



BASE – FORSCHUNGSBERICHTE ZUR
SICHERHEIT DER NUKLEAREN ENTSORGUNG

Verfolgung und Aufbereitung des Standes von Wissenschaft und Technik bei alternativen Entsorgungsoptionen für hochradioaktive Abfälle (altEr)

Zwischenbericht zu Arbeitspaket 1

Vorhaben 4720F10302

AUFTRAGNEHMER:IN
Öko-Institut. Institut für angewandte Ökologie e.V., Darmstadt

Dr. Matthias Englert
Stephan Kurth, Simone Mohr
Dr. Saleem Chaudry



Verfolgung und Aufbereitung des Standes von Wissenschaft und Technik bei alternativen Entsorgungsoptionen für hochradioaktive Abfälle (altEr) Zwischenbericht zu Arbeitspaket 1

Dieser Band enthält einen Ergebnisbericht eines vom Bundesamt für die Sicherheit der nuklearen Entsorgung in Auftrag gegebenen Untersuchungsvorhabens. Verantwortlich für den Inhalt sind allein die Autor:innen. Das BASE übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie die Beachtung privater Rechte Dritter. Der Auftraggeber behält sich alle Rechte vor. Insbesondere darf dieser Bericht nur mit seiner Zustimmung ganz oder teilweise vervielfältigt werden.

Der Bericht gibt die Auffassung und Meinung der Auftragnehmer:in wieder und muss nicht mit der des BASE übereinstimmen.

BASE-010/22

Bitte beziehen Sie sich beim Zitieren dieses Dokumentes immer auf folgende URN:
urn:nbn:de:0221-2022041232244

Berlin, April 2022

Impressum

**Bundesamt
für die Sicherheit
der nuklearen Entsorgung
(BASE)**

BASE – FORSCHUNGSBERICHTE ZUR
SICHERHEIT DER NUKLEAREN ENTSORGUNG

Auftragnehmer:in
Öko-Institut. Institut für angewandte Ökologie e.V., Darmstadt

Dr. Matthias Englert
Stephan Kurth, Simone Mohr
Dr. Saleem Chaudry

030 184321-0
www.base.bund.de

Stand: April 2022

Verfolgung und Aufbereitung des Standes von Wissenschaft und Technik bei alternativen Entsorgungsoptionen für hoch radioaktive Abfälle (altEr)

Arbeitspaket 1:

Zusammenfassung und Darstellung des Standes von W&T
zu alternativen Entsorgungsmöglichkeiten und -pfaden

Darmstadt, 06.09.2021

Vorhabensnummer (FKZ) FKZ 4720F10302

Autorinnen und Autoren

Dr. Matthias Englert
Stephan Kurth
Simone Mohr
Dr. Saleem Chaudry

Kontakt

info@oeko.de
www.oeko.de

Geschäftsstelle Freiburg

Postfach 17 71
79017 Freiburg

Hausadresse

Merzhauser Straße 173
79100 Freiburg
Telefon +49 761 45295-0

Büro Berlin

Borkumstraße 2
13189 Berlin
Telefon +49 30 405085-0

Büro Darmstadt

Rheinstraße 95
64295 Darmstadt
Telefon +49 6151 8191-0

Der Bericht gibt die Auffassung und Meinung des Auftragnehmers wieder
und muss nicht mit der Meinung der Auftraggeberin übereinstimmen.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	7
Tabellenverzeichnis	8
Abkürzungsverzeichnis	9
Zusammenfassung	14
Summary	19
1 Einleitung	23
2 Vorgehensweise	25
2.1 Ansatz	25
2.2 Kommission „Lagerung hoch radioaktiver Abfallstoffe“	26
3 Entsorgungssituation in Deutschland	29
3.1 Entstehung radioaktiver Abfälle	29
3.2 Unterteilung nach Abfallklassen	30
3.3 Abfallströme	31
3.4 Entsorgungspfade nach derzeitiger Entsorgungsstrategie	33
3.5 Endlagerung in einem Endlagerbergwerk	34
4 Kriterien zur Bewertung alternativer Entsorgungsoptionen	36
4.1 Rahmenbedingungen der Entsorgungsoption	36
4.1.1 Veränderung der Abfallmenge und Zusammensetzung	36
4.1.2 Reversibilität, Rückholbarkeit, Bergbarkeit	37
4.1.3 Langzeitsicherheit und Isolation von der Biosphäre	37
4.1.4 Zeithorizont	38
4.1.5 Regulatorische und gesellschaftliche Aspekte	38
4.2 Sicherheitsaspekte	39
4.2.1 Anlagensicherheit und radiologische Auswirkungen	39
4.2.2 Sicherung und Proliferation	39
4.3 Entwicklungsstand (Technology Readiness Level)	39
5 Langzeitzwischenlagerung	42
5.1 Grundlagen	42
5.2 Rahmenbedingungen der Entsorgungsoption	44
5.2.1 Veränderung der Abfallmenge und Zusammensetzung	44
5.2.1.1 Aktivität der Endlagergebinde – zeitliche Entwicklung	44

5.2.2	Langzeitsicherheit und Isolation von der Biosphäre	45
5.2.2.1	Gebäudeauslegung	45
5.2.2.2	Abfallbehälter und ihre Inventare	46
5.2.2.3	Erforderliche technische Einrichtungen im Zwischenlager sowie Monitoring, Wartungs- und Instandhaltungskonzept	47
5.2.3	Zeithorizont	48
5.2.4	Regulatorische und gesellschaftliche Aspekte	48
5.2.4.1	Regulatorische Aspekte	48
5.2.4.2	Gesellschaftliche Aspekte	49
5.3	Sicherheitsaspekte	50
5.3.1	Anlagensicherheit und radiologische Auswirkungen	50
5.3.2	Prognoseunsicherheiten	51
5.3.3	Sicherung und Proliferation	52
5.4	Entwicklungsstand der Langzeitzwischenlagerung	53
5.4.1	IAEA und OECD	54
5.4.2	USA	57
5.4.3	Frankreich	60
5.4.4	Niederlande	61
5.5	Konsequenzen der Langzeitzwischenlagerung für die Entsorgung in Deutschland	65
5.5.1	Rahmenbedingungen der Entsorgungsoption	65
5.5.2	Sicherheitsaspekte	65
5.5.3	Entwicklungsstand	66
6	Einlagerung mittels Bohrlochtechnologie	69
6.1	Grundlagen	69
6.2	Rahmenbedingungen von Bohrlöchern als Entsorgungsoption	70
6.2.1	Veränderung der Abfallmenge und Zusammensetzung	70
6.2.2	Reversibilität, Rückholbarkeit, Bergbarkeit	71
6.2.3	Langzeitsicherheit und Isolation von der Biosphäre	73
6.2.4	Zeithorizont	75
6.2.5	Regulatorische und gesellschaftliche Aspekte	75
6.3	Sicherheitsaspekte	76
6.3.1	Anlagensicherheit und radiologische Auswirkungen	76
6.3.2	Proliferation	77

6.4	Entwicklungsstand der Entsorgung hoch radioaktiver Abfälle in Bohrlöchern	77
6.4.1	Bohrtechnik	77
6.4.2	Tiefe Bohrlöcher zur Endlagerung radioaktiver Abfälle	82
6.4.3	Weitere Konzepte zur Bohrlochlagerung	87
6.4.4	Aktuelle Beiträge zur Bohrlochlagerung hochradioaktiver Abfälle	89
6.5	Konsequenzen für die Entsorgung radioaktiver Abfälle in Deutschland	90
6.5.1	Rahmenbedingung der Entsorgungsoption	90
6.5.2	Sicherheitsaspekte	91
6.5.3	Entwicklungsstand	92
7	Partitionierung und Transmutation (P&T)	95
7.1	Grundlagen	95
7.2	Rahmenbedingungen von P&T als Entsorgungsoption	96
7.2.1	Veränderung der Abfallmenge und Zusammensetzung	97
7.2.1.1	Verbleibende Abfallströme	97
7.2.1.2	Wärmeentwicklung und Volumen	100
7.2.2	Langzeitsicherheit	103
7.2.2.1	Radiotoxizität	104
7.2.3	Zeithorizont	106
7.3	Sicherheitsaspekte	107
7.3.1	Anlagensicherheit und radiologische Auswirkungen	107
7.3.2	Proliferation	110
7.4	Entwicklungsstand von P&T	111
7.4.1	Partitionierung von Transuranen	112
7.4.1.1	Nasschemische Trennverfahren	113
7.4.1.2	Pyrochemische Trennverfahren	117
7.4.2	Brennstoffherstellung	120
7.4.2.1	MOX-Brennstoff	120
7.4.2.2	Uranfreie Brennstoffe	122
7.4.3	Transmutation	123
7.4.3.1	Transmutation in LWR	123
7.4.3.2	Schnelle Reaktoren	124
7.4.3.3	Beschleunigergetriebene Systeme	128
7.4.4	Abtrennung und Transmutation von Spaltprodukten	129

7.5	Konsequenzen für die Entsorgung radioaktiver Abfälle in Deutschland	130
7.5.1	Rahmenbedingungen der Entsorgungsoption	130
7.5.2	Sicherheitsaspekte	132
7.5.3	Entwicklungsstand	132
8	Verworfenne Optionen	135
8.1	Entsorgung im Weltraum	135
8.2	Entsorgung im antarktischen oder grönländischen Inlandeis	137
8.3	Entsorgung in den Ozeanen	138
8.3.1	Versenkung der Abfälle im Meer	139
8.3.2	Entsorgung in Sedimentschichten unterhalb des Meeresbodens	139
8.3.3	Entsorgung in Subduktionszonen unter dem Meeresboden	140
9	Literaturverzeichnis	142

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1 Unterteilung radioaktiver Abfälle und Eigenschaften	31
Abbildung 3-2 Entsorgungswege	34
Abbildung 5-1 Schematische Darstellung der Langzeitzwischenlagerung und nachfolgender Entsorgungsschritte	43
Abbildung 5-2 Berechnete Gesamtaktivität und Wärmeleistung der der CSD-V-Kokille in Abhängigkeit von der Abklingzeit	45
Abbildung 5-3 US-Zeitachse für die Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente	58
Abbildung 5-4 Trockenlagersystem HI-STORM UMAX der Firma Holtec	60
Abbildung 5-5 HABOG Lager zur langfristigen Zwischenlagerung	64
Abbildung 5-6 Technology Readiness Level für LZL	67
Abbildung 6-1 Querschnitt eines Bohrlochs mit eingelagertem Abfallcontainer vor Verschluss	79
Abbildung 6-2 Teleskopverrohrung eines Bohrlochs	80
Abbildung 6-3 Zusammenhang zwischen Bohrlochtiefe und -durchmesser	81
Abbildung 6-4 Modell der Very Deep Holes, SKB	82
Abbildung 6-5 Konzept des Deep Borehole Disposal, Sandia National Laboratories	85
Abbildung 6-6 Varianten für generische Konzepte zur Bohrlochlagerung	86
Abbildung 6-7 Schemazeichnung zur horizontalen Bohrlochlagerung	88
Abbildung 6-8 Technology Readiness Level für Bohrlochlagerung	94
Abbildung 7-1 Schematische Darstellung der Transmutation	96
Abbildung 7-2 Radiotoxizität bei der Abtrennung von Plutonium und Uran für verschiedene Abtrennfaktoren	98
Abbildung 7-3 Radiotoxizität bei der Abtrennung von Plutonium, Uran und Minoren Aktiniden für verschiedene Abtrennfaktoren	98
Abbildung 7-4 Nachzerfallsleistung bezogen auf das 2022 akkumulierte Inventar abgebrannter Brennelemente in Deutschland	101
Abbildung 7-5 Anteil von Strontium und Cäsium an der Wärmeleistung	102
Abbildung 7-6 Radiotoxizität durch Inkorporieren aus ICRP 119 (ICRP, 2012) für den MA-Vektor eines bestrahlten UOX-Brennstoffs bei 33GWd/t	105
Abbildung 7-7 Technology Readiness Level für P&T-Technologien	134

