Tab. 3.2 Betrachtete Abfälle

Abfall	Land	Abfallart
LAW / MAW - Abfall	D	LAW + MAW
HAW - Kokille	D	HAW
Abgebrannte LWR-Brennelemente	D	HAW
Nirex Referenzinventar	UK	LLW + ILW

3.1 Berechnungsgrundlagen

Die Berechnungen der Aktivitäts-Zeitverläufe wurden mit Hilfe des Programmes EMOS durchgeführt [26]. Die betrachtete Zeitspanne beträgt in allen Fällen 1 Million Jahre.

Die Gesamtaktivität ist von der Menge der betrachteten Abfälle abhängig. Damit die verschiedenen Zeitverläufe einfacher miteinander verglichen werden können, werden in den folgenden Abbildungen relative Aktivitäten aufgetragen. Darin ist die Aktivitäten auf die gesamte Aktivität zu Beginn bezogen und in Prozent angegeben. In der zu der jeweiligen Abbildung zugehörigen Tabelle ist die Gesamtanfangsaktivität angegeben, die 100 % in der Abbildung entspricht. Zusätzlich zur Gesamtaktivität werden in den Abbildungen noch die Beiträge relevanter Nuklide und die Summe der α -Strahler dargestellt.

Für Radionuklide, die kurzlebige Tochternuklide haben, wird die Aktivität aufgrund des Zerfalls der Töchter mit berücksichtigt. Dies hat zur Folge, daß in den folgenden Abbildungen die Summe der Aktivitäten der α -Strahler in den meisten Fällen geringer ist als die Gesamtaktivität, trotz daß für große Zeiten die Gesamtaktivität in vielen Fällen aus dem Zerfall lediglich eines einzigen α -strahlenden Nuklids herrührt. Die nicht mit aufgetragenen kurzlebigen, β -strahlenden Tochternuklide führen dann aber zu einer größeren Gesamtaktivität als die des α -strahlenden Mutternuklids.

Die im folgenden angegebenen spezifischen Aktivitäten der Nuklidinventare wurden bis auf einige Ausnahmen mit Hilfe der Abfallvolumina aus den Gesamtaktivitäten berechnet. Dazu wurde eine mittlere Dichte des Abfalls von 2 g/cm^3 angenommen.

3.2 Wichtige Nuklide

Bei der Betrachtung der Zeitverläufe der Inventare wird sich zeigen, daß der Rückgang der Aktivität häufig in drei Zeitbereichen erfolgt. Die Ursache hierfür ist, daß nur eine geringe Anzahl von Radionukliden für die Gesamtaktivität relevant ist und die Halbwertszeiten dieser Radionuklide nicht gleichverteilt sind, sondern drei Gruppen bilden. Es lassen sich daher drei Zeitbereiche unterscheiden, in denen jeweils eine bestimmte Nuklidgruppe die Gesamtaktivität bestimmt:

- Zeitspanne bis 100 Jahre: Die relevanten Nuklide in dieser Zeitspanne sind geordnet nach ihrer Halbwertszeit: Co-60, Pu-241, Sr-90, Cs-137 und Ni-63. Alle Inventare außer WIPP enthalten einen relevanten Anteil dieser Nuklide und zeigen folglich einen signifikanten Rückgang der Aktivität in dieser Zeitspanne
- Zeitspanne zwischen 100 und 10 000 Jahren: Das am häufigsten für die Inventare relevante Nuklid in dieser Zeitspanne ist das Am-241. Andere Nuklide treten nur in einzelnen Inventaren auf. In einigen Inventaren ist nur ein geringer Anteil an Nukliden aus dieser Gruppe enthalten, wie z.B. in El Cabril, Olkiluoto und Wellenberg. Der Rückgang der Aktivität erfolgt bei diesen Inventaren in zwei Stufen.
- Zeitspanne zwischen 10 000 bis 1 000 000 Jahren: Die wichtigsten Nuklide in dieser Zeitspanne sind, geordnet nach aufsteigender Halbwertszeit, Pu-239, Ni-59 und Tc-99. Alle betrachteten Inventare enthalten einen relevanten Anteil eines oder mehrere der genannten Nuklide.

Die längste Halbwertszeit der in dieser Studie betrachteten Nuklide hat das U-238 mit über 10^9 Jahren. Dieses Nuklid bestimmt die auch über sehr große Zeiträume nicht unterschreitbare Aktivität. In dem Zeitraum bis 10^6 Jahren, der bei den Aktivitäts-Zeitverläufen betrachtet wurde, begrenzt das U-238 aber nur bei den Standorten Drigg und Asse die Gesamtaktivität.

3.3 Endlager

3.3.1 Asse (D)

Das Salzbergwerk Asse liegt in Norddeutschland und diente als Forschungsbergwerk zur Erprobung von Endlagertechniken. In der Zeit von 1967 bis 1978 wurden schwach- und mittelaktive Abfälle eingelagert. Die Angaben zum Nuklidinventar wurden dem Bericht [12] entnommen.

Tab. 3.3 Nuklidinventar im Forschungsbergwerk Asse

Gesamtaktivität	[Bq]	$3,8 \cdot 10^{15}$		
α -Aktivität	[Bq]	$1,9 \cdot 10^{14}$		
Bestimmende Nuklide bis $10^2/10^4/10^6$ Jahre		Pu-241, Ni-63	Am-241	Pu-239
Abfallvolumen	[m ³]	34 840		
spez. Gesamtaktivität	[Bq/g]	54 500		
spez. α -Aktivität	[Bq/g]	2 730		

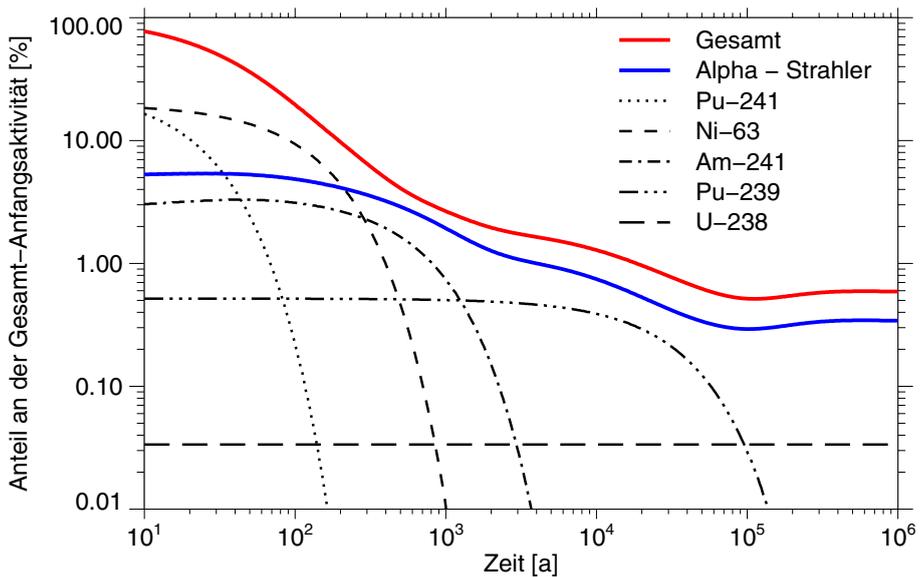


Abb. 3.1 Zeitverlauf des Nuklidinventars des Forschungsbergwerks Asse

3.3.2 ERA Morsleben (D)

Das Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM) befindet sich in einem ehemaligen Salzginnungsbergwerk in Norddeutschland. Es wurden dort bis 1998 schwach- und mittelaktive Abfälle eingelagert. Die Angaben zum Nuklidinventar wurden einem Bericht des BfS entnommen [25]. Neben Centre de l'Aube ist dies der einzige der betrachteten Fälle, bei dem der Radiokohlenstoff für den Zeitverlauf eine wesentliche Rolle spielt.

Tab. 3.4 Nuklidinventar im Endlager ERA Morsleben

Gesamtaktivität	[Bq]	$3,1 \cdot 10^{14}$		
α -Aktivität	[Bq]	$2,3 \cdot 10^{12}$		
Bestimmende Nuklide bis $10^2/10^4/10^6$ Jahre		Cs-137	C-14	Ni-59, Tc-99
Abfallvolumen	[m ³]	36 750		
spez. Gesamtaktivität	[Bq/g]	4 220		
spez. α -Aktivität	[Bq/g]	31		

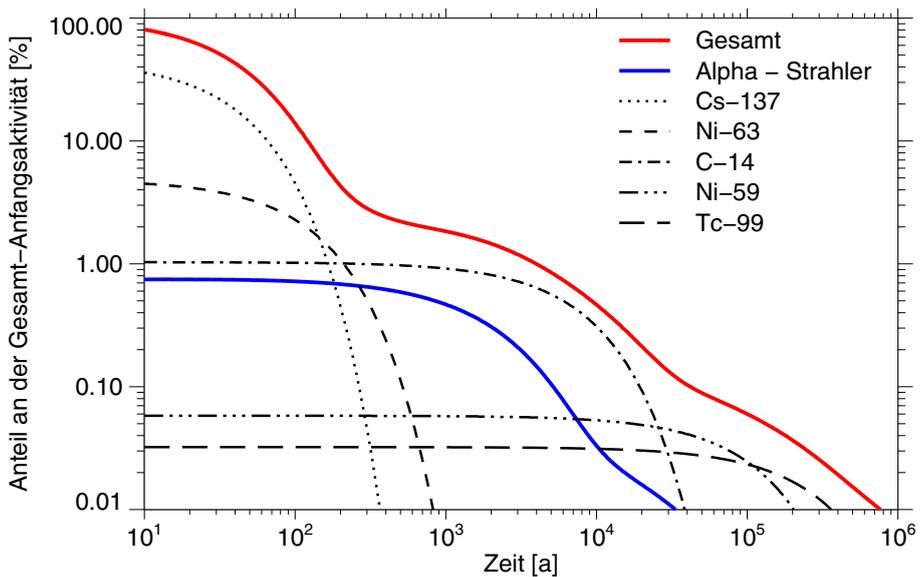


Abb. 3.2 Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers ERA Morsleben

3.3.3 Konrad (D)

Konrad ist ein ehemaliges Eisenerzgewinnungsbergwerk in Norddeutschland, das als Endlager für Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung beantragt ist. Die Angaben zum Nuklidinventar entsprechen der erwarteten Abfallmenge für ein zukünftiges Endlager im Bergwerk Konrad [18].

Tab. 3.5 Nuklidinventar im geplanten Endlager Konrad

Gesamtaktivität	[Bq]	$8,5 \cdot 10^{17}$		
α -Aktivität	[Bq]	$2,0 \cdot 10^{16}$		
Bestimmende Nuklide bis $10^2/10^4/10^6$ Jahre		Co-60, Cs-137, Ni-63	Pu-240	Pu-239, Ni-59
Abfallvolumen	[m ³]	650 000		
spez. Gesamtaktivität	[Bq/g]	653 800		
spez. α -Aktivität	[Bq/g]	15 380		

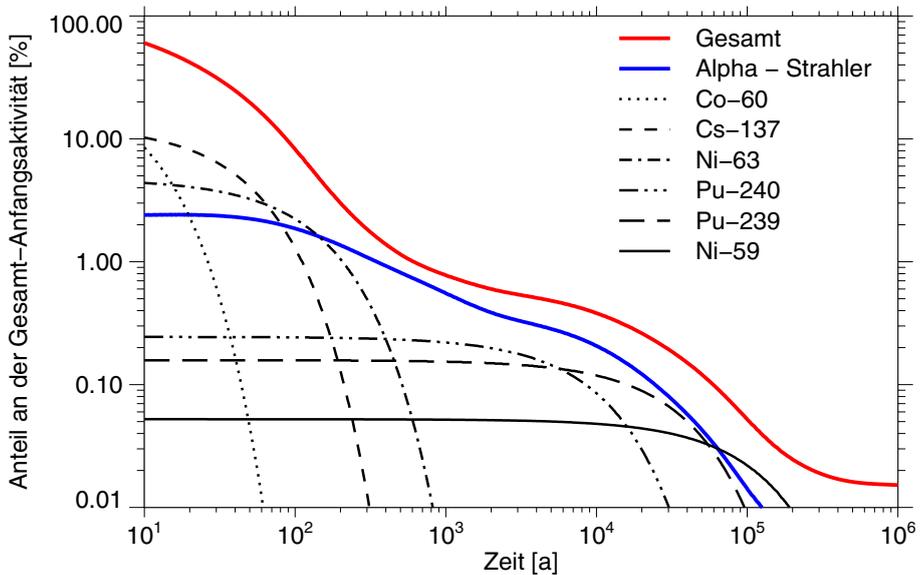


Abb. 3.3 Zeitverlauf des Nuklidinventars des geplanten Endlagers Konrad

3.3.4 La Manche (F)

Das oberflächennahe Endlager für radioaktive Abfälle Centre de la Manche ist im Nordwesten von Frankreich gelegen. Es wurden dort bis 1994 radioaktive Abfälle der Kategorien LLW-SL und MLW-SL eingelagert. Seit 1997 ist das Endlager geschlossen und mit einer abdeckenden Schicht versehen. Die Angaben zum Nuklidinventar wurden den öffentlichen Unterlagen entnommen [1].