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1 Wesentliche Studien und die darin betrachteten alternativen Entsorgungsoptionen	26
Tabelle 3-1 Gesamtaufkommen abgebrannter Brennelemente (Schwermetallmengen) aus Leichtwasserreaktoren, Stand 31.12.2019	32
Tabelle 4-1 Technology Readiness Levels (TRL)	40
Tabelle 6-1 Techniken zur Bohrlochlagerung nach (Chapman und Gibb 2003)	84

Abkürzungsverzeichnis

ADS	Accelerator Driven System
ANDRA	Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs
BASE	Bundesamt für die Sicherheit der nuklearen Entsorgung
ALFRED	Advanced Lead Fast Reactor European Demonstrator
ALLEGRO	European gas cooled fast reactor (GFR) demonstrator
ASTRID	Advanced Sodium Technological Reactor for Industrial Demonstration
AtG	Atomgesetz
BD	Borehole Disposal
BGE	Bundesgesellschaft für Endlagerung mbH
BGZ	Gesellschaft für Zwischenlagerung mbH
BL	Bohrlochlagerung
BMU/BMUUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
CSD	Colis standard de déchets
CISF	Consolidated Interim Storage Facility
COEX	(CO-EXtraction
COVRA	Centrale Organisatie Voor Radioactief Afval
CoRWM	Committee on Radioactive Waste Management
CEFR	Chinese Experimental Fast Reactor
DIAMEX	DIAMide EXtraction
DBD	Deep Borehole Disposal

DTS	dry transfer systems
EBR-II	Experimental Breeder Reactor II
EFIT	European Facility for Industrial Transmutation
EndlSiAnfV	Endlagersicherheitsanforderungsverordnung
ENU	Enriched Natural Uranium
ESCP	Extended Storage Collaboration Program
EPR	European Pressurized Reactor
EPRI	Electric Power Research Institute
ESNII	European Industrial Initiative on Sustainable Nuclear Energy
EURATOM	Europäische Atomgemeinschaft
ESCP	Extended Storage Collaboration Program
ewG	einschlusswirksamer Gebirgsbereich
EXAM	Extraction of Americium
FBTR	Fast Breeder Test Reactor
IFR	Integral Fast Reactor
GANEX	Grouped Actinide Extraction
GEIS	Generic Environmental Impact Statement -
GOK	Geländeoberkante
GWd	Gigawattdays
HABOG	Hoogradioactief Afval Behandelings- en OpslagGebouw
HBU- Brennstoffe	High Burnup Brennstoffe
HI	Holtec International
HLW	High Level Waste
HWR	Heavy water reactor (Schwerwasserreaktor)

IAEA	International Atomic Energy Agency
IMF	Inert Matrix Fuels
IRSN	Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
LTIS	Long Term Interim Storage
LWR	Leichtwasserreaktor
LZZL	Langzeitzwischenlagerung
MA	Minore Aktinide
MOSART	MOlten Salt Actinide Recycler & Transmuter
MOX Fuel	Mixed Oxide Fuel
MSR	Molten Salt Reactor
MSFR	Molten Salt Fast Reactor
MYRRHA	Multipurpose hYbrid Research Reactor for High-tech Applications
NaPro	Nationalen Entsorgungsprogramm
NEA	Nuclear Energy Agency
NEXT	New EXtraction
NWMO	Nuclear Waste Management Organization
OECD	The Organisation for Economic Co-operation and Development
PASS	Project on Alternative Systems Study
PFBR	Prototype Fast Breeder Reactor
PNGMDR	Plan national français de gestion des matières et déchets radioactifs
PRIDE	Pyroprocess-integrated inactive demonstration facility
P&T	Partitionierung und Transmutation
PUREX	Plutonium-Uranium-Recovery by Extraction
SAMOFAR	Safety Assessment of the Molten Salt Fast Reactor
SANEX	Selective ActiNide EXtraction

SCIP	Studsvik Cladding Integrity Project
SDG	Sustainable Development Goals
SEWD	Störmaßnahmen oder sonstige Einwirkungen Dritter
SCK'GEN	Studiecentrum voor Kernenergie • Centre d'Étude de l'énergie Nucléaire
SMR	Small Modular Reactor
SNF	Spent Nuclear Fuel (abgebrannter Kernbrennstoff)
StandAG	Standortauswahlgesetz
TB	Tiefe Bohrlöcher
TRL	Technology Readiness Level
UREX	Uranium EXtraction
US-DoE	US Department of Energy
US-NRC	United States Nuclear Regulatory Commission
VDH	Very Deep Holes
VKTA	Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf
WAA	Wiederaufarbeitungsanlage
W&T	Wissenschaft und Technik
WNA	World Nuclear Association
WWER	Wodo-wodjanoi energetitscheski reaktor
ZL	Zwischenlager
ZLN	Zwischenlager Nord

Zusammenfassung

Die Lagerung hoch radioaktiver Abfälle in einem Endlagerbergwerk wird weltweit als die geeignete Entsorgungsoption bewertet. Es werden aber auch alternative Entsorgungsoptionen diskutiert. Die hier vorgelegte Studie zu alternativen Entsorgungsoptionen erfasst den aktuellen Stand von Wissenschaft und Technik zu alternativen Entsorgungsoptionen und bewertet die Konsequenzen für die Entsorgung hoch radioaktiver Abfälle in Deutschland. Das Vorhaben wurde vom Bundesamt für die Sicherheit der nuklearen Entsorgung (BASE) beauftragt.

Vor allem die Bohrlochlagerung (BL), die Langzeitzwischenlagerung (LZZL) und die Partitionierung und Transmutation (P&T) gelten als denkbare alternative Entsorgungsoptionen. Dies wurde zuletzt durch die Endlagerkommission (Endlager-Kommission 2016) bestätigt. Die Endlagerkommission teilte die alternativen Entsorgungsoptionen in aussichtsreiche, in denkbare und in nicht weiter zu verfolgende Technologien ein. Als aussichtsreich wurde dabei nur die Endlagerung in einem Bergwerk eingeschätzt. Denkbar, aber nicht unmittelbar verfügbar oder nicht vorteilhaft seien die BL, LZZL und P&T. Alle anderen alternativen Entsorgungsoptionen durch Unter-die-Erdoberfläche-Bringen, Verdünnen oder Vom-Planet-Entfernen wurden als nicht weiter zu verfolgend eingestuft. Die Endlagerkommission kam zwar zu der Einschätzung, dass keine der drei denkbaren Methoden (BL, LZZL, P&T) zu einer früheren Entsorgung der hoch radioaktiven Abfälle führen würde als die bevorzugte Endlagerung in einem Bergwerk, sie empfahl aber eine weitere Verfolgung und regelmäßige Beobachtung der zukünftigen Entwicklung alternativer Entsorgungsoptionen.

Die LZZL wird als trockene Lagerung in einem oberirdisch oder oberflächennah zu errichtenden Lagergebäude über einen Zeitraum von mehreren hundert Jahren, aber nicht als endgültige Entsorgungsoption, konzipiert. Mit der LZZL wäre es möglich, Zeit zu gewinnen für die Entwicklung weiterer geeigneter Entsorgungsoptionen. Die Langzeitzwischenlagerung über mehr als dreihundert Jahre stellt deutlich höhere Anforderungen als die derzeit in Deutschland über wenige Jahrzehnte stattfindende Zwischenlagerung hoch radioaktiver Abfälle. Die komplexen chemischen und radiologischen Materialeigenschaften abgebrannter Kernbrennstoffe verursachen während der LZZL zunehmend fortschreitende Degradationsprozesse. Zudem sind die Transport- und Lagerbehälter bei der trockenen LZZL für eine Überprüfung der Brennstoffinventare nicht zugänglich und das Langzeitverhalten der Inventare kann somit nur sehr eingeschränkt überprüft werden. Dies muss bei der LZZL als wesentlicher Nachteil angesehen werden.

Der Nachweis der Integrität der radioaktiven Inventare erfordert neue und stetig zu optimierende Monitoring-Konzepte sowie umfangreiche und für die spezifischen Anforderungen der LZZL neu zu entwickelnde Instandhaltungs- und Wartungskonzepte. Derzeitige Modellierungen der Alterungsmechanismen sind noch Gegenstand von Forschungen und Prognosen zur Degradation des Inventars sind bisher nicht ausreichend belastbar. Dies betrifft insbesondere die Inventare mit hochabgebrannten MOX-Brennelementen. Die oberflächennahe Lagerung der Abfälle erleichtert gegenüber einem tiefengeologischen Endlager für den Einlagerungszeitraum die Zugänglichkeit der Abfälle, erhöht aber dadurch gleichzeitig die Proliferationsgefahr. Bei der Langzeitzwischenlagerung sind auch die Funktionsfähigkeit des Monitorings, der Instandhaltung und die Transportfähigkeit der radioaktiven Abfälle sicherzustellen. Dabei ist für die Langzeitzwischenlagerung die Funktionsfähigkeit der Technik über den gesamten Zeithorizont von hunderten von Jahren relevant. Bisher wurde weltweit eine Zwischenlagerung von maximal 40 bis 60 Jahren unter Beweis gestellt, eine Zwischenlagerung von bis zu hundert Jahren wird auf Basis der vorhandenen Technologien und Werkstoffe als grundsätzlich machbar eingestuft. Für die technische Realisierbarkeit einer

Langzeitzwischenlagerung von mehreren hundert Jahren lassen sich keine belastbaren Prognosen abgeben.

Hinsichtlich des Abfallverhaltens, insbesondere der hochabgebrannten MOX-Brennelemente, der Gebäudesicherheit gegenüber Einwirkungen von außen sowie der Sicherstellung der Transportfähigkeit der Abfälle sind über derartige Zeiträume Zustandsverschlechterungen zu unterstellen, aber nicht aussagefähig quantifizierbar. Präventive Maßnahmen sind vorab nicht abschließend kalkulierbar. Es ist nicht auszuschließen, dass im Laufe der Jahrhunderte Neubauten und neue Verpackungskonzepte erforderlich werden.

Die Entwicklung der Technologien für die Realisierung einer Langzeitzwischenlagerung basiert in wesentlichen Teilen auf den Forschungs- und Entwicklungsergebnissen der bereits praktizierten Zwischenlagerung. Die Machbarkeit der meisten Technologien ist im Prinzip gezeigt, aber aus heutiger Sicht ist für drei und mehr Jahrhunderte kein vollständiger Leistungsnachweis für ein Transport- und Lagerbehälterkonzept und auch nicht für ein Gebäudekonzept mit Monitoring, Instandhaltung und Erhalt der Transportfähigkeit möglich.