Tab. 3.6 Nuklidinventar im Endlager La Manche

Gesamtaktivität	[Bq]	6,0·10 ¹⁶		
α-Aktivität	[Bq]	4,0·10 ¹⁴		
Bestimmende Nuklide bis 10 ² /10 ⁴ /10 ⁶ Jahre		Cs-137, Ni-63, Pu-241	Pu-239	Pu-239, Ni-59
Abfallvolumen	[m ³]	530 000		
spez. Gesamtaktivität	[Bq/g]	56 600		
spez. α-Aktivität	[Bq/g]	380		

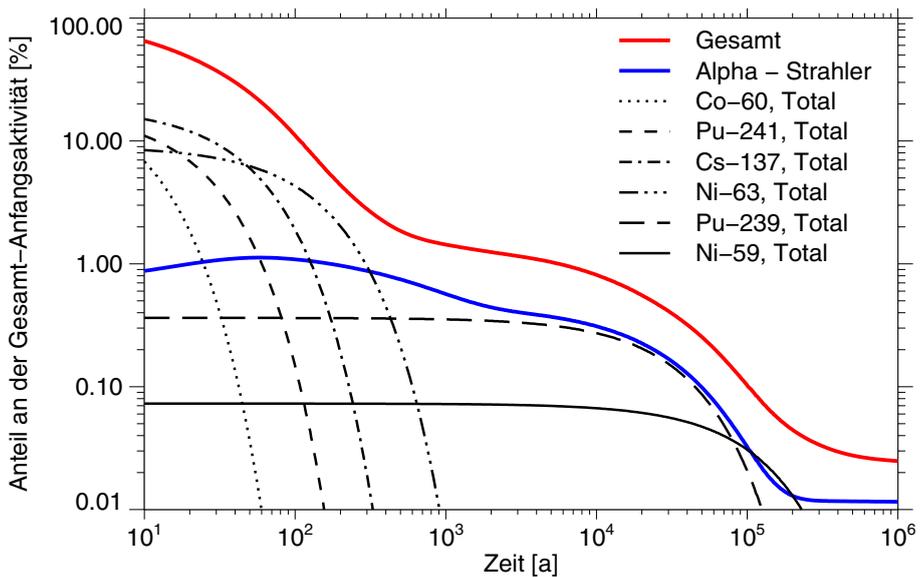


Abb. 3.4 Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers La Manche

3.3.5 Centre de l'Aube (F)

Das oberflächennahe Endlager für radioaktive Abfälle Centre de l'Aube ist in Zentralfrankreich gelegen. Es werden dort seit 1992 bis voraussichtlich 2040 radioaktive Abfälle der Kategorien LLW-SL und MLW-SL eingelagert. Die Angaben zum Nuklidinventar entsprechen den bei Einlagerungsende erwarteten Inventar und wurden von der Andra zur Verfügung gestellt [2].

Tab. 3.7 Nuklidinventar im Endlager Centre de l'Aube

Gesamtaktivität	[Bq]	7,0·10 ¹⁶		
α-Aktivität	[Bq]	4,9·10 ¹⁴		
Bestimmende Nuklide bis 10 ² /10 ⁴ /10 ⁶ Jahre		Co-60, Ni-63	C-14	Ni-59
Abfallvolumen	[m ³]	1 000 000		
spez. Gesamtaktivität	[Bq/g]	35 000		
spez. α-Aktivität	[Bq/g]	245		

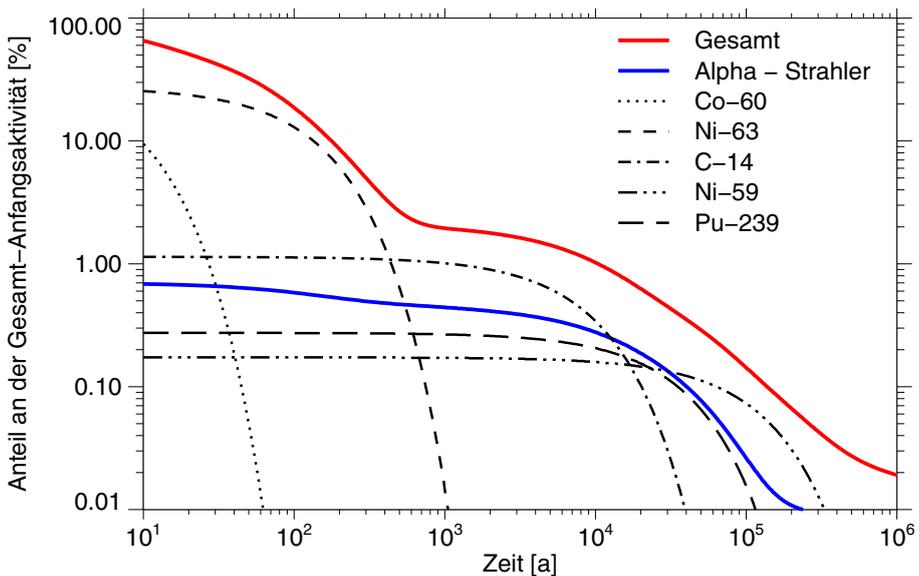


Abb. 3.5 Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers Centre de l'Aube

3.3.6 El Cabril (E)

Das oberflächennahe Endlager für radioaktive Abfälle El Cabril ist im Süden von Spanien gelegen. Es werden dort seit 1992 radioaktive Abfälle der Kategorie LILW eingelagert. Die Angaben über das Nuklidinventar des Endlagers El Cabril wurden der Betriebsgenehmigung des Endlagers entnommen [13]. Es enthält leider nur eine pauschale Angabe zu den Aktivitäten der im Abfall enthaltenen α -Strahler, so daß deren Zeitverlauf nicht bekannt ist. Die α -Strahler werden deshalb in Abb. 3.6 nicht berücksichtigt. Es ist nicht anzunehmen, daß die α -Strahler bei El Cabril einen Einfluß auf den Zeitverlauf der Gesamtaktivität haben.

Tab. 3.8 Nuklidinventar im Endlager El Cabril

Gesamtaktivität	[Bq]	$3,4 \cdot 10^{16}$		
α -Aktivität	[Bq]	$2,7 \cdot 10^{13}$		
Bestimmende Nuklide bis $10^2/10^4/10^6$ Jahre		Co-60, Cs-137, Ni-63	Ni-59	Ni-59

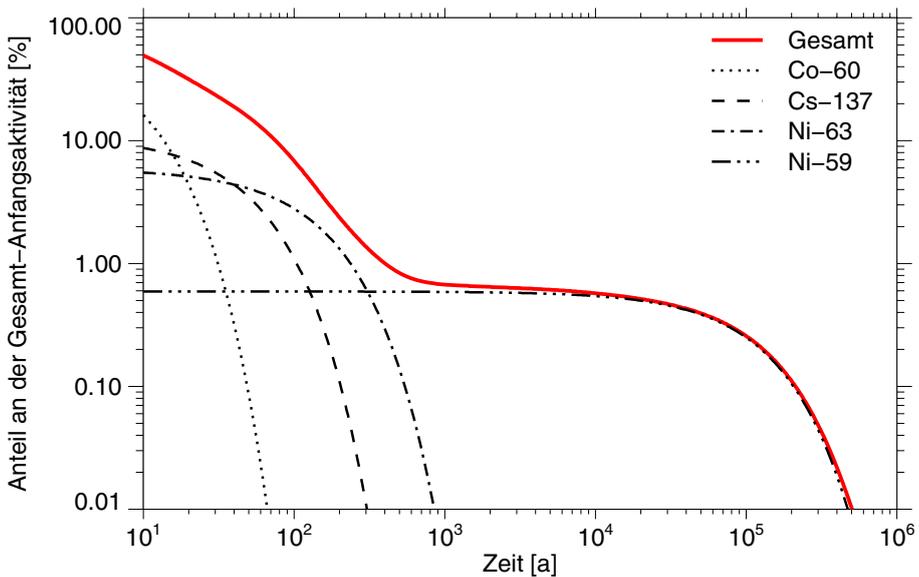


Abb. 3.6 Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers El Cabril

3.3.7 Drigg (UK)

Das oberflächennahe Endlager für radioaktive Abfälle Drigg ist in der Nähe der Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield im Westen Englands gelegen. Es werden dort seit 1959 radioaktive Abfälle der Kategorie LLW eingelagert. Die Angaben über das Nuklidinventar wurden einem Bericht der BNFL entnommen [3]. Die spezifische Aktivität des Abfalls im Endlager Drigg ist die Geringste aller betrachteten Inventare.

Tab. 3.9 Nuklidinventar im Endlager Drigg

Gesamtaktivität	[Bq]	$6,8 \cdot 10^{14}$		
α -Aktivität	[Bq]	$6,9 \cdot 10^{13}$		
Bestimmende Nuklide bis $10^2/10^4/10^6$ Jahre		Co-60	U-234, U-238	U-234, U-238
Abfallmenge	[g]	$2,2 \cdot 10^{12}$		
spez. Gesamtaktivität	[Bq/g]	310		
spez. α -Aktivität	[Bq/g]	31		

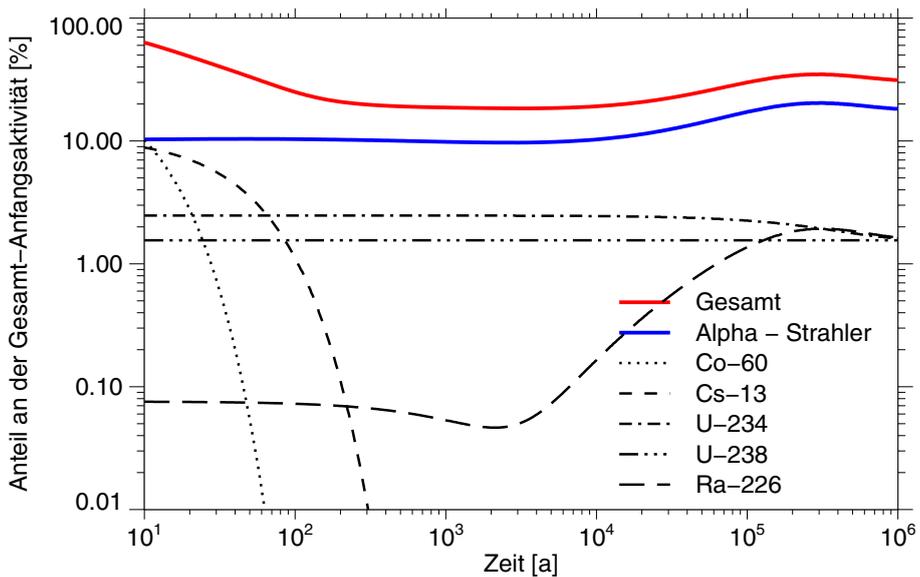


Abb. 3.7 Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers Drigg

3.3.8 Olkiluoto (Fin)

Das Endlager für radioaktive Abfälle Olkiluoto liegt an der Westküste Finnlands. Dort wurden 60 m bis 100 m unter der Erde zwei Silos errichtet, um eine getrennte Endlagerung des mittel- und schwachaktiven Abfalls zu ermöglichen. Es wurden die als konservativ angegebenen Daten über das Nuklidinventar verwendet [23]. Die Aktivität der α -Strahler ist sehr gering, und liegt in Abb. 3.8 außerhalb des dargestellten Bereichs.