Ebenfalls ist eine funktionstüchtige Struktur an qualifizierter Kompetenz über Jahrhunderte zu erhalten. Der Nachweis der Sicherheit der LZL erfordert neue gesetzliche Regelungen. Die Finanzierung der erheblichen, wiederholt und zusätzlich zum endgültigen Entsorgungsweg entstehenden Kosten, wird durch die Energieerzeuger als Abfallverursacher nicht abgedeckt. Dies widerspricht ebenso europäischen Regelungen wie der durch die LZL zwangsläufige Verstoß gegen die ethische Pflicht, nachfolgenden Generationen keine unangemessenen Lasten der Entsorgung aufzubürden. Durch die LZL wird zudem die Frage der endgültigen Entsorgung, für die derzeit noch kein Entsorgungsweg festgelegt ist, auf unbestimmte Zeit in die Zukunft verschoben.

Bei der Bohrlochlagerung sollen hochradioaktive Abfälle in Lagerbehältern in Bohrlöchern endgelagert werden. Die Endlagerkommission ging dabei von einem Einlagerungsbereich in Tiefen zwischen 3.000 und 5.000 Metern aus. Konzepte zur Bohrlochlagerung in solchen Tiefen wurden in der Vergangenheit von verschiedenen Staaten entwickelt. Dabei wurden als Wirtsgestein kristalline Gesteine des Grundgebirges angenommen. Seit 2016 wird darüber hinaus von einem Unternehmen in den USA ein Konzept zur Bohrlochlagerung in horizontalen Bohrlöchern in Tiefen zwischen 1.000 und 2.000 Metern verfolgt.

Sicherheit für Mensch und Umwelt vor den Gefahren, die von den eingelagerten radioaktiven Abfällen ausgehen, soll bei der Bohrlochlagerung wesentlich durch die große Tiefe des Einlagerungsbereichs erreicht werden. Der einzige Zugang zum Einlagerungsbereich besteht in einem Bohrloch, das nach der Einlagerung sicher verschlossen und verfüllt werden kann. Dadurch wird ein axialer Transport von Schadstoffen entlang des Bohrlochs verhindert. Durch die große Einlagerungstiefe können darüber hinaus Standorte gewählt werden, die durch mehrere dichte überlagernde Gesteinsschichten wie beispielsweise Tonstein oder Salz geschützt sind. Diese Schichten dienen als geologische Barrieren gegen die Ausbreitung von Schadstoffen. Darüber hinaus weist das Grundwasser in mehreren tausend Metern Tiefe in der Regel eine hohe Salinität auf, die den advektiven Austausch mit höheren Grundwasserstockwerken auf Grund der größeren Dichte verhindert. In großer Tiefe ist im Wesentlichen diffusionsdominiertes Transportverhalten zu erwarten und bei der Sicherheitsanalyse zu berücksichtigen.

Für Bohrlochlagerung in horizontalen Bohrlöchern in geringeren Tiefen kann der sichere Einschluss der Radionuklide nach heutigem Stand im Wesentlichen durch geologische Barrieren erreicht

werden. Anders als in einem Endlagerbergwerk sind dem Einsatz technischer und geotechnischer Barrieren in einem Bohrlochlager durch die Geometrie des Bohrlochs enge Grenzen gesetzt.

Forschungs- und Entwicklungsbedarf besteht zum einen zur Herstellung von Bohrlöchern mit ausreichenden Durchmessern, um auch die deutschen Wiederaufarbeitungsabfälle einlagern zu können. Mit aktuell verfügbarer Bohrtechnik sind in Tiefen von mehreren tausend Metern keine Bohrlöcher herstellbar, die Kokillen mit verglasten Wiederaufarbeitungsabfällen aufnehmen können.

Darüber hinaus besteht Entwicklungsbedarf hinsichtlich Rückholbarkeit und Bergbarkeit von Endlagergebänden aus Bohrlochern. Während Rückholbarkeit eingelagerter Abfallgebände während des Betriebs aus nicht verschlossenen Bohrlochern grundsätzlich möglich ist, existieren noch keine Techniken zur Bergung eingelagerter Abfallgebände aus verschlossenen Bohrlochern.

Weiterhin müssen Sicherheitskonzepte für die Bohrlochlagerung und Methoden zur Sicherheitsbewertung entwickelt werden. Insbesondere die Charakterisierung der Eigenschaften des Gebirges im Einlagerungsbereich und der geologischen Barrieren, ausschließlich von der Oberfläche aus, bedarf weiterer Forschung.

P&T hat das Ziel, vor allem langlebige Transurane aus den hoch radioaktiven Abfällen abzutrennen und anschließend durch Neutronenbestrahlung in Reaktoren in kurzlebige Spaltprodukte umzuwandeln. Hauptziel ist es, durch die Veränderung des Inventars die notwendigen Einschlusszeiten im Endlager zu verringern.

Der Anteil der Transurane im Abfall würde sich bei Anwendung von P&T deutlich verringern. Einerseits würde der Volumenbedarf für die Endlagerung vor allem durch die Abtrennung von Uran verringert werden. Andererseits würde sich aber durch die Transmutation die Menge an Spaltprodukten aus der Kernspaltung im Abfallstrom erhöhen. Die Gesamtvolumenreduktion der zu entsorgenden hoch radioaktiven Abfälle bleibt daher begrenzt.

Die Wärmeleistung des Abfalls wird durch Abtrennung der Transurane bei einer P&T-Behandlung reduziert. Eine Reduktion der Wärmeleistung tritt aber auch durch natürlichen Zerfall ein. Die Abnahme der Gesamtwärmeleistung ist in den ersten 100 Jahren vor allem durch den Zerfall der kurzlebigen Spaltprodukte Cäsium und Strontium bestimmt, nicht durch Transurane.

Um ein Endlager für Restmengen zu vermeiden, müssten alle Transurane in den deutschen hoch radioaktiven Abfällen einer P&T Behandlung zugeführt werden. Allerdings werden bei P&T in der Praxis voraussichtlich bestimmte Abfallsonderformen nicht behandelt werden. Nach Beendigung der Transmutation werden Restbestände an Transuranen oder langlebigen mobilen Spaltprodukten in abgebrannten Transmutationsbrennelementen oder durch zu niedrige Abtrenneffizienz im Abfallstrom verbleiben. Ein Endlager wird weiterhin benötigt.

Bei der Entsorgung der verbleibenden Abfälle in einem Endlager werden weiterhin die langlebigen mobilen Spaltprodukte den Langzeitsicherheitsnachweis dominieren und sich keine signifikanten Vorteile durch geringere Volumina oder geringere Wärmeleistung ergeben. Der Radiotoxizitätsindex als primäre Methode zur Bewertung der Auswirkung von P&T auf die Endlagerung ist ungeeignet, da er auf extrem unrealistischen Szenarien beruht.

Seit Jahrzehnten ist die begrenzte Wirkung von P&T auf die Frage der Entsorgung in einem Endlagerbergwerk bekannt. P&T von Plutonium und anderen Aktiniden wird daher die potenzielle Strahlenexposition zukünftiger Generationen durch ein Endlagerbergwerk nicht wesentlich

reduzieren und auch nichts an der Notwendigkeit ändern, den endzulagernden nuklearen Abfall für Hunderttausende von Jahren von der Biosphäre zu isolieren.

Bezüglich des Zeithorizontes einer P&T-Behandlung der deutschen Abfälle ergäbe sich unter der Voraussetzung, dass die Verfahren in industriellem Maßstab verfügbar sind, ein Zeitraum von etwa 100 bis 150 Jahren Laufzeit, um das deutsche Transuraninventar auf ein Zehntel der Menge zu reduzieren. Eine weitere Reduktion der verbleibenden Transuranmenge wäre möglich, würde aber den erforderlichen Umsetzungszeitraum erheblich verlängern. Für die Entwicklung aller notwendigen P&T-Technologien, die auch Minore Aktinide umfassen, bis zum Entwicklungsstand der industriellen Reife in Deutschland, sind aus heutiger Sicht realistisch vier bis fünf Jahrzehnte bei gleichzeitig großen Prognoseunsicherheiten erforderlich. Bei einigen Verfahren ist noch unklar, ob eine technische Skalierung auf einen derartigen Entwicklungsstand erreicht werden kann.

Für die Durchführung von P&T müssten die rechtlichen Rahmenbedingungen im Atomgesetz angepasst werden, um den mit einer großtechnischen P&T-Strategie verbundenen Bau und langfristigen Betrieb von Transmutationsreaktoren sowie Anlagen zur Wiederaufarbeitung und Brennelementfertigung zu ermöglichen. Während der Laufzeit von P&T müsste der heutige gesellschaftliche Konsens zum Verzicht auf die Kernenergienutzung in Deutschland aufgehoben werden.

Zur Durchführung von P&T müsste eine nukleare Großindustrie etabliert werden. Die notwendigen Investitionen und die erforderliche Infrastruktur würden Deutschland für Jahrhunderte an diese Technologie binden. Die Verantwortung für Behandlung und Endlagerung der deutschen hoch radioaktiven Abfälle würde weitgehend auf die zukünftigen Generationen verlagert werden.

Sowohl Transmutationsreaktoren als auch die erforderlichen Wiederaufarbeitungsanlagen und Brennelementfertigungsanlagen weisen spezifische Stör- und Unfallrisiken auf, die zu einer Freisetzung der radioaktiven Inventare führen können. Um P&T in einer Weise zu betreiben, die sich wesentlich auf die Anforderungen für ein Endlager auswirken, müssen die Minoren Aktinide transmutiert werden. Gerade Minore Aktinide haben jedoch negative Auswirkungen auf die Reaktorsicherheit bei der Verwendung in Reaktoren. Bei Partitionierungsverfahren ist auch die Freisetzung von leicht flüchtigen radioaktiven Elementen über die Luft bzw. über das Abwasser an die Umwelt zu nennen, die im Normalbetrieb entstehen und zu einer Strahlenexposition führen.

Die Entwicklung von Transmutationsreaktoren mit erhöhter Sicherheit stellt eines der Kernziele der aktuellen internationalen Forschungs- und Entwicklungsarbeiten dar. Schnelle Reaktoren werden weltweit schon seit 70 Jahren entwickelt, bisher ist noch kein kommerzieller Schneller Reaktor weltweit im Einsatz.

Die Plutoniumproduktion und die Wiederaufarbeitung sind Schlüsseltechnologien in allen Kernwaffenprogrammen. Bei einer P&T-Nutzung würden proliferationsrelevante Technologien für Jahrhunderte eingesetzt werden, für zukünftige Generationen verfügbar sein und deren internationales Sicherheitsumfeld prägen.

Bezüglich des Entwicklungsstandes von P&T ist die Nutzung der hydrometallurgischen Wiederaufarbeitung von Plutonium und die Herstellung von MOX-Brennstoff und der Einsatz in Leichtwasserreaktoren etablierte Technologie, die sich jedoch weltweit vor allem kommerziell nicht durchsetzen konnte. Mittlerer Entwicklungsaufwand wäre für die P&T-Nutzung von weiteren Minoren Aktiniden notwendig. Hoher Entwicklungsaufwand ist noch für pyrometallurgische Abtrennverfahren, uranfreie Brennstoff und beschleunigergetriebene Systeme, aber auch für Salzschmelzreaktoren oder andere P&T-Verfahren nötig.

Alles in allem wäre die Implementierung von P&T ein immenses Unterfangen, das einen großen Teil der nuklearen Infrastruktur im Nuklearprogramm eines Landes involviert, um bestenfalls eine recht kleine Reduktion der potentiellen radiologischen Langzeit-Gefährdungen zu bieten.

Exotischere Ideen zur alternativen Entsorgung sind die tiefengeologische Injektion von flüssigen Abfällen, sich in das Gestein des tiefen Untergrundes einschmelzende Abfallformen, die Lagerung im Ozeanboden oder in Subduktionszonen, die Verbringung in den Weltraum oder in Eisschilde oder die Verdünnung in der Atmosphäre und den Ozeanen. Keine dieser exotischen Optionen wird international derzeit aktiv verfolgt.