Tab. 3.10 Nuklidinventar im Endlager Olkiluoto

Gesamtaktivität	[Bq]	$4,2 \cdot 10^{14}$		
α -Aktivität	[Bq]	$1,6 \cdot 10^{10}$		
Bestimmende Nuklide bis $10^2/10^4/10^6$ Jahre		Cs-137, Ni-63	Ni-59	Ni-59
Abfallvolumen	[m ³]	8 500		
spez. Gesamtaktivität	[Bq/g]	24 700		
spez. α -Aktivität	[Bq/g]	1		

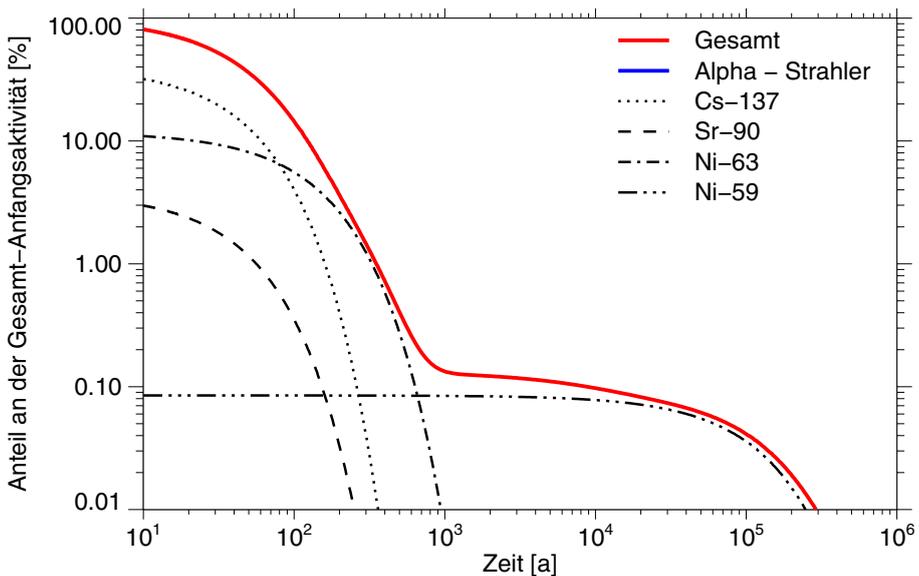


Abb. 3.8 Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers Olkiluoto

3.3.9 Wellenberg (CH)

Das Endlager für radioaktive Abfälle Wellenberg ist im gleichnamigen Berg in der Zentralschweiz für Abfälle der Kategorie SMA geplant. Die Daten zum Nuklidinventar wurden einem Bericht der Nagra entnommen [15].

Tab. 3.11 Nuklidinventar im Endlager Wellenberg

Gesamtaktivität	[Bq]	$1,5 \cdot 10^{17}$		
α -Aktivität	[Bq]	$6,7 \cdot 10^{13}$		
Bestimmende Nuklide bis $10^2/10^4/10^6$ Jahre		Ni-63	Ni-59	Ni-59
Abfallmenge	[g]	$2,5 \cdot 10^{11}$		
spez. Gesamtaktivität	[Bq/g]	600 000		
spez. α -Aktivität	[Bq/g]	270		

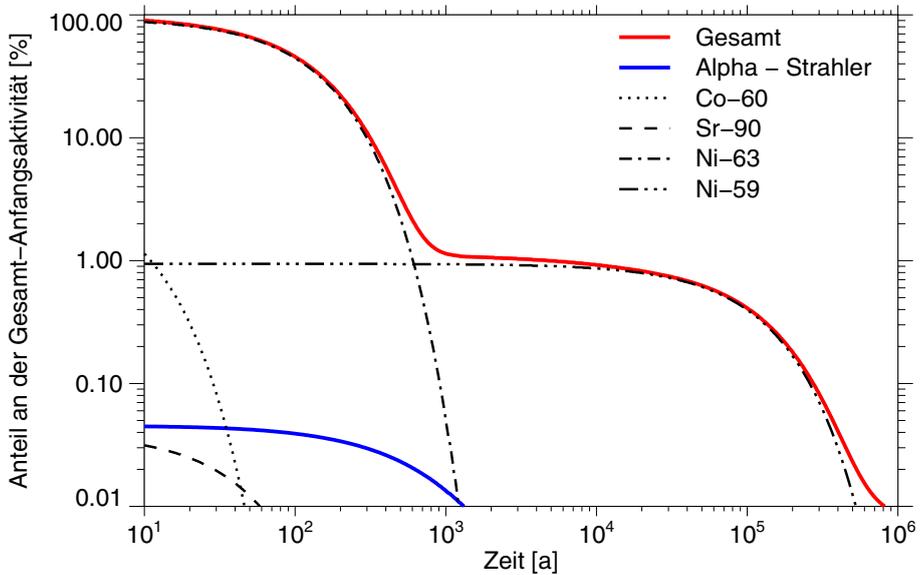


Abb. 3.9 Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers Wellenberg

3.3.10 WIPP (USA)

Das Endlager WIPP liegt im US-Bundesstaat New Mexico und wurde für die Endlagerung transuranhaltiger Abfälle in einer Salzformation errichtet. Seit 1999 werden dort Abfälle eingelagert. Die Daten zum Nuklidinventar wurden den Planungsunterlagen des Endlagerstandorts entnommen [21]. Über 99% der Aktivität wird durch α -Strahler und deren Tochternukliden erzeugt. Darin unterscheidet sich das Inventar des Endlagers WIPP grundsätzlich von den übrigen hier betrachteten Inventaren.

Tab. 3.12 Nuklidinventar im Endlager WIPP

Gesamtaktivität	[Bq]	$1,9 \cdot 10^{17}$		
α -Aktivität	[Bq]	$1,3 \cdot 10^{17}$		
Bestimmende Nuklide bis $10^2/10^4/10^6$ Jahre		Pu-238	Pu-239	Pu-239
Abfallvolumen	[m ³]	175 500		
spez. Gesamtaktivität	[Bq/g]	541 300		
spez. α -Aktivität	[Bq/g]	370 400		

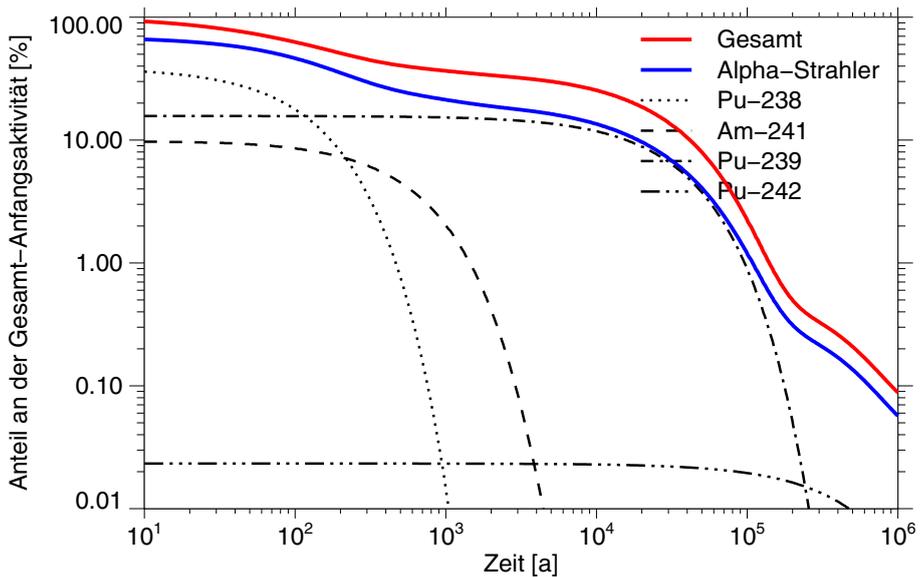


Abb. 3.10 Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers WIPP

3.3.11 Loviisa (Fin)

Bei Loviisa handelt es sich um eine Prinzipstudie für ein Endlager für hochaktiven Abfall in Finnland. In dieser Studie wird kein expliziter Standort für das Endlager angenommen. Mittlerweile wird geplant, ein Endlager für hochaktive Abfälle in Olkiluoto zu errichten. Die Angaben über das Inventar wurden der Prinzipstudie entnommen [24]. Sie entsprechen den Abfällen, wie sie in den Kernkraftwerken Loviisa und Olkiluoto anfallen. Für die Berechnungen wurden die Angaben über das Inventar der Abfälle aus Loviisa verwendet. Die Angaben für die Aktivität beziehen sich auf eine Tonne Schwermetall.

Tab. 3.13 Nuklidinventar im Endlager Loviisa

Gesamtaktivität	[Bq/t _{SM}]	8,5·10 ¹⁵		
α-Aktivität	[Bq/t _{SM}]	1,6·10 ¹⁴		
Bestimmende Nuklide bis 10 ² /10 ⁴ /10 ⁶ Jahre		Cs-137, Sr-90	Am-241	Pu-239

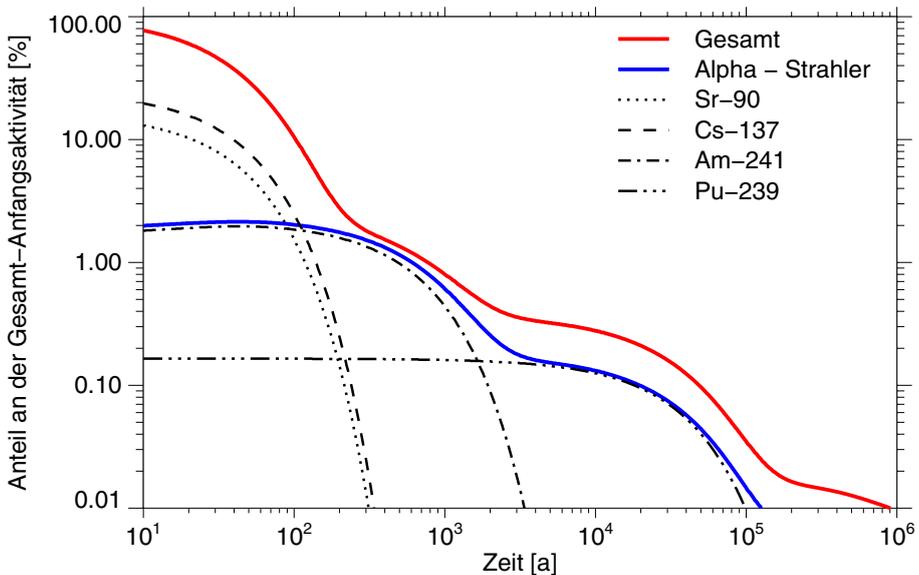


Abb. 3.11 Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers Loviisa

3.3.12 Site 94 (S)

Bei Site 94 handelt es sich um eine Prinzipstudie für ein hypothetisches Endlager für hochaktiven Abfall in einer Granitformation in Schweden. In dieser Studie wird kein expliziter Standort für das Endlager angenommen. Die Angaben zum Inventar wurden der Studie entnommen [19]. Man erwartet eigentlich einen ähnlichen Aktivitäts-Zeitverlauf, wie für Loviisa. Die Unterschiede ergeben sich zum Teil daraus, daß für Site 94 keine Angaben zum Inventar des Pu-241 gemacht werden. Die Angaben für die Aktivität beziehen sich auf eine Tonne Schwermetall.

Tab. 3.14 Nuklidinventar im Endlager Site 94

Gesamtaktivität	[Bq/t _{SM}]	1,8·10 ¹⁵		
α-Aktivität	[Bq/t _{SM}]	2,9·10 ¹⁴		
Bestimmende Nuklide bis 10 ² /10 ⁴ /10 ⁶ Jahre		Cs-137, Sr-90	Am-241	Pu-239

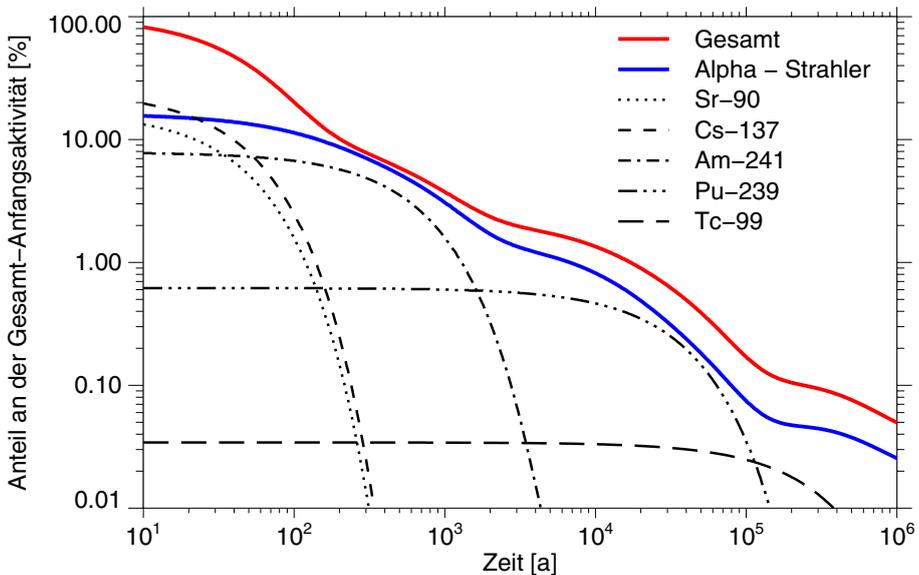


Abb. 3.12 Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers Site 94

3.4 Abfallmaterialien

3.4.1 LAW / MAW - Abfall (D)

Die Angaben zum Inventar für schwach- und mittelaktiven Abfall ohne signifikanter Wärmeproduktion, wie er in den Abfallströmen in Deutschland vorkommt, wurden dem Projekt „Sicherheitsstudien Entsorgung“ entnommen [20]. Es wurden die dort angegebenen Aktivitäten der Abfälle in den Einlagerungsfeldern SK, AK und VK addiert.

Tab. 3.15 Nuklidinventar des LAW / MAW - Abfalls

Gesamtaktivität	[Bq]	2,2 · 10 ¹⁸		
α-Aktivität	[Bq]	1,1 · 10 ¹⁷		
Bestimmende Nuklide bis 10 ² /10 ⁴ /10 ⁶ Jahre		Pu-241	Am-241	Ni-59
Abfallvolumen	[m ³]	2 330 000		
spez. Gesamtaktivität	[Bq/g]	472 100		
spez. α-Aktivität	[Bq/g]	24 500		

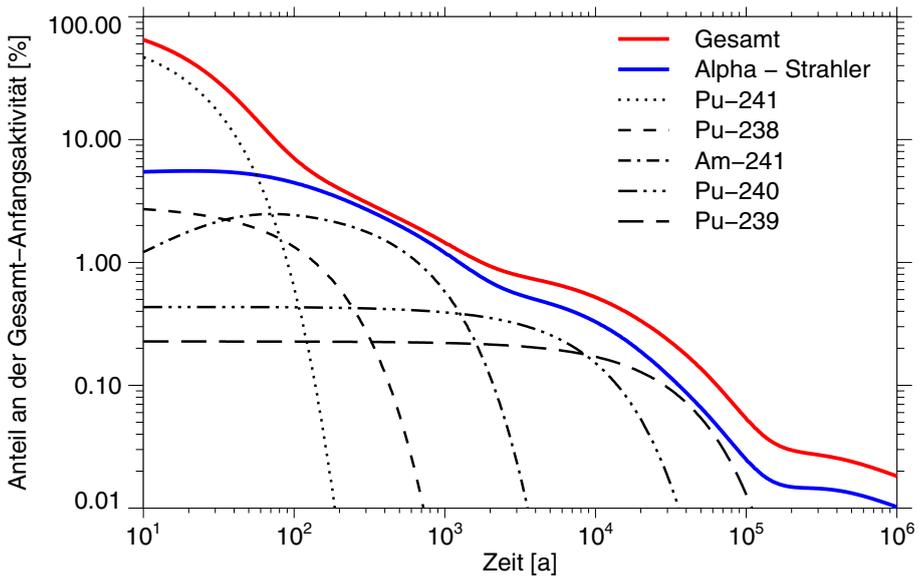


Abb. 3.13 Zeitverlauf des Nuklidinventars des LAW / MAW - Abfalls

3.4.2 HAW-Kokille (D)

Die Angaben über das Nuklidinventar einer verglasten HAW-Kokille zur Bohrlochlage- rung sind dem Bericht im Projekt „Systemanalyse Mischkonzept“ entnommen [4]. Die Ak- tivität entspricht dem Inventar direkt nach der Wiederaufarbeitung, sieben Jahre nach der Entnahme aus dem Reaktor.

Tab. 3.16 Nuklidinventar einer HAW-Kokille

Gesamtaktivität	[Bq]	$1,6 \cdot 10^{16}$		
α -Aktivität	[Bq]	$1,8 \cdot 10^{15}$		
Bestimmende Nuklide bis $10^2/10^4/10^6$ Jahre		Sr-90, Cs-137	Am-241	Tc-99
Abfallmenge	[g]	437 000		
spez. Gesamtaktivität	[Bq/g]	$3,7 \cdot 10^{10}$		
spez. α -Aktivität	[Bq/g]	$4,1 \cdot 10^9$		

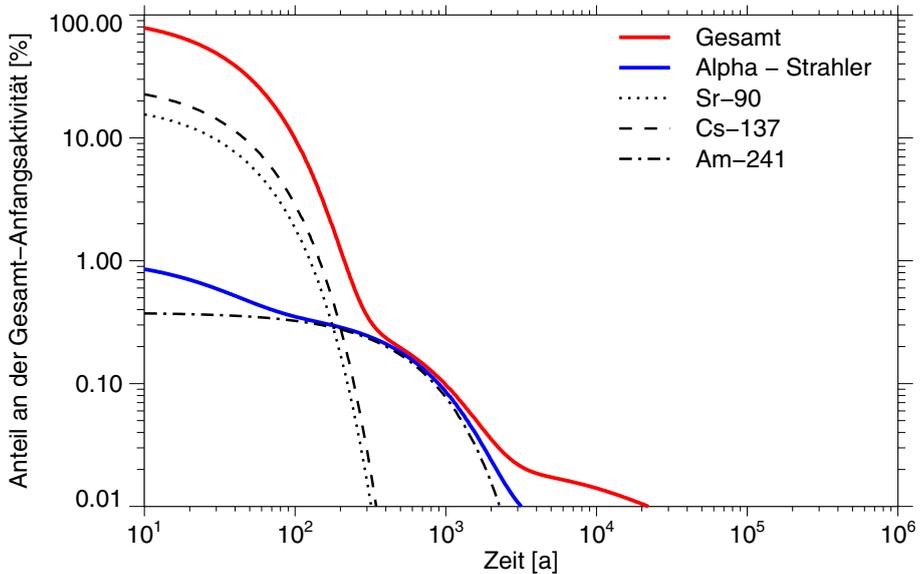


Abb. 3.14 Zeitverlauf des Nuklidinventars einer HAW-Kokille

3.4.3 Abgebrannte LWR-Brennelemente (D)

Die Angaben über das Nuklidinventar von abgebrannten LWR-Brennelementen mit einem Abbrand von 45 GWd/t_{SM} sind dem Bericht zum Projekt „Spent Fuel Performance Assessment“ entnommen [11]. Die Angaben für die Aktivität beziehen sich auf eine Tonne Schwermetall, direkt nach der Entnahme aus dem Reaktor.

Tab. 3.17 Nuklidinventar abgebrannter LWR-Brennelemente

Gesamtaktivität	[Bq/t _{SM}]	4,2·10 ¹⁶		
α-Aktivität	[Bq/t _{SM}]	6,8·10 ¹⁴		
Bestimmende Nuklide bis 10 ² /10 ⁴ /10 ⁶ Jahre		Cs-137	Am-241	Pu-239
Abfallmenge	[g]	7 950 000		
spez. Gesamtaktivität	[Bq/g]	5,3·10 ⁹		
spez. α-Aktivität	[Bq/g]	8,6·10 ⁷		

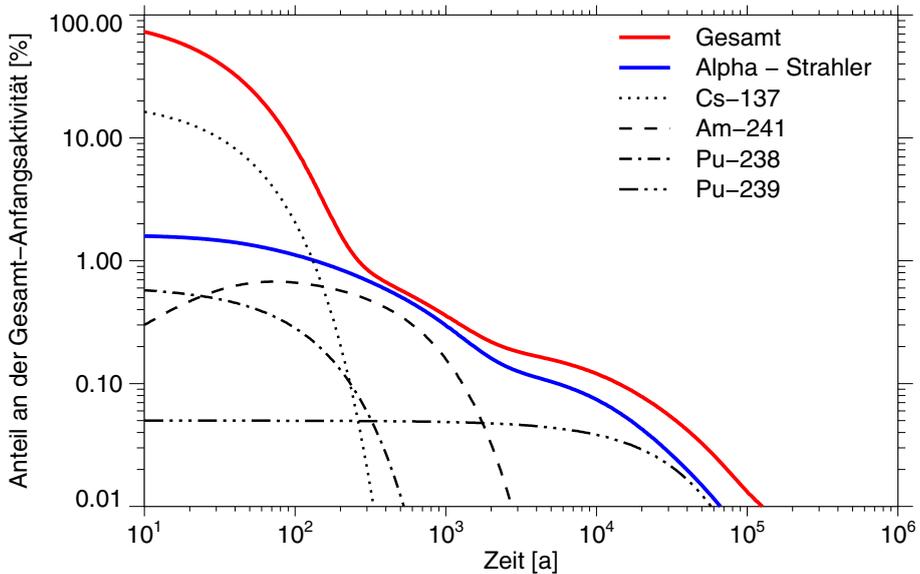


Abb. 3.15 Zeitverlauf des Nuklidinventars abgebrannter LWR-Brennelemente

3.4.4 Nirex ILW / LLW Referenzinventar (UK)

Die Daten über das Nirex-Referenzinventar für schwach- und mittelaktiven Abfall wurden der Nirex Dokumentation der Abfallströme radioaktiver Abfälle in England entnommen [16].

Tab. 3.18 Nuklidinventar des Abfalls Nirex-Referenzinventar

Gesamtaktivität	[Bq]	$1,7 \cdot 10^{18}$		
α -Aktivität	[Bq]	$7,8 \cdot 10^{16}$		
Bestimmende Nuklide bis $10^2/10^4/10^6$ Jahre		Ni-63	Pu-240	Ni-59
Abfallvolumen	[m ³]	263 000		
spez. Gesamtaktivität	[Bq/g]	3 232 000		
spez. α -Aktivität	[Bq/g]	148 300		

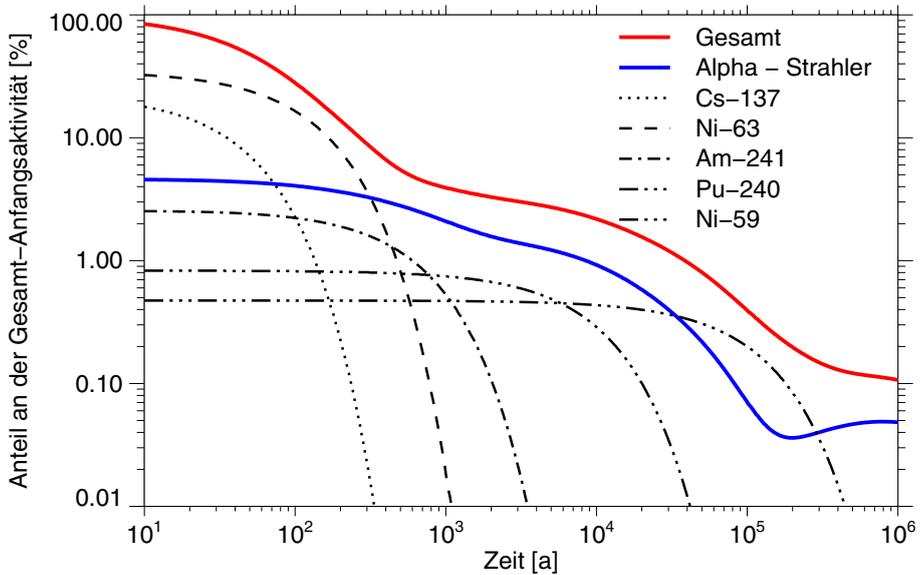


Abb. 3.16 Zeitverlauf des Nuklidinventars des Abfalls Nirex-Referenzinventar

3.5 Übersicht

Die Daten aller Abfälle werden in Tabelle 3.19 zusammengefasst.