Summary

The disposal of highly radioactive waste in a repository mine is evaluated worldwide as the most suitable disposal option. However, alternative disposal options are also being discussed. The study on alternative disposal options presented here records the current state of science and technology on alternative disposal options and evaluates the consequences for the disposal of high-level radioactive waste in Germany. The project was commissioned by the Federal Office for the Safety of Nuclear Waste Management (BASE).

Especially borehole disposal (BD), long-term interim storage (LTIS) and partitioning and transmutation (P&T) are considered as conceivable alternative disposal options. This was also most recently confirmed by the German Endlagerkommission (Repository Commission) in 2015. The Commission divided the alternative disposal options into promising, conceivable, and not to be pursued technologies. Only final disposal in a mine was considered promising. Conceivable, but not immediately available or not advantageous, were BD, LTIS, and P&T. All other alternative disposal options by burial, dilution, or removal from the planet were deemed not to be worth pursuing. The Disposal Commission did conclude that none of the three conceivable methods (BD, LTIS, P&T) would result in earlier disposal of high-level radioactive waste than the preferred final disposal in a mine. However, it recommended continued tracking and regular monitoring of the future development of alternative disposal options.

The LTIS would be designed for a period of several hundred years as a dry storage facility in a surface or near-surface storage building - but not as a final disposal option. LTIS would allow time to develop a suitable final disposal option. Long-term interim storage over more than three hundred years poses significantly higher requirements than the interim storage of high-level radioactive waste currently taking place in Germany over a few decades. The complex chemical and radiological material properties of spent nuclear fuel cause increasingly progressive degradation mechanisms during LTIS. In addition, during dry LTIS, the transport and storage casks are not accessible for review of the fuel inventories, and thus the long-term behavior of the inventories can be reviewed only to a very limited extent. This must be considered a major disadvantage with LTIS.

The verification of the integrity of the radioactive inventories requires new monitoring concepts, which have to be continuously optimized, as well as extensive maintenance and servicing concepts, which have to be newly developed for the specific requirements of the LTIS. Current theoretical modeling of the aging mechanisms is still subject to research. Predictions on the degradation of the inventory are not yet sufficiently robust. This is especially true for inventories containing high burnup Mixed Oxide (MOX) fuel assemblies. Compared to a deep geological repository, storage of the waste close to the surface facilitates the accessibility of the waste for the emplacement period, but at the same time increases the proliferation hazard. For long-term interim storage, the functionality of monitoring, maintenance and transportability of the radioactive waste must also be ensured. In this context, the functionality of the technology over the entire time horizon of hundreds of years is relevant for long-term interim storage. So far, interim storage for a maximum of 40 to 60 years has been proven feasible worldwide; interim storage for up to a hundred years is considered feasible in principle on the basis of existing technologies and materials. No reliable forecasts can be made for the technical feasibility of long-term interim storage of several hundred years.

Deteriorations in condition are to be assumed over such periods of time with regard to the waste behavior, in particular for the high burnup MOX fuel assemblies, with regard to the building safety against external impacts as well as the securing of the transportability of the waste. But the deteriorations cannot be quantified in a meaningful way. Preventive measures cannot be calculated

conclusively in advance. It cannot be ruled out that new buildings and new packaging concepts will be required over the centuries.

The development of technologies for the realization of long-term interim storage is based to a large extent on the research and development results of interim storage already in practice. The feasibility of most of the technologies has been shown in principle, but from today's point of view no complete performance proof for three and more centuries is possible for a transport and storage container concept and also for a building concept with monitoring, maintenance and preservation of transportability.

Likewise, a functional structure of qualified know-how competence is to be maintained for centuries. The proof of the long-term safety of the LTIS requires new legal regulations. The financing of the considerable costs incurred repeatedly and in addition to the final disposal route is not covered by the energy producers as waste producers. This contradicts European regulations as well as the inevitable violation of the ethical obligation not to impose unreasonable burdens of disposal on future generations due to LTIS. The LTIS postpones the disposal issue indefinitely into the future using undetermined methods.

Deep Borehole Disposal is an option that has been subject to research for many decades. In this concept high active waste is enclosed in containers that are lowered into a borehole. The German Repository Commission referred to a disposal depth of 3.000 to 5.000 meters. A number of states, for example the USA and the Kingdom of Sweden, have investigated this disposal option in the past. The host rock for borehole disposal was meant to be rocks of the crystalline basement. Additionally, beginning in 2016 a USA based company is developing a concept for disposal in deep horizontal boreholes in depths between 1.000 and 2.000 Meters.

In borehole disposal concepts safety mainly relies on the depth of disposal. The only path towards the disposal zone will be a borehole, that can be properly sealed and backfilled following waste emplacement. Thus, transport of radionuclides along the borehole will be prevented. Because of the great depth of the disposal zone it may be easy to select a site with ideal geological conditions. These will be host rocks that are hydrologically isolated from the surface by a number of geological barriers, for example clay or salt rocks. These layers serve as geological barriers against the spread of pollutants. In addition, groundwater at depths of several thousand meters generally has high salinity, which prevents advective exchange with higher groundwater levels due to greater density. At great depths, diffusion-dominated transport behavior is essentially expected and must be considered in the safety analysis.

For borehole storage in horizontal boreholes at shallower depths, safe containment of radionuclides can essentially be achieved by geological barriers according to the current status. The use of technical or geotechnical barriers, as they are commonly installed within mined repositories, will be limited due to the geometry of the borehole.

There is need for research and development towards drilling boreholes with diameters capable of emplacing containers with reprocessing waste from Germany. Today's Drilling technology does not allow for the drilling of boreholes wide enough in depths of some thousand meters.

Additionally, there is need for technical development regarding retrievability and recoverability of waste from boreholes. Retrievability of containers during borehole operation is likely to be achieved, yet there are no concepts to date for recoverability of waste packages from sealed and backfilled boreholes.

Further on there is need for research on safety concepts and methods for the development of a safety case for borehole repositories and especially on host rock characterization. For borehole repositories, data on host rock and geological barriers can, different from mined repositories, only be collected from the surface.

In P&T, mainly long-lived transuranics are to be separated from the high-level radioactive waste and then converted into short-lived fission products by neutron irradiation in reactors. The main objective is to reduce the necessary containment times in the repository by modifying the inventory.

The inventory of transuranics would be significantly reduced if P&T is applied. The volume requirements for final disposal of spent fuel would be reduced primarily through the separation of uranium. However, transmutation increases the amount of fission products from nuclear fission in the waste stream. Therefore, the overall volume reduction of high-level radioactive waste remains limited. The heat output due to the transuranics is significantly reduced in P&T treatment. However, a reduction in thermal power also occurs due to natural decay. During the first 100 years, this reduction in thermal power is primarily due to the decay of the short-lived fission products cesium and strontium, not to transuranics.

To avoid a repository for residual waste, all transuranics in German high-level radioactive waste would have to undergo P&T treatment. However, in practice P&T is not expected to treat certain special waste forms. Also, after transmutation is complete, residual transuranics or long-lived mobile fission products will remain in spent transmutation fuel assemblies or in the waste stream due to insufficient separation efficiency. A repository will still be needed.

When the remaining waste is disposed of in a repository, the long-lived mobile fission products will continue to dominate the long-term safety assessment and no significant benefits will result from lower volumes or lower thermal power. The radiotoxicity index as the primary method for evaluating the impact of P&T on disposal is inappropriate because it is based on extremely unrealistic scenarios.

The limited effect of P&T on the issue of disposal in a repository mine has been known for decades. P&T of plutonium and other actinides will therefore not significantly reduce the potential radiation exposure of future generations from a repository mine, nor will it change the need to isolate nuclear final waste from the biosphere for hundreds of thousands of years.

With respect to the time horizon, a P&T treatment of the German waste results in a period of about 100-150 years lifetime to reduce the German transuranic inventory to one tenth of the amount. Further reduction of the remaining transuranic waste would be possible but would significantly extend the required implementation period. From today's perspective, it would realistically take four to five decades to develop all the necessary P&T technologies, which include minor actinides, to the stage of industrial maturity in Germany.

For the implementation of P&T, the legal framework in the German Atomic Energy Act would have to be adapted to allow the construction and long-term operation of transmutation reactors, reprocessing and fuel element fabrication associated with a large-scale P&T strategy. During the period of P&T, the current social consensus to abandon the use of nuclear energy in Germany would have to be rescinded.

A large-scale nuclear industry would have to be established to carry out P&T. The necessary investment and infrastructure would tie Germany to the technology for centuries. Responsibility for

treatment and final disposal of German high-level radioactive waste would be largely shifted to future generations.

Both transmutation reactors and the required reprocessing and fuel fabrication facilities have specific accident risks that could result in the release of radioactive inventories. To operate P&T in a manner that has a significant impact on the requirements for a repository the minor actinides must be transmuted. However, minor actinides in particular have negative safety implications when used in reactors. Partitioning processes also involve the release of volatile radioactive elements to the environment via air or wastewater, which are generated during normal operation and result in radiation exposure.

The development of transmutation reactors with increased safety represents one of the core objectives of current international research and development work. From today's point of view, it remains to be seen whether this goal can actually be achieved. Fast reactors, for example, have been under development worldwide for 70 years, but so far no commercial fast reactor is in operation anywhere in the world.

Plutonium production and reprocessing are key technologies in all nuclear weapons programs. If P&T were used, proliferation-sensitive technologies would be deployed for centuries, be available for future generations, and shape their international security environment.

With respect to the state of development of P&T, the use of hydrometallurgical reprocessing of plutonium and the production of MOX fuel and use in light water reactors is established technology, but has not been able to gain worldwide acceptance, especially commercially. Medium development effort would be required for P&T use of other minor actinides. High development effort is still needed for pyrometallurgical separation processes, uranium-free fuel and accelerator-driven systems, and also for molten salt reactors or other P&T processes.

All in all, implementing P&T would be an immense undertaking, involving a large portion of the nuclear infrastructure in a country's nuclear program to provide at best a fairly small reduction in potential long-term radiological hazards.

More exotic ideas for alternative disposal include deep geologic injection of liquid waste, rock melting, storage in the ocean floor or subduction zones, shipment into space or ice sheets, or dilution in the atmosphere and oceans. None of these exotic options is currently being actively pursued internationally.

1 Einleitung

Die Lagerung in einem Endlagerbergwerk wird weltweit als die geeignete Entsorgungsoption für hoch radioaktive Abfälle bewertet. Mit dem novellierten Standortauswahlgesetz (StandAG) hat die Bundesregierung 2017 die Entsorgung in einem Endlagerbergwerk mit der Möglichkeit der Rückholung während der Betriebsphase bzw. der Bergung für 500 Jahre nach Verschluss festgelegt.

Das Bundesamt für die Sicherheit der nuklearen Entsorgung (BASE) übermittelt dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) für die Entscheidungen über übertägige und untertägige Erkundung und Erkundungsprogramme nach den §§ 15 (2) und 17 (2) StandAG den von ihm geprüften Vorschlag der Bundesgesellschaft für Endlagerung mbH (BGE) zusammen mit einer begründeten Empfehlung. Diese begründete Empfehlung wird unter anderem durch eine Diskussion alternativer Entsorgungsmöglichkeiten ergänzt. Hieraus resultiert für das BASE die Veranlassung, den aktuellen Stand von Wissenschaft & Technik (W&T) bezüglich möglicher Alternativen zur tiefen geologischen Endlagerung in Bergwerken zu ermitteln und deren weitere Entwicklung fortlaufend zu beobachten und zu bewerten.