Tab. 3.19 Vergleich der verschiedenen Inventare Die spezifische Aktivität ist aufgrund fehlender Mengenangaben für einige Inventare nicht angegeben.

Inventar	Aktivität [Bq]	spez. Aktivität [Bq/g]		Anteil α – Aktivität [%]	
		Gesamt	α	t=0 a	t=10 ³ a
Endlager					
Asse	$3,8 \cdot 10^{15}$	54 500	2 730	5,1	72,6
ERA Morsleben	$3,1 \cdot 10^{14}$	4 220	31	0,8	25,4
Konrad	$8,5 \cdot 10^{17}$	653 800	15 380	2,3	71,3
La Manche	$6,0 \cdot 10^{16}$	56 600	380	0,7	39,6
Centre de l'Aube	$7,0 \cdot 10^{16}$	35 000	245	0,7	22,7
El Cabril	$3,4 \cdot 10^{16}$			0,08	
Drigg	$6,8 \cdot 10^{14}$	310	31	10,2	52,5
Olkiluoto	$4,2 \cdot 10^{14}$	24 700	1	0,004	1,2
Loviisa	$8,5 \cdot 10^{15}$			1,8	76,1
Wellenberg	$1,5 \cdot 10^{17}$	600 000	270	0,05	1,2
WIPP	$1,9 \cdot 10^{17}$	541 300	370 400	69,0	58,1
Site 94	$1,8 \cdot 10^{15}$			16,2	82,0
Abfallmaterialien					
LAW / MAW - Abfall	$2,2 \cdot 10^{18}$	472 100	24 500	5,1	82,7
HAW-Kokille	$1,6 \cdot 10^{16}$	$3,7 \cdot 10^{10}$	$4,1 \cdot 10^9$	1,1	87,7
abgebrannte Brennelemente	$4,2 \cdot 10^{16}$	$5,3 \cdot 10^9$	$8,6 \cdot 10^7$	1,6	83,2
Nirex Referenzinventar	$1,7 \cdot 10^{18}$	$3,2 \cdot 10^6$	148 300	4,6	53,3

3.6 Vergleichende Betrachtung

3.6.1 Gesamtaktivität

Im folgenden Abschnitt werden die in den Kapiteln 3.3 und 3.4 vorgestellten Zeitverläufe der Inventare verglichen. Damit soll untersucht werden, ob sich Unterschiede hinsichtlich der „Halbwertszeit“ der Abfälle feststellen lassen. Die Zeitverläufe der relativen Aktivität aller Inventare sind in Abbildung 3.17 zusammengestellt. In dieser Abbildung sind die Zeitverläufe zur besseren Übersichtlichkeit in die Gruppen „Deutsche Endlager und Abfälle“, „Oberflächennahe Endlager“, „Hochaktive Abfälle“ und „Sonstige Abfälle“ zusammengefasst. Olkiluoto wird dabei, trotz daß es sich in einer Tiefe von 60 m bis 100 m befindet, zur besseren Vergleichbarkeit zusammen mit den oberflächennahen Endlagern aufgetragen. Für eine detaillierte Unterscheidung werden die einzelnen Gruppen getrennt in den Abbildungen 3.18 bis 3.20 aufgetragen. Dort ist auch die Legende der einzelnen Kurven zu ersehen.

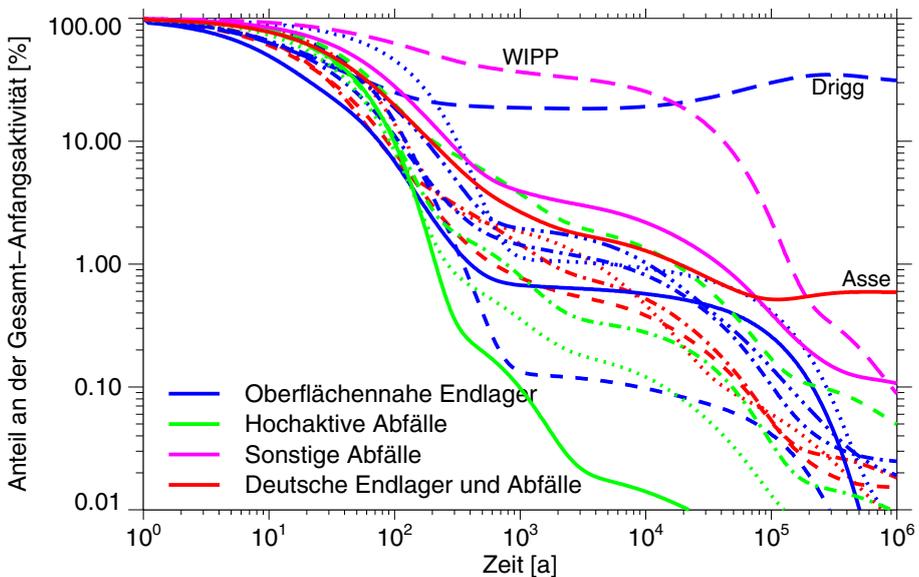


Abb. 3.17 Relative Zeitverläufe der Aktivität aller betrachteten Inventare.

Die Kurven der einzelnen Endlager und Abfälle zeigen einen ähnlichen Verlauf, der sich im allgemeinen nicht gravierend voneinander unterscheidet. Außer für das Inventar der Endlager WIPP und Drigg nimmt die Aktivität der Inventare innerhalb der ersten tausend Jahre auf etwa 1 bis 5 % der Anfangsaktivität ab. Bis eine Million Jahre sinkt die Aktivität dann im Schnitt auf 1 ‰ bis 0,1 ‰ der Anfangsaktivität.

Die Aktivität des Inventars des Endlagers WIPP nimmt dagegen innerhalb der ersten 10 000 Jahre deutlich geringer ab, liegt aber nach einer Million Jahre wieder im Bereich der übrigen Inventare. Die Aktivität des Endlagers Drigg geht in dem betrachteten Zeitraum nie unter 10 % seiner Anfangsaktivität zurück. Dies liegt daran, daß die Urannuklide U-234 und U-238, die beide sehr große Halbwertszeiten haben, schon ab etwa 1 000 Jahren bestimmend für die Aktivität sind. Drigg hat das Inventar mit der geringsten Gesamtaktivität der hier betrachteten Standorte. Eine weitere Abweichung von dem allgemeinen Verhalten zeigt das Inventar des Endlagers Asse. Die Aktivität dessen Inventars geht ab etwa 100 000 Jahren nicht weiter zurück. Dies liegt wiederum an den dann die Aktivität bestimmenden langlebigen Urannukliden.

Die stärkste Abnahme der Gesamtaktivität innerhalb 1 Mio. Jahren zeigen sowohl die verglaste HAW-Kokille, als auch der abgebrannte Brennstoff auf etwa einen Faktor $2 \cdot 10^{-5}$ der Anfangsaktivität in dem betrachteten Zeitraum. Die Abnahme der Aktivität erfolgt bei den meisten Inventaren ab einer Zeit von 100 Jahren relativ gleichmäßig in der doppellogarithmischen Darstellung. Die Ursache dafür ist, daß die meisten Inventare von drei, zum Teil aber auch mehreren Nukliden mit stark unterschiedlichen Halbwertszeiten geprägt sind, die die gesamte betrachtete Zeitspanne von 1 Mio. Jahren überdecken. Eine Ausnahme machen hier jene Inventare, deren Aktivitäts-Zeitverlauf lediglich durch die beiden Nickelnuklide Ni-63 und Ni-59 geprägt werden. Zu diesen Inventaren gehören vor allem El Cabril, Olkiluoto und Wellenberg. Diese Inventare zeigen eine Abnahme der Aktivität in lediglich zwei Stufen, zwischen etwa 200 und 800 Jahren und wieder ab 150 000 Jahren.

Die Tatsache, daß sich die Aktivitäts-Zeitverläufe der verschiedenen Abfälle bis auf die genannten Ausnahmen wenig voneinander unterscheiden, muß um so mehr betont werden, da es sich dabei um sehr unterschiedliche Abfälle handelt. So reicht der Aktivitätsbereich der betrachteten Abfälle von schwachaktiven Abfällen, wie im ERA Morsleben mit einer spezifischen Aktivität von ca. 4 220 Bq/g, bis hin zu hochaktiven Abfällen, wie der HAW-Kokille mit einer spezifischen Aktivität von $3,7 \cdot 10^{10}$ Bq/g. Das ähnliche Verhalten

ist darin begründet, daß alle der betrachteten Abfälle ähnlich große Anteile an den langlebigen Nukliden Ni-59 oder Tc-99 haben. Eine Unterscheidung in kurzlebig oder langlebig mit einer Halbwertszeit kleiner und größer 30 Jahren, wie er in der Klassifizierung der IAEA vorgenommen wird, erscheint also bei den hier betrachteten Abfällen nicht sinnvoll. Es ist daher angebracht, diese nicht nach ihrer Lebensdauer, sondern lediglich nach ihrer spezifischen Aktivität zu unterscheiden.

Zur besseren Übersicht sind im folgenden die Zeitverläufe aus der Abbildung 3.17 noch nach den Gruppen „Deutsche Endlager und Abfälle“, „Oberflächennahe Endlager“ und „Hochaktive Abfälle“ getrennt dargestellt.