Zuletzt hat die Endlagerkommission (Endlager-Kommission 2016) mögliche Entsorgungstechnologien bewertet und sie in aussichtsreiche, in denkbare und in nicht weiter zu verfolgende Technologien eingeteilt. Als aussichtsreich wurde dabei nur die Endlagerung in einem Bergwerk eingeschätzt. Denkbar, aber nicht unmittelbar verfügbar oder nicht vorteilhaft, seien die Lagerung in tiefen Bohrlöchern (Bohrlochlagerung - BL), die Langzeitzwischenlagerung (LZZL) und die Partitionierung und Transmutation (P&T). Alle anderen alternativen Entsorgungsoptionen durch Unter-die-Erdoberfläche-Bringen, Verdünnen oder Vom-Planet-Entfernen wurden als nicht weiter zu verfolgend eingestuft. Die Endlagerkommission kam zwar zu der Einschätzung, dass keine der drei denkbaren Methoden (BL, LZZL, P&T) zu einer früheren Entsorgung der hoch radioaktiven Abfälle führen würde als die bevorzugte Endlagerung in einem Bergwerk. Sie empfahl aber eine weitere Verfolgung und regelmäßige Beobachtung der zukünftigen Entwicklung alternativer Entsorgungsoptionen, z. B. der Entsorgung in tiefen Bohrlöchern.

In diesem Zusammenhang wurde das Öko-Institut beauftragt, den aktuellen Stand von W&T zu den im Bericht der Endlagerkommission (Endlager-Kommission 2016) diskutierten alternativen Entsorgungsoptionen LZZL, BL sowie P&T abdeckend zusammenzufassen und darzustellen. Zusätzlich sollen weitere Alternativen und Ansätze, die zum Berichtszeitpunkt der Endlagerkommission noch nicht erkennbar waren, identifiziert und bewertet werden. Dies erfordert es, die nationalen und internationalen Entsorgungsprogramme auf wesentliche Trends zu überprüfen und neue Entwicklungen von alternativen Entsorgungsmöglichkeiten zu identifizieren und auszuwerten. Hierzu gehört es auch, Entwicklungen auf dem Feld neuer Reaktortypen (z. B. Generation IV-Reaktoren und kleine modulare Reaktoren SMR) zu verfolgen.

Nachfolgend wird hierzu zunächst in Kapitel 2 die Vorgehensweise erläutert. Kapitel 3 gibt einen Überblick über die Entsorgungssituation in Deutschland sowie wesentliche damit verbundenen Randbedingungen. Kapitel 4 beinhaltet eine Zusammenstellung der Kriterien, die für die Bewertung der alternativen Entsorgungsoptionen als relevant eingestuft werden. Die zu betrachtenden Entsorgungsalternativen LZZL (Kapitel 5), BL (Kapitel 6), P&T (Kapitel 7) werden zunächst hinsichtlich ihrer wesentlichen Grundlagen in einem ersten Unterkapitel vorgestellt. Auf Basis der in Kapitel 4 festgelegten übergeordneten Kriterien werden die Alternativen jeweils in drei weiteren Unterkapiteln hinsichtlich ihrer spezifischen Charakteristika sowie möglicher neuer Entwicklungen untersucht und in einem abschließenden Unterkapitel einer Bewertung hinsichtlich ihrer Konsequenzen für die Entsorgungssituation in Deutschland unterzogen. Hierbei gilt es zu

berücksichtigen, dass nicht für jede Entsorgungsoption alle Kriterien eine Rolle spielen. Kapitel 8 befasst sich mit potenziellen Weiterentwicklungen bereits verworfener Entsorgungsoptionen.

2 Vorgehensweise

2.1 Ansatz

Die in diesem Bericht vorgestellten Technologien wurden aus der Literatur der letzten 20 Jahre zu alternativen Entsorgungsoptionen zusammengestellt. Gegenwärtig ist nicht absehbar, dass völlig neue grundsätzliche Ideen zur Entsorgung entdeckt werden, die über die Grundideen Unter-die-Erdoberfläche-Bringen, Verdünnen, Vom-Planet-Entfernen oder Umwandeln hinausgehen. Es kann jedoch auch nicht ausgeschlossen werden, dass durch den technologischen Fortschritt oder Durchbrüche zukünftig eine bessere alternative Entsorgungsoption als die Endlagerung in tiefen geologischen Formationen möglich ist.

Bei der Untersuchung von alternativen Entsorgungsoptionen ist es üblich, diese nach einem Satz von Kriterien zu bewerten und auf Basis der Bewertung in Kategorien einzuteilen, ob diese Entsorgungsoptionen aussichtsreich erscheinen einen Beitrag zur Entsorgung hoch radioaktiver Abfälle zu leisten. In wesentlichen Studien der letzten zwei Jahrzehnte (Alt et al. 2016; CoRWM 2006; NWMO 2005) wie auch im Endbericht der Endlager-Kommission (Endlager-Kommission 2016) (Kapitel 2.2) wird eine Dreiteilung vorgenommen in

- zu verfolgende bzw. aussichtsreiche Entsorgungsoptionen,
- in Frage kommende, denkbare Entsorgungsoptionen und
- Optionen, die angesichts des derzeitigen und des absehbaren Standes des Wissens nicht weiterverfolgt wurden; eine weitere Betrachtung könnte bei einer deutlichen Weiterentwicklung des Kenntnisstandes in Frage kommen.

Die verwendeten Kriteriensätze für die Einteilung unterscheiden sich dabei. Ziel eines Kriteriensatzes ist es, transparente Argumentationslinien für die zu verfolgende bzw. in Frage kommenden Optionen zu entwickeln. Dabei sollen sowohl der gegenwärtige und absehbare Stand von Wissenschaft und Technik sowie gesellschaftliche Randbedingungen berücksichtigt werden. Häufig spielen die zu erreichende Isolierung oder Entfernung der Abfälle aus der Biosphäre, der zeitliche Horizont der Umsetzung und die technische Reife, sowie die Realisierbarkeit der Umsetzung, Sicherheitsaspekte und gesellschaftliche Konsequenzen eine Rolle (siehe auch Kapitel 4).

In der Tabelle 2-1 wird ein Überblick über alternative Entsorgungsoptionen gegeben. Diese werden ausführlicher in den nachfolgenden Kapiteln (Kapitel 5, 6, 7, 8) beschrieben. Die internationale Studienlage stimmt darin überein, dass nur drei dieser Entsorgungsoptionen als mögliche Alternative zur Endlagerung in einem Bergwerk in Frage kommen: die Lagerung in tiefen Bohrlöchern, die Langzeitzwischenlagerung und P&T (Partitionierung und Transmutation). Alle anderen Optionen werden bisher verworfen.

Zur Spiegelung an den deutschen Gegebenheiten werden auch in anderen Ländern geltenden Randbedingungen analysiert und verglichen, unter denen die Entsorgungsmöglichkeiten und -pfade entwickelt und diskutiert werden. Wesentliche Randbedingungen bestehen beispielsweise bezüglich Art und Menge der zu entsorgenden Abfälle, erforderlicher Anforderungen an Standort und Infrastruktur, bestehender regulatorischer Vorgaben und Standards, Vorhandensein und Erhalt der notwendigen Kompetenzen, Anforderungen an Betreibergesellschaften und Aufsichtssysteme,

zeitliche Abhängigkeiten sowie Wechselwirkungen mit dem Auswahlprozess einer zukünftigen Endlagermöglichkeit.

Tabelle 2-1 Wesentliche Studien und die darin betrachteten alternativen Entsorgungsoptionen

Option	IRSN 2019	Alt et al. 2016	UK NIREX 2001	UK CoRWM 2004	Canada NWMO 2005
Langzeitzwischenlagerung	X	X	X	X	
Partitionierung und Transmutation	X	X	X	X	X
Tiefe Bohrlöcher					
Containerlagerung	X	X	X		
Injektion von Flüssigabfall	X		X	X	X
Rock Melting	X		X		X
Ozean					
Verdünnen		X	X	X	X
Ozeanboden	X	X	X	X	X
Subduktionszonen	X	X	X	X	X
Weltraum	X	X	X	X	X
Eisschilde	X	X	X	X	X
Verdünnen				X	X
Dauerlagerung		X			

Quelle: (IRSN 2019b; Alt et al. 2016; Nirex 2002; CoRWM 2006; NWMO 2005)

2.2 Kommission „Lagerung hoch radioaktiver Abfallstoffe“

Alternative Entsorgungsoptionen wurden in Deutschland zuletzt von der Kommission „Lagerung hoch radioaktiver Abfallstoffe“ (Endlager-Kommission) ausführlich gewürdigt (Endlager-Kommission 2016). Die Bund-Länder-Kommission wurde vom Bundestag und Bundesrat nach dem StandAG (2013) eingesetzt und war von 2014 bis 2016 tätig.

Die Endlager-Kommission teilte mögliche alternative Entsorgungsoptionen in drei Kategorien ein.

Aussichtsreich: diese Optionen (beziehungsweise Optionenfamilie) erscheinen angesichts des gegenwärtigen wissenschaftlich-technischen Wissensstandes als aussichtsreich. Sie sollen aktiv weiterverfolgt und im Detail ausgearbeitet werden, und sie werden dem Deutschen Bundestag zur Umsetzung empfohlen.

Denkbar, aber nicht unmittelbar verfügbar oder nicht vorteilhaft: Optionen dieser Kategorie könnten in unterschiedlicher Ausprägung gegebenenfalls Beiträge zu einer sicheren Lagerung der hoch radioaktiven Abfälle leisten, sie sind aber nach Auffassung der

Kommission derzeit technisch nicht hinreichend ausgereift oder verfügbar, um hierauf eine Strategie zum Umgang mit hoch radioaktiven Abfällen aufzubauen. Sie bieten außerdem keinen derzeit sichtbaren Vorteil gegenüber der von der Kommission als prioritär angesehenen Entsorgungsoption.

Nicht weiter zu verfolgen: *angesichts des derzeitigen und absehbaren Wissensstandes empfiehlt die Kommission unter Angabe der Argumente und Kriterien, diese Optionen nicht weiter zu verfolgen. (Endlager-Kommission 2016)*

Auch in der in Deutschland geführten Diskussion wird, übereinstimmend mit der internationalen Literatur, derzeit ausschließlich Partitionierung und Transmutation, Langzeitzwischenlagerung und die Tiefe Bohrlochlagerung in die zweite Kategorie eingestuft. Die Endlager-Kommission hat sich mit Gutachten und einem Papier der Entsorgungskommission (Möller et al. 2015; Kirchner et al. 2015; Entsorgungskommission 2015) über den aktuellen Sachstand informiert, und ist im Ergebnis der Diskussion zur Einschätzung gekommen, „dass aus heutiger Sicht keiner der drei Pfade sicherheitstechnische Vorteile bieten oder auch nur zu einer früheren Endlagerung der hoch radioaktiven Abfälle führen würde als der von der Kommission bevorzugte Pfad der Endlagerung in einem Endlagerbergwerk mit Reversibilität / Rückholbarkeit / Bergbarkeit. (Endlager-Kommission 2016)

Die Endlager-Kommission empfahl eine weitere Verfolgung und regelmäßige Beobachtung der zukünftigen Entwicklung auf dem Gebiet der Bohrlochtechnik. Von einer Entwicklung der Transmutationstechnologie erwartete die Kommission unter den in Deutschland herrschenden Randbedingungen keinen maßgeblichen Beitrag zur Lösung der Endlagerproblematik. Ebenso sei die Langzeitzwischenlagerung mit dem Ziel, die Entsorgungsfrage in einer unbestimmten Zukunft mit unbestimmten Methoden zu lösen, keine aktiv zu verfolgende Strategie. (Alt et al. 2016)

Für die Festlegung von Entsorgungsoptionen und die Entwicklung der zugehörigen Kriterien argumentierte die Endlager-Kommission anhand von ethischen Leitlinien, die folgenden Anforderungen genügen sollten:

- Die Endlager-Kommission argumentierte, dass in jedem Fall das Primat der Sicherheit gilt. Die Suche nach dem Entsorgungspfad, und -konzept hat sich in erster Linie an dem Ziel zu orientieren, die aus heutiger Perspektive sicherste Entsorgungslösung für hoch radioaktive Abfälle zu finden.
- Aus dem Prinzip der Verantwortung und dem Leitbild der Nachhaltigkeit heraus sollte auch kein dauerhaftes aktives Tun für kommende Generationen ausgelöst werden.
- Um Zielkonflikte zu vermeiden sollte aber auch die Möglichkeit, durch eine bewusste Umentscheidung von dem heute eingeschlagenen Pfad abzuweichen, offengehalten werden.

Außerdem wurden folgende Grundsätze verwendet:

- Der Grundsatz der nationalen Lagerung für die im Inland verursachten radioaktiven Abfälle.
- Der derzeit gesetzlich verankerte Ausstieg aus der Kernenergie bleibt bestehen.
- Eine breite Akzeptanz in der Gesellschaft ist notwendig.

Die Zuordnung der alternativen Entsorgungsoptionen zu den drei Kategorien der Endlager-Kommission erfolgte durch Nutzung folgender „Randbedingungen, Ausschlusskriterien, Einschätzungen und Bewertungen“ (Endlager-Kommission 2016):

- Erfolgsaussicht zur Erreichung des Ziels, die radioaktiven Abfälle dauerhaft von der belebten Erdoberfläche zu isolieren;
- Beherrschbarkeit von Technologien und Verfahren, insbesondere von Risiken und Havarien und
- Geltende völkerrechtliche Vereinbarungen.

Auf Basis dieser Grundsätze und Annahmen aus der deutschen und internationalen Diskussion um alternative Entsorgungsoptionen werden für die vorliegende Untersuchung die in Kapitel 4 dargestellten Kriterien für eine Bewertung herangezogen. Ein Schwerpunkt liegt auf den naturwissenschaftlich-technischen Aspekten.

3 Entsorgungssituation in Deutschland

3.1 Entstehung radioaktiver Abfälle

In einem Kernreaktor wird aus der Spaltung von Atomkernen Energie gewonnen. Die bei der Spaltung freigesetzten Neutronen können weitere Kerne spalten (Kettenreaktion), aber auch von diesen eingefangen werden. Isotope sind Atomkerne eines chemischen Elements wie z. B. Uran mit unterschiedlicher Neutronenanzahl, aber konstanter Protonenzahl entsprechend der Ordnungszahl im Kern. Das wichtigste spaltbare Isotop ist Uran-235, mit 235 Teilchen (143 Neutronen, 92 Protonen) im Kern. Bei jeder Kernspaltung entstehen zufällig verteilt mindestens zwei leichtere Atomkerne, die sogenannten Spaltprodukte. Als Folge von Neutroneneinfangreaktionen entstehen aber auch Transurane wie Plutonium und Minore Aktinide.¹ Transurane sind demzufolge Elemente, die eine höhere Ordnungszahl als Uran haben und im Periodensystem jenseits von Uran zu finden sind. Zu den Minoren Aktiniden zählen z. B. Neptunium, Americium und Curium. Die Isotope der Transurane sind ebenfalls spaltbar. Durch Neutroneneinfang, Spaltung und radioaktiven Zerfall entstehen somit in einem Reaktor eine Vielzahl an Elementen und deren Isotope.

In kommerziell genutzten Leichtwasserreaktoren wird Uran als Kernbrennstoff verwendet. Das Natururan, das im Wesentlichen Uran-238 und nur zu 0,7 % das spaltbare Uran-235 enthält, wird für den Einsatz im Brennelement auf einen Anteil von ca. 5 % Uran-235 angereichert. Mehrere Prozent des Anfangsinventars an Uran werden im Reaktor durch Spaltung und Neutroneneinfang in andere Elemente umgewandelt. Nach der Bestrahlung im Reaktor enthalten die abgebrannten Brennelemente zusätzlich zum Uran je nach Standzeit im Reaktor etwa 1 % Plutonium, ca. 0,1 bis 0,2 % Minore Actinoide und 4 bis 6 % Spaltprodukte.

Bei der Wiederaufarbeitung der abgebrannten Uran-Brennelemente werden diese Bestandteile abgetrennt. Während die Spaltprodukte mit einer Glasmatrix zu Spaltproduktkokillen verglast werden, kann das abgetrennte Plutonium gemeinsam mit frischem Uran zu sogenannten Mischoxid bzw. MOX-Brennelementen verarbeitet und erneut im Reaktor eingesetzt werden. Die MOX-Brennstoffe verfügen dann bereits im frischen Kernbrennstoff über hohe Plutoniumanteile von 4 % bis hin zu 9 % in Frankreich oder den Niederlanden (Ministry of Infrastructure and Water Management 2020; IRSN 2018) und entsprechend höheren Konzentrationen an radioaktiven Transuranen im abgebrannten MOX-Brennstoff. (Ministry of Infrastructure and Water Management 2020; IRSN 2018).

Das abgetrennte Plutonium muss aus Proliferations- und Alterungsgründen möglichst zügig wieder im Reaktor eingesetzt werden, allerdings kann in den meisten Reaktortypen aus Sicherheitsgründen nicht der gesamte Reaktor mit MOX-Brennelementen betrieben werden. Damit sich keine Plutoniumhalden entwickeln, muss eine solide MOX-Reaktoreinsatzplanung erfolgen.

Das bei der Wiederaufarbeitung abgetrennte Uran besitzt noch weniger Verwertungsmöglichkeit, da es mit U-236 verunreinigt ist. In Deutschland ist die Abgabe von bestrahlten Kernbrennstoffen an eine Anlage zur Wiederaufarbeitung seit 1. Juli 2005 gemäß Atomgesetz (AtG 2021) unzulässig. Das bis dahin in der Wiederaufarbeitung abgetrennte Plutonium wurde bereits vollständig wieder in MOX-Brennelementen im Reaktor eingesetzt. Das wiederaufgearbeitete Uran wurde nur in vergleichsweise geringen Mengen mit angereichertem Uran aus Russland verblendet und im Reaktor bestrahlt. Die anderen verbuchten Inventare an separiertem Uran wurden, soweit bekannt,

¹ In der Kerntechnik wird häufig der Begriff Aktinide statt der chemischen Bezeichnung der Elementgruppe der Actinoide verwendet.

als Wertstoff substituiert bzw. vertraglich übertragen. Abgebrannte MOX-Brennelemente wurden bisher nicht wiederaufgearbeitet. Einerseits benötigen sie sehr lange Abklingzeiten, in denen sie mit Kühlwasser aktiv gekühlt werden müssen, und andererseits existiert für eine Wiederaufarbeitung dieser hochgradig strahlenden Kernbrennstoffe noch keine industrielle Anlage.

Als die wesentlichen hoch radioaktiven Abfälle in Deutschland betrachten wir nachfolgend abgebrannte Uran-Brennelemente, abgebrannte MOX-Brennelemente und Spaltprodukt-Glaskokillen. Die Spaltprodukt-Glaskokillen umfassen neben hoch radioaktiven verglasten Abfällen, die von den Wiederaufbereitungsanlagen in La Hague und Sellafield zurückgenommen wurden, auch hoch radioaktive verglaste Abfälle aus der Versuchs-Wiederaufarbeitungsanlage in Karlsruhe. Glaskokillen mit mittelradioaktiven Abfällen sowie hochdruckkompaktierte Abfälle, ebenfalls aus La Hague, wurden u. a. zur Transportreduzierung gegen hoch radioaktive Glaskokillen substituiert (BMU 2021).

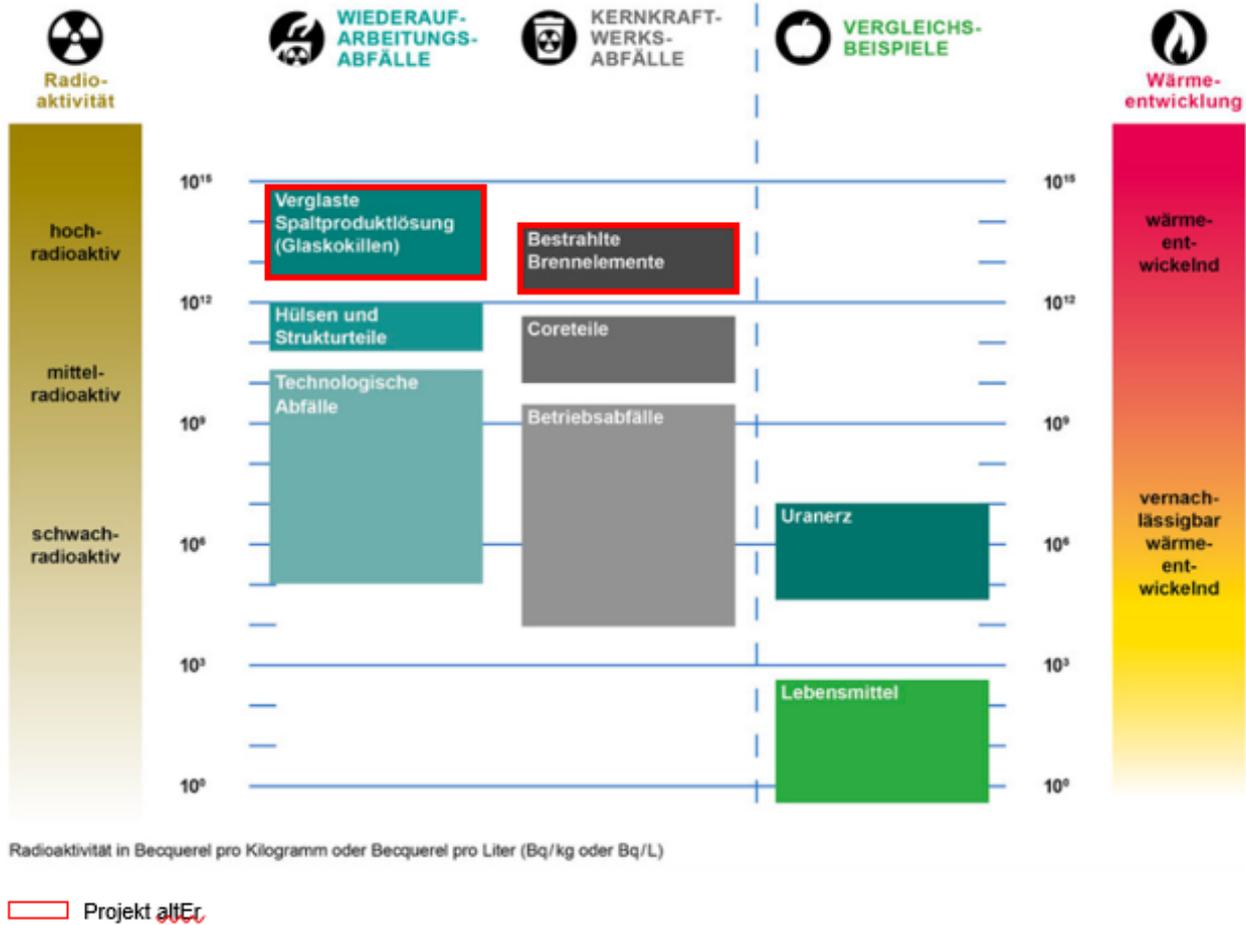
3.2 Unterteilung nach Abfallklassen

Im Kontext der Entsorgung unterscheidet man in Deutschland zwischen Wärme entwickelnden radioaktiven Abfällen und Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung. Damit kompatibel ist die im StandAG verwendete, auch im internationalen Kontext übliche, Unterteilung in hoch radioaktive Abfälle sowie schwach- und mittelradioaktive Abfälle. Die hoch radioaktiven Abfälle sind durch hohe Aktivitätskonzentrationen und damit hohe Nachzerfallsleistungen gekennzeichnet.