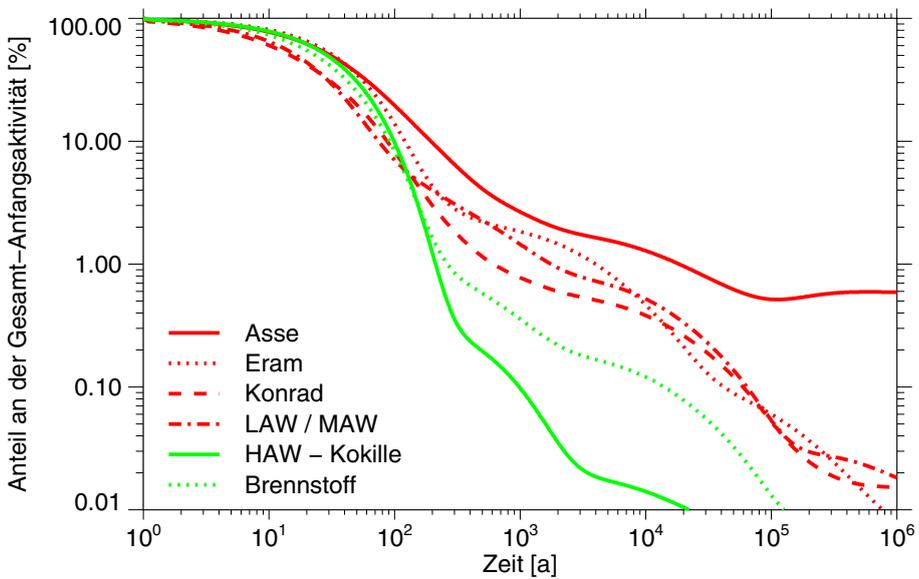


Abb. 3.18 Zeitverlauf der Gesamtinventare - Deutsche Endlager und Abfälle

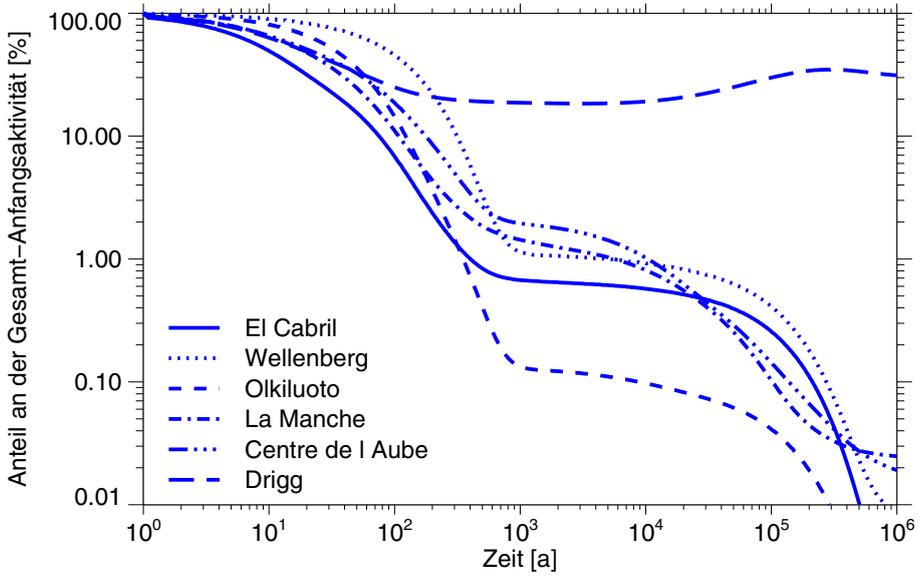


Abb. 3.19 Zeitverlauf der Gesamtinventare - Oberflächennahe Endlager

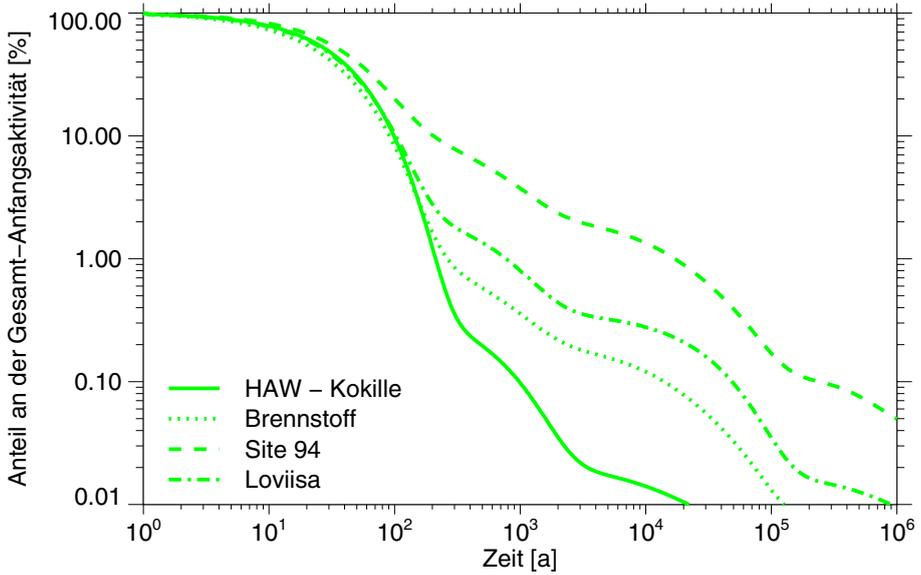


Abb. 3.20 Zeitverlauf der Gesamtinventare - Hochaktive Abfälle

3.6.2 Aktivität von α -Strahlern

In Abbildung 3.21-links sind die spezifischen Aktivitäten der schwach- und mittelaktiven Inventare an der linken, sowie an der rechten Achse die spezifischen Aktivitäten der α -Strahler aufgetragen. Die Inventare der hochaktiven Abfälle werden aufgrund ihrer um Größenordnungen höheren Aktivität in dieser Abbildung nicht dargestellt. Die rechte Spalte enthält zusätzlich als horizontale Linie das Kriterium zur Unterscheidung zwischen LILW-SL und LILW-LL nach der IAEA-Klassifikation. Dabei wird deutlich, daß es Abfälle - wie z.B. Wellenberg und Konrad - gibt, die zwar sowohl eine ähnliche spezifische Gesamtaktivität als auch einen ähnlichen Aktivitäts-Zeitverlauf haben, aber aufgrund der IAEA-Kriterien unterschiedlich klassifiziert werden, da im Inventar des Endlagers Konrad der relative Anteil der α -Strahler an der Gesamtaktivität sehr viel höher liegt.

Im rechten Teil der Abbildung 3.21 ist die Einordnung der verschiedenen Inventare in die IAEA-Klassifikation aus Abbildung 2.1 dargestellt.

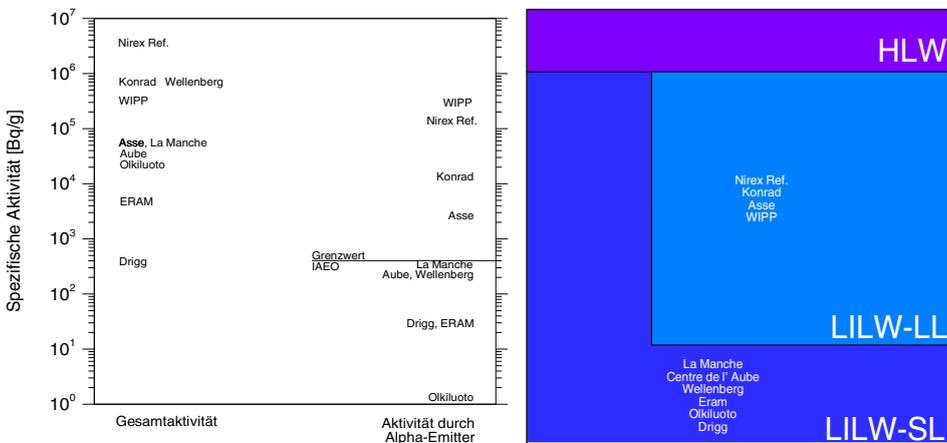


Abb. 3.21 Einstufung der Inventare nach der IAEA-Klassifikation.

Links: Die spezifische Aktivität der Inventare ist an der linken und an der rechten Achse ist die spezifische Aktivität der α -Strahler aufgetragen.

Rechts: Einstufung der Inventare aufgrund der Klassifikation der IAEA.

Ein deutlicher Unterschied zwischen den Abfällen läßt sich hinsichtlich des Anteils der α -Strahler an der Gesamtaktivität über die Zeit feststellen. Abbildung 3.22 zeigt den Zeitverlauf des Anteils der α -Strahler an der Gesamtaktivität zu jedem Zeitpunkt. Die einzel-

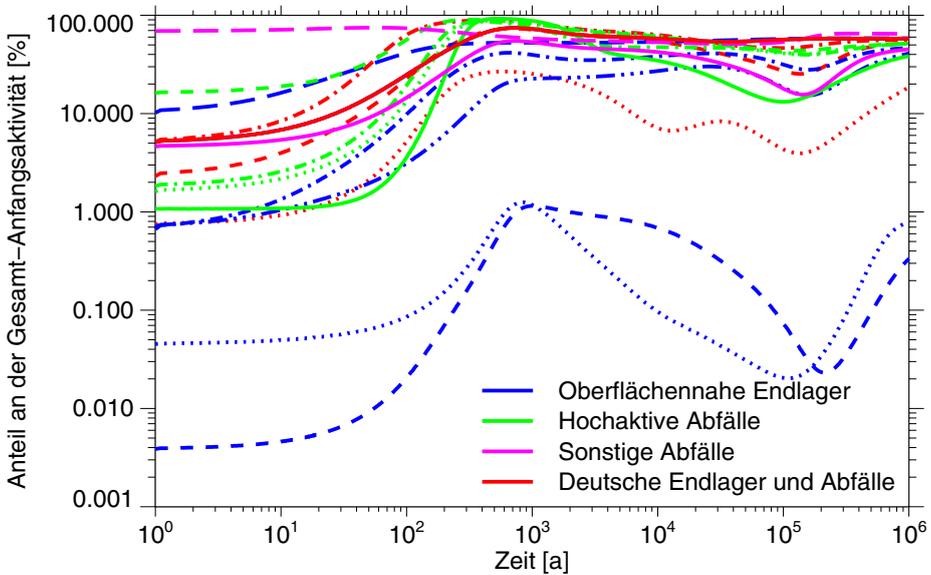


Abb. 3.22 Zeitverlauf des Anteils der α -Aktivität an der Gesamtaktivität.

nen Gruppen werden in den Abbildungen 3.23 bis 3.25 aufgetragen. El Cabril ist aufgrund fehlender Informationen über die Nuklidzusammensetzung der α -Strahler nicht dargestellt. Die Abfälle lassen sich in zwei Gruppen einteilen:

- Gruppe 1: Inventare in dieser Gruppe haben zu Beginn einen Anteil an der Gesamtaktivität an α -Strahlern über 1%. Dieser Anteil wächst bis etwa 1000 Jahre an und bildet ab dann den Hauptanteil an der Gesamtaktivität, zum Teil bis zu über 80%. Dieser Gruppe gehören alle hochaktiven Abfälle und die folgenden Abfälle und Inventare an: Asse, Konrad, LAW / MAW-Abfall, La Manche, Centre de l'Aube, Drigg und Nirex. Bei einigen dieser Inventare gibt es bei etwa 200 000 Jahren ein lokales Minimum in den Kurven. Dies kommt daher, daß dort vorübergehend die Nuklide Ni-59 und Tc-99 eine Rolle spielen, wie z.B. beim Zeitverlauf des Inventars Nirex im Abschnitt 3.4.4 zu sehen ist.
- Gruppe 2: Inventare dieser Gruppe haben zu Beginn einen Anteil der α -Strahler an der Gesamtaktivität nahe oder unter 1%. Dieser Anteil der α -Strahler ist auch während des gesamten betrachteten Zeitraums bis 1 Million Jahre immer geringer als die Aktivität durch β -Strahler. Zu dieser Gruppe gehören: ERAM, Olkiluoto und Wellenberg. Einen besonders geringen Anteil an α -Strahlern haben die beiden letztgenannten.

Es lässt sich allerdings - außer für die hochaktiven Abfälle, die alle zur Gruppe 1 gehören - keine eindeutige Systematik in der Zuordnung der Inventare zu den Gruppen feststellen. Die Abfälle der Gruppe 2 werden dadurch gekennzeichnet, daß der langlebige Anteil der Aktivität durch die Nuklide Ni-59 und Tc-99 beigetragen wird. Für Zeiten, die deutlich größer als die Halbwertszeit dieser Nuklide sind, steigt dann auch bei diesen Inventaren der Anteil der α -Strahler an der Gesamtaktivität an.

Zur besseren Übersicht sind die Zeitverläufe aus der Abbildung 3.22 noch nach den Gruppen „Deutsche Endlager und Abfälle“, „Oberflächennahe Endlager“ und „Hochaktive Abfälle“ getrennt dargestellt.

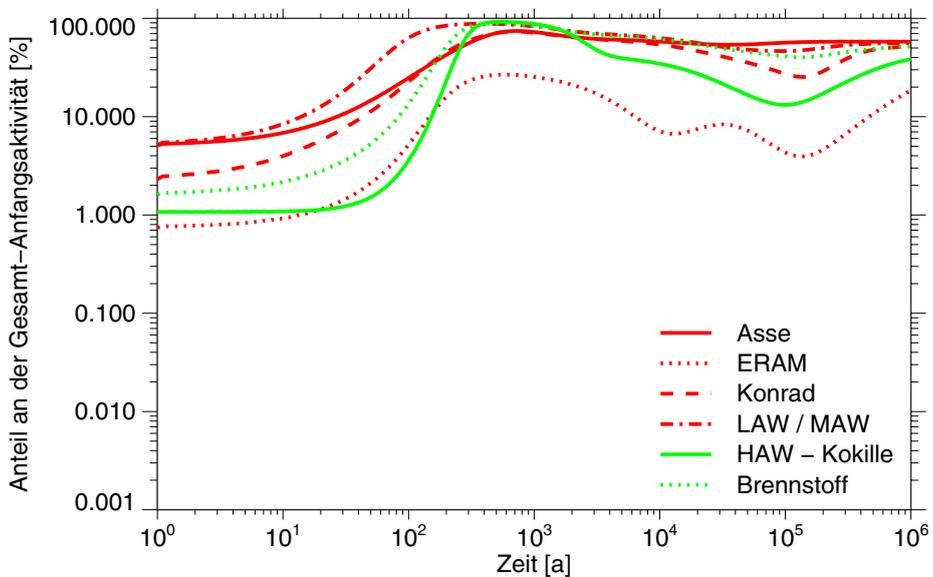


Abb. 3.23 Anteil der α -Aktivität - Deutsche Endlager und Abfälle

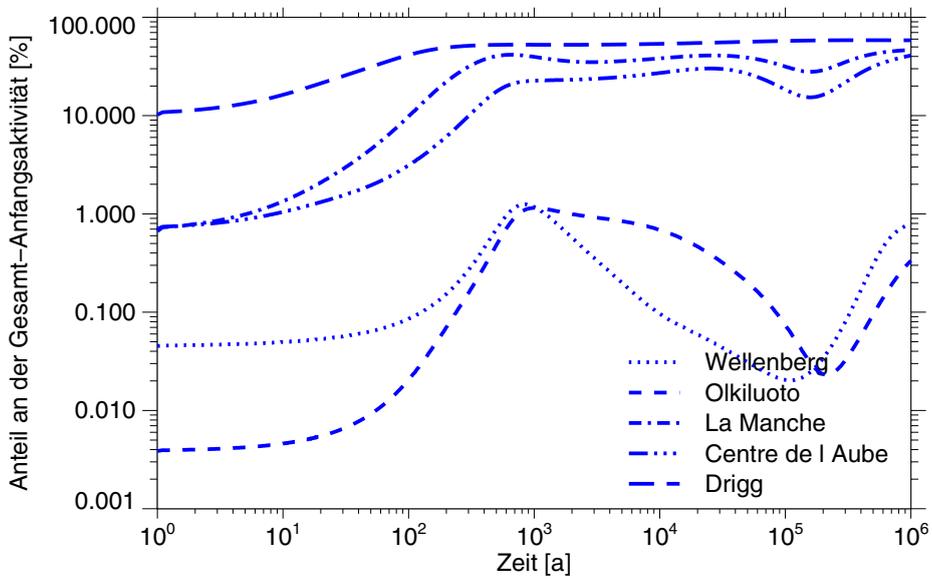


Abb. 3.24 Anteil der α -Aktivität - Oberflächennahe Endlager

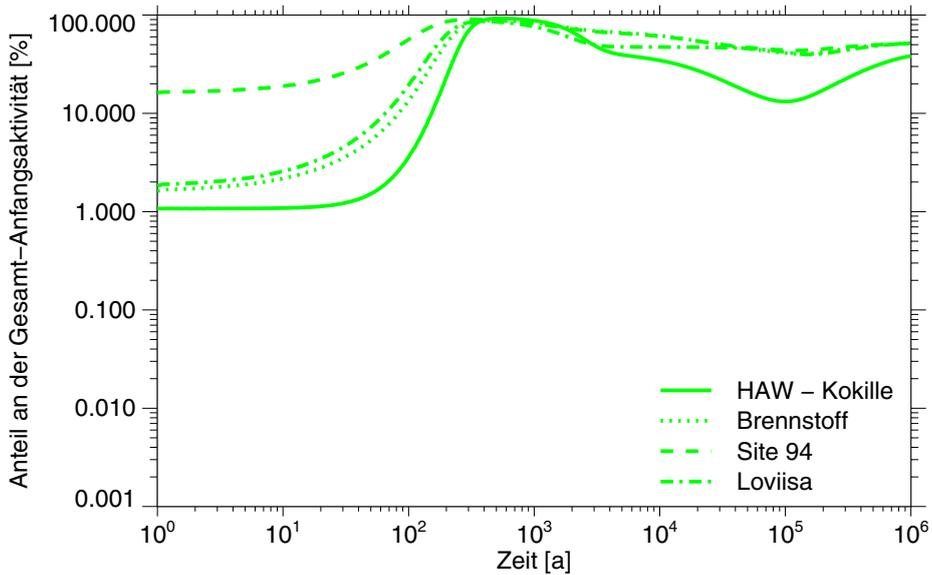


Abb. 3.25 Anteil der α -Aktivität - Hochaktive Abfälle

4 Wärmeproduktion hochaktiver Abfälle

In der Klassifizierung für radioaktive Abfälle der IAEA wird die Unterscheidung zwischen langlebigen schwach- und mittelaktiven Abfällen (LILW-LL) und hochaktiven Abfällen (HLW) bei der Überschreitung einer spezifischen Wärmeleistung von 2 kW/m^3 getroffen. Dabei wird aber nicht explizit gesagt, auf welches Volumen sich die spezifische Wärmeleistung bezieht, d.h. auf das Volumen des Abfallgebindes, also inklusive des Behälters, oder auf das Volumen des radioaktiven Materials selbst. Eine praktische Klassifikation ist aber nur möglich, wenn zur Unterscheidung das Volumen des Abfallgebindes verwendet wird.

In Tabelle 4.1 ist die Wärmeproduktion einiger in Deutschland existierender hochaktiver Abfälle aufgelistet [17, 4, 11]. Volumina und Massen, werden als „brutto“ bezeichnet, wenn sie die Verpackung mit beinhalten und als „netto“, wenn sie sich auf das radioaktive Abfallmaterial beziehen. Die Wärmeleistung wird für Zwischenlagerzeiten von 10 und 60 Jahren angegeben. Die spezifische Wärmeleistung wird für eine Zwischenlagerzeit von 10 Jahren angegeben. Es werden drei verschiedene Abfallarten miteinander verglichen:

Tab. 4.1 Wärmeproduktion und Aktivität verschiedener hochaktiver Abfälle

		HAW Kokille	Pollux 8 BE	SPA Behälter 3 BE
Volumen [m^3]	brutto	0,19	10,2	1,0
	netto	0,15	0,80	0,30
Masse [kg]	brutto	473	64 500	7 950
	netto	398	6 674	2 290
Wärmeleistung [W]	10 a	1 657	7 460	3 020
	60 a	451	2 720	1 100
Aktivität [Bq]		$1,6 \cdot 10^{16}$	$5,6 \cdot 10^{16}$	$2,1 \cdot 10^{16}$
spez. Wärmeleistung nach 10a [W/m^3]	brutto	8 720	731	3 020
	netto	11 046	9 300	10 060
spez. Aktivität [Bq/g]	brutto	$4,6 \cdot 10^9$	$8,7 \cdot 10^8$	$2,6 \cdot 10^9$
	netto	$5,0 \cdot 10^9$	$8,4 \cdot 10^9$	$9,2 \cdot 10^9$

- HAW-Kokille: Diese Abfallart enthält verglasten hochaktiven Abfall für die Bohrlochlagerung. Das Inventar einer HAW-Kokille ist in Abschnitt 3.4.2 beschrieben.
- Pollux: Dieser Behälter für die Streckenlagerung enthält acht LWR-Brennelemente mit Strukturteilen. Die Angaben zur Aktivität sind für einen Zeitpunkt sieben Jahre nach Entladung aus dem Reaktor gemacht. Die in dem Behälter enthaltenen Brennelemente sind - bis auf ihre Anzahl - mit denen in der im folgenden beschriebenen SPA-Kokille identisch und das Verhältnis der Aktivitäten von Pollux und SPA-Kokille entspricht dem Verhältnis der Anzahl der in ihnen enthaltenen Brennelemente. Ein geringfügiger Unterschied in der spezifischen Nettoaktivität ergibt sich daraus, daß der Polluxbehälter zusätzlich Strukturteile enthält.
- SPA-Kokille: Dieser Behälter wurde für die Bohrloch-Endlagerung in einem Endlager im Granit vorgeschlagen und ist in der Studie „Spent fuel performance assessment“ beschrieben [11]. Er enthält drei LWR-Brennelemente mit insgesamt 1,6 t Schwermetall. Das Inventar der SPA-Kokille ist in Abschnitt 3.4.3 beschrieben. Zur Vergleichbarkeit mit dem Pollux-Behälter ist bei der Angabe der Aktivität in Tabelle 4.1 eine Zwischenlagerzeit von sieben Jahren berücksichtigt. Dadurch ist die Gesamtaktivität niedriger als in Abschnitt 3.4.3 beschrieben.
Für diesen Behältertyp ist keine Wärmeleistung nach 10 Jahren angegeben. Da die darin enthaltenen Brennstäbe aber mit denen des Pollux-Behälters identisch sind, wurde die Wärmeproduktion nach 10 Jahren aus dem Wert für 60 Jahre entsprechend der Abnahme in der Wärmeleistung des Pollux-Behälters abgeschätzt.

Ein Vergleich der spezifischen Wärmeleistungen der verschiedenen Abfälle mit dem Grenzwert der IAEA ist in Abb. 4.1 dargestellt. Es zeigt sich, daß die spezifische Brutto-Wärmeleistung des Abfalls in dem Pollux-Behälter aufgrund des großen Behältervolumens unter dem von der IAEA angegebenen Grenzwert liegt. Dies ist insofern bemerkenswert, da der Pollux-Behälter die mehr als doppelte Menge der gleichen Art von Brennstäben enthält wie die SPA-Kokille. Nach der IAEA-Klassifikation würde der Pollux-Behälter also als LILW-LL eingestuft, während die SPA-Kokille, die eigentlich eine geringere Aktivitätsmenge enthält, als HLW eingestuft würde.

Legt man die Klassifikation Finnlands zugrunde, welches mit $1 \cdot 10^7$ Bq/g als einziges der im Kapitel über Klassifikationssysteme betrachteten Länder einen definierten Grenzwert zwischen mittel- und hochaktiven Abfall angibt, so werden alle drei Abfälle als HLW ein-

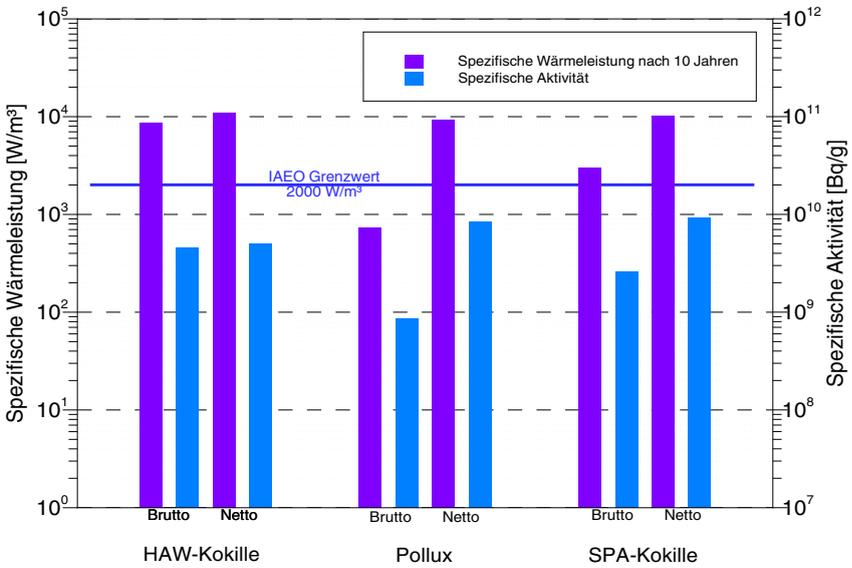


Abb. 4.1 Vergleich der Wärmeproduktion und Aktivität verschiedener hochaktiver Abfälle mit der Klassifikation der IAEA.

gestuft, wie die Auftragung auf die rechte Ordinate in Abb. 4.1 zeigt. Diese Einstufung ergibt sich auch unabhängig vom Gebindetyp. Abbildung 4.2 zeigt die Einstufung der drei hochaktiven Abfälle nach der Klassifikation der IAEA wie in Abb. 3.21.



Abb. 4.2 Einstufung der Inventare aufgrund der Klassifikation der IAEA.

5 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Der Vergleich des Aktivität-Zeit-Verhaltens der Inventare verschiedener Endlager und Abfallmaterialien läßt sich wie folgt zusammenfassen:

- Die betrachteten Inventare unterscheiden sich erheblich hinsichtlich ihrer spezifischen Aktivität von etwa 200 Bq/g bis über 10^9 Bq/g. Die Abnahme der Radioaktivität mit der Zeit verläuft dagegen ähnlich, und es läßt sich insbesondere aus der Höhe der spezifischen Aktivität kein Rückschluß auf die Langlebigkeit ziehen.
- Die betrachteten Inventare unterscheiden sich signifikant hinsichtlich des Anteils der α -Strahler an der Anfangsaktivität. Der Anteil reicht von 4 % bis über 70 %. Auch der Zeitverlauf des Anteils der α -Strahler zeigt signifikante Unterschiede. Bei einem Teil der Inventare steigt der Anteil der α -Strahler an der Aktivität nach etwa 1000 Jahren auf bis über 80% an. Bei den restlichen Inventaren spielen die α -Strahler innerhalb des betrachteten Zeitraums nur eine untergeordnete Rolle mit einem Anteil an der Aktivität unter 10 %.
- Die spezifischen Wärmeleistungen der drei untersuchten hochaktiven Abfälle unterscheiden sich lediglich aufgrund der unterschiedlichen Verpackung. Der von der IAEA angegebene Grenzwert zur Unterscheidung zwischen LILW-LL und HLW erweist sich als so hoch, daß die in Pollux-Behältern verpackten Abfälle danach nicht als hochaktiver Abfall eingestuft werden.