Abbildung 3-1 zeigt die Systematik und die Bezeichnungen, nach denen die zur Entsorgung anstehenden radioaktiven Abfälle eingeteilt werden.

Zu den hoch radioaktiven Abfällen zählen insbesondere die abgebrannten Brennelemente aus den Leistungsreaktoren und die Abfälle aus deren Wiederaufarbeitung. Diese Abfälle, die den weitaus größten Mengenanteil ausmachen, sind im Fokus der hier betrachteten Entsorgungsoptionen. Andere hoch radioaktive Abfälle wie Brennelemente aus Forschungsreaktoren sowie kompaktierte oder in Behältern eingelagerte Strukturteile sind dagegen mengenmäßig von untergeordneter Bedeutung. Spezielle Entsorgungsoptionen für diese Abfälle werden im Folgenden nicht im Detail diskutiert. Es sind nur wenige Forschungsarbeiten verfügbar, um etwa die Möglichkeiten zur Wiederaufarbeitung für eine P&T Behandlung abzuschätzen. Aufgrund der Wärmeentwicklung wären diese Abfälle jedoch nicht für die derzeitigen Endlager wie den Schacht Konrad geeignet und es müsste für diese Sonderformen ebenfalls eine alternative Entsorgungsmöglichkeit gefunden werden, wenn auf eine Endlagerung in einem Endlagerbergwerk verzichtet werden soll.

Abbildung 3-1 Unterteilung radioaktiver Abfälle und Eigenschaften



Quelle: Öko-Institut e.V. 2014/2020

3.3 Abfallströme

Der Bestand hoch radioaktiver Abfälle setzt sich nach den Angaben Deutschlands im Bericht des „Gemeinsamen Übereinkommens über die Sicherheit der Behandlung abgebrannter Brennelemente und über die Sicherheit der Behandlung radioaktiver Abfälle“ (BMU 2020a) wie folgt zusammen:

Bis zum 31.12.2019 sind abgebrannte Brennelemente aus Leichtwasserreaktoren (> 50 MW) mit einer Schwermetallmenge von 15.777 Mg SM angefallen. Abgebrannte Brennelemente (einschl. Teilabbrand zum Wiedereinsatz) mit 9.104 Mg SM sind in den Brennelemente-Lagerbecken der Kernkraftwerke sowie in den dezentralen und zentralen Zwischenlagern zwischengelagert. Tabelle 3-1 zeigt einen Überblick über das Gesamtaufkommen abgebrannter Brennelemente aus deutschen Leichtwasserreaktoren bis zum 31.12.2019.

Aus Versuchs- und Demonstrationsanlagen sind bis zum 31.12.2019 abgebrannte Brennelemente mit etwa 190 Mg SM zur Lagerung und Entsorgung angefallen, ein Teil der Abfälle wurde national oder in Frankreich oder Großbritannien wiederaufgearbeitet oder ging ins Ausland aufgrund entsprechender Abkommen. Daneben gibt es noch eine geringe Menge von ca. 2,5 Mg SM aus Forschungsreaktoren. Es liegen viele Sonderformen vor. Die gelagerte Menge an abgebrannten

Brennelementen aus Forschungsreaktoren ist um mehrere Größenordnungen geringer als die zu entsorgende Menge aus Leistungsreaktoren.

Hoch radioaktive Abfälle aus der Wiederaufarbeitung im Ausland werden nach Deutschland zurückgeführt und in die Zwischenlager verbracht. 108 Castor-Behälter wurden bis 2011 in das zentrale Brennelemente-Zwischenlager in Gorleben eingelagert. Weitere 25 Behälter mit verglasten Abfällen, 20 Behälter aus dem Vereinigten Königreich und 5 Behälter aus Frankreich, werden in dezentrale Brennelemente-Zwischenlager verbracht.

Tabelle 3-1 Gesamtaufkommen abgebrannter Brennelemente (Schwermetallmengen) aus Leichtwasserreaktoren, Stand 31.12.2019

	Mg SM	Mg SM
BE-Lagerbecken Kernkraftwerke		2.539
Dezentrale Standort-Zwischenlager		5.890
Dezentrale Zwischenlager (Summe)		675
ZLN (WWER Brennelemente)	583	
Ahaus, Gorleben	92	
Wiederaufarbeitung (Summe)		6.346
La Hague (F)	5.393	
Sellafield (UK)	854	
Eurochemic (B)	14	
WAK	85	
Verbleib im Ausland (Summe)		327
UdSSR (Rücklieferung WWER Brennelemente)	283	
Schweden (CLAB)	17	
Ungarn (Paks) (Wiedereinsatz WWER-Brennelemente)	27	
Summe		15.777

Quelle: (BMU 2020a)

Für den kumulierten Bestand an Wärme entwickelnden radioaktiven Abfällen im Jahr 2080 wurde ein bis zum Jahr 2013 gültiges Referenzkonzept (Referenzkonzept Lagerbehälter Pollux) für die Endlagerung in einem Salzstock entwickelt. Die abgeschätzte Gesamtmenge von etwa 27.000 m³ setzte sich dann wie folgt zusammen (BMU 2020a):

- ca. 20.400 m³ verpackte Brennelemente aus Leichtwasserreaktoren für die direkte Endlagerung mit 10.113 Mg SM,
- ca. 700 m³ verglaste Abfälle in Kokillen aus der Wiederaufarbeitung,
- ca. 740 m³ kompaktierte Strukturteile und Hülsen in Kokillen aus der Wiederaufarbeitung in La Hague,

- ca. 1.340 m³ verpackte Brennelemente aus dem Thorium-Hoch-Temperatur-Reaktor THTR,
- ca. 195 m³ verpackte Brennelemente des Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf (VKTA) und aus Forschungsreaktoren und
- ca. 3.400 m³ Abfallgebinde mit Strukturteilen der bestrahlten Brennelemente, die direkt endgelagert werden.

Im Juni 2021 wurde seitens der Bundesregierung zugestimmt, dass die ursprünglich vereinbarten mittelradioaktiven Abfälle aus der Wiederaufarbeitung in La Hague substituiert werden. Anstelle von rund 152 Behältern mit kompaktierten Strukturteilen und Hülsen in Kokillen sollen drei bis fünf Castor-Behälter mit verglasten hoch radioaktiven Abfällen an den Standort Philippsburg gebracht und aufbewahrt werden (BMU 2021).

3.4 Entsorgungspfade nach derzeitiger Entsorgungsstrategie

Die in Transport- und Lagerbehälter verladenen abgebrannten Brennelemente sowie die in Colis standard de déchets (CSD-Kokillen) verpackten Abfälle aus der Wiederaufarbeitung werden in den vorhandenen zentralen und dezentralen Zwischenlagern gelagert. Die Genehmigung der Zwischenlager ist zurzeit auf 40 Jahre ab Einlagerung des ersten Behälters begrenzt. Nach dem Referenzkonzept Lagerbehälter Pollux werden Brennelemente vor der Endlagerung in einer Konditionierungsanlage aus den Transport- und Lagerbehältern entnommen, die Brennstäbe in einer „heißen Zelle“ aus den Brennelementen gezogen und in lange, zylinderförmige Büchsen geschoben. Diese Büchsen werden in die Pollux-Lagerbehälter geladen und in ein Endlager verbracht. Nach derzeitiger Entsorgungsstrategie wird die Endlagerung in einem Bergwerk an einem noch festzulegenden Standort in einer tiefen geologischen Formation erfolgen.

In den Entsorgungskonzepten für hochradioaktive Abfälle ist eine zeitlich begrenzte oberirdische Zwischenlagerung der hoch radioaktiven Abfälle zur Überbrückung erforderlich, bis eine Entsorgungslösung zur Verfügung steht. Das in Deutschland verfolgte Konzept sieht nach Beendigung der aktiven Kühlung in einem nassen Brennelementlagerbecken im Reaktor eine trockene Zwischenlagerung über einen Zeitraum von Jahrzehnten vor, bis die Abfälle in ein Endlagerbergwerk an einem noch auszuwählenden Standort eingelagert werden. Da die letzten Kernkraftwerke Ende 2022 abgeschaltet werden sollen, lagert bereits der weitaus größte Teil der vorhandenen abgebrannten Brennelemente und hoch radioaktiven Spaltproduktkokillen aus der Wiederaufarbeitung in den Zwischenlagern Lubmin, Gorleben und Ahaus und den Standort-Zwischenlagern an den Kraftwerksstandorten. Die Genehmigungen der Zwischenlager laufen in den 2030/2040er Jahren aus, beginnend mit dem Zwischenlager Gorleben im Jahr 2034. Die Planungen des Nationalen Entsorgungsprogramms (NaPro) (BMUB 2015) von 2015 sehen einen Einlagerungsbeginn in das Endlager im Jahr 2050 vor. Das Bundesamt die Sicherheit der nuklearen Entsorgung (BASE) prüft gemäß Gesetz zur Neuordnung der Verantwortung in der kerntechnischen Entsorgung, wie nach Ablauf der Genehmigungsfristen ein Weiterbetrieb der Zwischenlager gewährleistet wird. Das BMU (BMUB 2015) sieht den Beginn der Einlagerung in das Endlager im Jahr 2050 vor.

Abbildung 3-2 skizziert die Entsorgungspfade für radioaktive Abfälle ausgehend vom heutigen Stand. Es ist eine direkte Endlagerung der abgebrannten Brennelemente aus den Reaktoren vorgesehen. Der Weg über die Wiederaufarbeitung, die zeitweise praktiziert wurde, ist seit 2005 durch das AtG (AtG 2021) ausgeschlossen. Sofern, abweichend von der derzeitigen Strategie, eine

sind. Diese Container werden entweder auf die Sohle einer Strecke oder Kammer des Bergwerks gelegt oder gestellt oder in kurze, horizontale oder vertikale Bohrlöcher eingebracht, die von einer Strecke aus vorgetrieben werden.