Daraus ergeben sich verschiedene Schlußfolgerungen in Bezug auf die Klassifikation des Abfalls:

- Als Hauptkriterium für die Klassifikation radioaktiven Abfalls ist die spezifische Aktivität des Abfalls geeignet.
- Eine Unterscheidung des Abfalls nach der Lebensdauer erscheint nicht sinnvoll.
- Die Abfälle können unterschieden werden in jene, bei denen die α -Strahler einen signifikanten Anteil an der Aktivität haben und jene, bei denen dies nicht der Fall ist. Es ist allerdings zu untersuchen, in wie weit diese Unterschiede eine sicherheitstech-

nische Relevanz hinsichtlich der Strahlenexposition der Bevölkerung durch freigesetzte Nuklide haben und somit, ob eine Berücksichtigung des Anteils der α -Aktivität an der Gesamtaktivität im Rahmen einer Klassifikation sinnvoll ist.

- Der in der Klassifikation der IAEA angegebene Grenzwert für die Wärmeleistung ist zu hoch, um eine sinnvolle Unterscheidung zwischen mittel- und hochaktiven Abfall treffen zu können. Besser sollte auch hier eine Unterscheidung aufgrund der spezifischen Aktivität getroffen werden.

Eine Klassifikation nach der spezifischen Aktivität ist damit als das beste Kriterium anzusehen. Ein Klassifikationssystem dieser Art wird z.B. in Finnland angewendet. Eine Unterklassifizierung in „ α -Strahler-dominierter Abfall“ und „ β -Strahler-dominierter Abfall“ ist möglich, deren Sinnfälligkeit aber noch zu überprüfen.

6 Literaturverzeichnis

- [1] ANDRA: Enquêtes publiques conjointes relatives aux demandes d'autorisation de passage en phase de surveillance et de rejets d'effluents liquides du Centre de stockage de la Manche présentées par l'ANDRA: Rapport. ANDRA, 2000.
- [2] ANDRA: Persönliche Mitteilung, Brief vom 5. Februar 2002.
- [3] BNFL: Status Report on the Development of the 2002 Drigg Post-Closure Safety Case. BNFL Sellafield, 2000.
- [4] Buhmann, D.; Nies, A.; Storck, R.: Analyse der Langzeitsicherheit von Endlagerkonzepten für wärmeerzeugende radioaktive Abfälle. GSF-Bericht 27/91. GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, 1991.
- [5] Bundesamt für Strahlenschutz: Plan, Endlager für radioaktive Abfälle, Kurzfassung Stand 9/86 in der Fassung 4/90, Schachtanlage Konrad Salzgitter. BfS, 1990.
- [6] Europäische Kommission: Richtlinie 96/29/Euratom des Rates vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 159 vom 29.6.1996, Brüssel 1996.
- [7] Europäische Kommission: Empfehlung der Kommission vom 15. September 1999 für ein Klassifizierungssystem für feste radioaktive Abfälle. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 265/37 vom 13.10.1999, Brüssel 1999.
- [8] European Commission: Radioactive Waste Categories – Current position (98) in the EU Member States and in the Baltic and central European countries. EUR 18324, Luxemburg 1998.
- [9] International Atomic Energy Agency: Classification of Radioactive Waste: A Safety Guide. Safety Series No. 111-G-1.1, IAEA, Wien 1994.

- [10] International Atomic Energy Agency: Underground Disposal of Radioactive Wastes: Basic Guidance. Safety Series No. 54-G-1.1, IAEA, Wien 1981.
- [11] Lührmann, L.; Noseck, U.; Storck, R.: Spent Fuel Performance Assessment (SPA) for a hypothetical repository in crystalline formations in Germany. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-154, Braunschweig 2000.
- [12] Meyer, H.: Auf dem Weg zur sicheren Schließung der Schachtanlage Asse: Das Radionuklidinventar in der Schachtanlage Asse. GSF, 2002.
- [13] Ministry of Economy, Spain: Order of October 5, 2001, granting operations authorisation of Sierra Albarrana (El Cabril) Solid Radioactive Waste Disposal Facility, B.O.E. núm. 266. Martes 6 noviembre 2001 (in spanisch).
- [14] Nagra: Nukleare Entsorgung Schweiz - Konzept und Realisierungsplan. NTB 92-02, Nagra, Wettingen 1992.
- [15] Nagra: Technischer Bericht NTB 94-04, Bericht zur Langzeitsicherheit des Endlagers SMA am Standort Wellenberg (Gemeinde Wolfenschießen, NW). Nagra, Wettingen 1994.
- [16] Nirex: Generic Phased Disposal System Documentation. Nirex, 2001.
- [17] Projektgruppe Andere Entsorgungstechniken: SAM: Datensammlung. Technischer Anhang 9, 1989.
- [18] Röthemeyer, H.: Endlagerung radioaktiver Abfälle, Wegweiser für eine verantwortungsbewußte Entsorgung in der Industriegesellschaft. VCH, Weinheim 1991.
- [19] Statens Kärnkraftinspektion: SKI Site-94. Deep Repository Performance Assessment Project Volume I. SKI R 96:36, Stockholm 1996.
- [20] Storck, R.; Brüggemann, R.; Hossain, S.; Kaschianian, B.; Kühle, T.; Nies, A.; Ohme, G.; Pattloch, F.; Podtschaske, T.; Rimkus D.; Stelte, N.: Modellansätze und

Ergebnisse zur Radionuklidfreisetzung aus einem Modellsalzstock. In: Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE), Abschlußbericht: Fachband 16. Hahn-Meitner Institut, Berlin 1985.

- [21] U.S. Department of Energy: Title 40 CFR Part 191 Compliance Certification Application for the Waste Isolation Pilot Plant. United States Department of Energy, Carlsbad 1996.

- [22] U.S. Government: Code of Federal Regulations No. 10 CFR 61.55: Waste classification. U.S. Government, Washington 2001.

- [23] Vieno, T; Nordman, H; Taivassalo, V; Nykyri, M: Post-closure safety analysis of a rock cavern repository for low and medium level waste. Radioactive Waste Management and the Nuclear Fuel Cycle 1993, Vol. 17(2), pp.139-159.

- [24] Vieno, T; Nordman, H: Safety Assessment of Spent Fuel Disposal in Hästholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara TILA-99. Posiva Oy, Helsinki 1999.

- [25] Steyer, S.: Zeitliche Entwicklung von Aktivität und Masse der von 1971 bis 1998 im Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM) endgelagerten und der zur Endlagerung vorgesehenen zwischengelagerten Radionuklide. ET-IB-114-REV-1, Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter 2000.

- [26] Storck, R.; Buhmann, D.; Hirsekorn, R.-P.; Kühle, T.; Lührmann, L.: Das Programmpaket EMOS zur Analyse der Langzeitsicherheit eines Endlagers für radioaktive Abfälle. Version 5. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-122, Braunschweig 1996.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1	Vergleich der Grenzwerte für die Klassifizierung.....	11
Abb. 3.1	Zeitverlauf des Nuklidinventars des Forschungsbergwerks Asse	18
Abb. 3.2	Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers ERA Morsleben	19
Abb. 3.3	Zeitverlauf des Nuklidinventars des geplanten Endlagers Konrad	20
Abb. 3.4	Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers La Manche.....	21
Abb. 3.5	Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers Centre de l'Aube.....	22
Abb. 3.6	Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers El Cabril.....	23
Abb. 3.7	Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers Drigg.....	24
Abb. 3.8	Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers Olkiluoto.....	25
Abb. 3.9	Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers Wellenberg	26
Abb. 3.10	Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers WIPP	27
Abb. 3.11	Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers Loviisa	28
Abb. 3.12	Zeitverlauf des Nuklidinventars des Endlagers Site 94	29
Abb. 3.13	Zeitverlauf des Nuklidinventars des LAW / MAW - Abfalls.....	30
Abb. 3.14	Zeitverlauf des Nuklidinventars einer HAW-Kokille.....	31
Abb. 3.15	Zeitverlauf des Nuklidinventars abgebrannter LWR-Brennelemente....	32
Abb. 3.16	Zeitverlauf des Nuklidinventars des Abfalls Nirex-Referenzinventar	33
Abb. 3.17	Relative Zeitverläufe der Aktivität aller betrachteten Inventare.....	35
Abb. 3.18	Zeitverlauf der Gesamtinventare - Deutsche Endlager und Abfälle.....	37
Abb. 3.19	Zeitverlauf der Gesamtinventare - Oberflächennahe Endlager	38
Abb. 3.20	Zeitverlauf der Gesamtinventare - Hochaktive Abfälle	38
Abb. 3.21	Einstufung der Inventare nach der IAEA-Klassifikation.....	39
Abb. 3.22	Zeitverlauf des Anteils der α -Aktivität an der Gesamtaktivität.	40
Abb. 3.23	Anteil der α -Aktivität - Deutsche Endlager und Abfälle	41
Abb. 3.24	Anteil der α -Aktivität - Oberflächennahe Endlager	42
Abb. 3.25	Anteil der α -Aktivität - Hochaktive Abfälle	42
Abb. 4.2	Einstufung der Inventare aufgrund der Klassifikation der IAEA.....	45
Abb. 4.1	Vergleich der Wärmeproduktion und Aktivität.....	45

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1	Übersicht über die Bezeichnungen der Klassen radioaktiven Abfalls in den Klassifikationen der verschiedenen Länder.	12
Tab. 2.2	Übersicht über die Grenzwerte der Klassifikation radioaktiven Abfalls in verschiedenen Ländern.	13
Tab. 3.1	Betrachtete Endlager	15
Tab. 3.2	Betrachtete Abfälle	16
Tab. 3.3	Nuklidinventar im Forschungsbergwerk Asse.....	18
Tab. 3.4	Nuklidinventar im Endlager ERA Morsleben.....	19
Tab. 3.5	Nuklidinventar im geplanten Endlager Konrad	20
Tab. 3.6	Nuklidinventar im Endlager La Manche	21
Tab. 3.7	Nuklidinventar im Endlager Centre de l'Aube	22
Tab. 3.8	Nuklidinventar im Endlager El Cabril	23
Tab. 3.9	Nuklidinventar im Endlager Drigg	24
Tab. 3.10	Nuklidinventar im Endlager Olkiluoto.....	25
Tab. 3.11	Nuklidinventar im Endlager Wellenberg.....	26
Tab. 3.12	Nuklidinventar im Endlager WIPP.....	27
Tab. 3.13	Nuklidinventar im Endlager Loviisa.....	28
Tab. 3.14	Nuklidinventar im Endlager Site 94.....	29
Tab. 3.15	Nuklidinventar des LAW / MAW - Abfalls	30
Tab. 3.16	Nuklidinventar einer HAW-Kokille	31
Tab. 3.17	Nuklidinventar abgebrannter LWR-Brennelemente	32
Tab. 3.18	Nuklidinventar des Abfalls Nirex-Referenzinventar	33
Tab. 3.19	Vergleich der verschiedenen Inventare	34
Tab. 4.1	Wärmeproduktion und Aktivität verschiedener hochaktiver Abfälle.....	43

**Gesellschaft für Anlagen-
und Reaktorsicherheit
(GRS) mbH**

Schwertnergasse 1
50667 Köln
Telefon (02 21) 20 68 -0
Telefax (02 21) 20 68 -888

Forschungsinstitute
85748 Garching b. München
Telefon (0 89) 3 20 04 -0
Telefax (0 89) 3 20 04 -300

Kurfürstendamm 200
10719 Berlin
Telefon (0 30) 8 85 89 -0
Telefax (0 30) 8 85 89 -111

Theodor-Heuss-Straße 4
38122 Braunschweig
Telefon (05 31) 80 12 -0
Telefax (05 31) 80 12 -200

www.grs.de