Nach derzeitigem Stand werden Endlagerbergwerke in einer Tiefe von maximal 1.500 m unter der Geländeoberkante (GOK) geplant. Wesentliche Gründe sind die Umgebungstemperaturen, unter denen Menschen in einem Bergwerk arbeiten können, und der mit der Tiefe steigende Gebirgsdruck, der wiederum einen steigenden Aufwand für die Errichtung und Aufrechterhaltung von Schächten, Strecken und Kammern mit größerer Tiefe bewirkt.²

Ziel der Endlagerung ist der sichere Einschluss der Abfallstoffe. Nach § 4 Abs. 1 der Verordnung über Sicherheitsanforderungen an die Endlagerung hochradioaktiver Abfälle (Endlagersicherheitsanforderungsverordnung (EndlSiAnfV 2020) sind dazu „die einzulagernden radioaktiven Abfälle [...] im Endlagersystem mit dem Ziel zu konzentrieren und sicher einzuschließen, die darin enthaltenen Radionuklide mindestens im Bewertungszeitraum von der Biosphäre fernzuhalten“.

Die Sicherheitsanforderungen an die Endlagerung hoch radioaktiver Abfälle bestimmen darüber hinaus das Sicherheitsniveau bei der Entsorgung hoch radioaktiver Abfälle in Deutschland. So wird in § 4 Abs. 5 EndlSiAnfV festgelegt, welcher Anteil der eingelagerten Schadstoffe über den gesamten Bewertungszeitraum maximal ausgetragen werden darf.

Zentrales Element zur passiven und wartungsfreien Gewährleistung des sicheren Einschlusses der Abfälle ist die Ausweisung eines einschlusswirksamen Gebirgsbereiches oder, wenn das im Fall des Wirtsgesteins Kristallin nicht möglich sein sollte, „geeignete technische und geotechnische Barrieren“ (EndlSiAnfV 2020).

Der Begriff des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs (ewG) wurde vom Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte (AkEnd) eingeführt. Demnach soll „in grundwasserhaltigen Formationen der Einschluss in einem möglichst kleinräumigen einschlusswirksamen Gebirgsbereich erfolgen und die Menge verunreinigten Wassers klein sein (Begrenzung auf den Anlagenbereich). Dies muss durch eine Kombination von geologischen und technischen Barrieren möglichst zuverlässig und langfristig erreicht werden, um dem Schutzziel des Wasserrechtes genügen zu können“ (W & S Druck GmbH 2002). Im StandAG (2017) wird der ewG als „der Teil eines Gebirges“ definiert, „der bei Endlagersystemen, die wesentlich auf geologischen Barrieren beruhen, im Zusammenwirken mit den technischen und geotechnischen Verschlüssen den sicheren Einschluss der radioaktiven Abfälle in einem Endlager gewährleistet“.

In einem Sicherheitskonzept muss gemäß § 10 EndlSiAnfV dargestellt werden, wie der sichere Einschluss in einem Endlager erreicht werden soll. Je nach geologischer Situation am Standort eines Endlagers übernehmen technische (z. B. Container, Abfallform), geotechnische (z. B. Streckenversatz, Schachtverschluss) und geologische (Wirtsgestein, überlagernde Gesteine) Barrieren unterschiedliche Funktionen in einem Sicherheitskonzept.

² Siehe dazu auch die Begründung zum Entwurf des StandAG (Fraktionen CDU/CSU, SPD und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN (2017), S. 48.

4 Kriterien zur Bewertung alternativer Entsorgungsoptionen

Die Auswahl von Kriterien für die Darstellung des Sachstands und die Bewertung der einzelnen Entsorgungsoptionen und -pfade im Vergleich zur Endlagerung in einem Bergwerk legt einen Schwerpunkt auf naturwissenschaftlich-technische Aspekte. Andere, z. B. von der Endlager-Kommission (Endlager-Kommission 2016) betrachtete Aspekte wie ethische, ökonomische bzw. rechtliche Gesichtspunkte, werden ggf. berücksichtigt, aber nicht vertieft dargestellt. Es wurde folgende Gruppierung vorgenommen:

- *Rahmenbedingungen der Entsorgung*

Dies betrifft Unterschiede zwischen den betrachteten Entsorgungsoptionen bezüglich der Abfallmenge und der Zusammensetzung der Abfälle, der Reversibilität bzw. Rückholbarkeit, der Langzeitsicherheit und Isolation von der Biosphäre, des Zeithorizonts und regulatorische sowie gesellschaftliche Aspekte.

- *Sicherheitsaspekte*

Zu den Sicherheitsaspekten gehören zum einen die Belange der Anlagensicherheit, insbesondere das Stör- und Unfallrisiko sowie mögliche radiologische Auswirkungen. Zum anderen wird der Schutz des spaltbaren Materials vor Zugriff für eine militärische Nutzung zum Bau von Atomwaffen (Proliferation) als Sicherheitsaspekt betrachtet.

- *Entwicklungsstand*

Aufgrund der technologischen Dynamik und Innovation muss der Entwicklungsstand der Technologie immer wieder erneut überprüft werden. Dies wird auch anhand des Technology Readiness Level (TRL) diskutiert.

Die Gruppierung wird in den Fachkapiteln 5, 6, und 7 wieder für die Darstellung aufgegriffen und durch einen Unterabschnitt mit Grundlagen (Kapitel 5.1, 6.1, 7.1) und eine Bewertung der Konsequenzen der vorgestellten alternativen Entsorgungsoption für die Entsorgung in Deutschland ergänzt (Kapitel 5.5, 6.5, 7.5).

4.1 Rahmenbedingungen der Entsorgungsoption

4.1.1 Veränderung der Abfallmenge und Zusammensetzung

Für die hoch radioaktiven Abfälle ist das benötigte Endlagervolumen nicht nur abhängig von der Abfallmenge, sondern auch von der Wärmecharakteristik der Abfälle. Während der ersten 30 Jahre nach der Entladung von Brennstoff aus dem Reaktor wird die Nachzerfallswärme durch die Spaltprodukte bestimmt. Im Folgenden dominieren zunehmend die Aktiniden. Während nach 100 Jahren die Spaltprodukte noch mit ca. 20% zur Wärmeleistung beitragen, sind es nach 300 Jahren weniger als 1% (Schwenk-Ferrero 2013). Nach 1000 Jahren dominieren die Aktiniden Americium-241, Plutonium-240 und Plutonium-239.

Durch die für einige alternative Entsorgungsoptionen notwendige Konditionierung oder auch Auftrennung der Abfälle in verschiedene Materialströme können zusätzliche schwach- und mittelradioaktive Abfälle entstehen, die ebenfalls sicher verwahrt werden müssten.

4.1.2 Reversibilität, Rückholbarkeit, Bergbarkeit

In der Entsorgungskommission wurde der Aspekt der Fehlerkorrekturmöglichkeit durch Reversibilität einer Entsorgungsoption besonders beachtet, z. B. die Rückholbarkeit also die Sicherstellung der Abfälle bei erkannten Fehlern und ihre Rückführung in ein Zwischenlager. Die Reversibilität hat Einfluss auf die Entwicklung und Realisierbarkeit der untersuchten Option sowie auf die Bewertung der Risiken.

Bei der geologischen Endlagerung betrifft dies dann auch die Bergbarkeit vor allem in der Nachbetriebsphase, das heißt nach Abschluss der eigentlichen Entsorgungsmaßnahme. Sollten Fehler in der Nachbetriebsphase auftreten, wäre die Bergung der Abfälle aus diesem Zustand die weitest gehende Maßnahme der Fehlerkorrektur (Endlager-Kommission 2016). Dies setzt auch eine langfristige Beobachtbarkeit der Entwicklung der Entsorgungsoption voraus.

4.1.3 Langzeitsicherheit und Isolation von der Biosphäre

Der Zeitraum für den die langlebigen Radionuklide von der Biosphäre isoliert werden müssen, wird durch die Inventare derjenigen Radionuklide und ihrer radioaktiven Zerfallsprodukte determiniert, deren lange Halbwertszeiten zusammen mit einer potentiell hohen Mobilität in Geo- und Biosphäre zu nicht vernachlässigbaren Strahlenexpositionen zukünftiger Generationen führen könnten. Der erforderliche Zeitraum für die Bewertung dieser Isolationseigenschaften wird im Falle eines Endlagerbergwerks derzeit mit 1 Million Jahre angesetzt.

Die Standardmethodik zur Bewertung der radiologischen Risiken für den Menschen durch unterirdische Endlager für abgebrannte Brennelemente ist eine Langzeitsicherheitsanalyse und berücksichtigt die denkbaren Freisetzungspfade radioaktiver Stoffe aus einem Endlager. Sie umfasst geologische und vom Menschen geschaffene Barrieren, Auflösungsraten, Radionuklidrückhalt im Untergrund, (Nicht-)Vorhandensein von Grundwasserpfeifen in die Biosphäre, Radionuklidmobilität in der Biosphäre und die Akkumulation von Radionukliden in Nahrungsketten.

Aktiniden sind in den einschließenden geologischen Schichten extrem immobil. Selbst wenn man die Auswirkungen einer Vergletscherung auf das Endlager berücksichtigt und von unterschiedlichen Wirtsgesteinen wie Granit (SKB 2011; Posiva 2012), Ton (Marivoet et al. 2008; NAGRA 2002) und Salz (Buhmann 1999) ausgeht, tragen Aktinide in den meisten Langzeitsicherheitsanalysen nicht zu einer möglichen zukünftigen Exposition des Menschen bei (siehe z. B. auch die zusammenfassenden Auswertungen verschiedener Sicherheitsanalysen in (Swift und Nutt 2012) und (GRS 2014). Die einzige Ausnahme ist der amerikanische Yucca Mountain Tuff mit seinen begrenzten geologischen Barrieren: Im Gegensatz zu den anderen Wirtsgesteinen dringt Wasser in das Endlager ein. Nur im Falle eines Eindringens von Wasserfluten in das Gestein können die potenziellen Dosisbeiträge für Menschen durch Plutonium und Neptunium vergleichbar mit denen der langlebigen mobilen Spaltprodukten sein (OCRWM 2008).

Aktuelle Langzeitsicherheitsanalysen führen zu dem Ergebnis, dass die hypothetische Strahlenexposition des Menschen hauptsächlich durch langlebige Spaltprodukte bestimmt ist. Die Ergebnisse sind je nach betrachteter Geologie und Abfallart durchaus unterschiedlich. Typische Radionuklide die je nach Wirtsgestein genannt werden sind z. B. Kohlenstoff-14, Chlor-36, Selen-79, Zirkonium-93, Technetium-99, Palladium-107, Zinn-126, Iod-129, Cäsium-135 und Radium-226 und weitere (siehe z. B. (SKB 2011; NAGRA 2002; OCRWM 2008). Solche Radionuklide sind

aufgrund ihrer physikalisch- chemischen Eigenschaften in der Geo- und Biosphäre vergleichsweise mobil und haben eine Halbwertszeit von mehr als einigen tausend Jahren.

Alternative Entsorgungsoptionen sehen teilweise andere Konzepte zur Isolation von der Biosphäre vor bzw. beruhen auf anderen Einlagerungstechnologien.

4.1.4 Zeithorizont

Der Zeitbedarf ist ein entscheidender Faktor bei Großprojekten. Alternative Entsorgungsoptionen weisen große Unterschiede bezüglich der erforderlichen Zeiten bis zur abschließenden Entsorgung der Abfälle auf. Der Zeitbedarf für die alternativen Entsorgungsoptionen steht dabei im Vergleich mit dem Zeitbedarf für die Standortauswahl und den Bau eines Endlagers mit anschließender Einlagerung. Die Planungen des Nationalen Entsorgungsprogramms (NaPro) (BMUB 2015) von 2015 sehen einen Einlagerungsbeginn in das Endlager im Jahr 2050 vor. Von (Thomauske und Kudla 2016) wurde der Zeitbedarf für die Endlagerung in einem Bergwerk mit drei Szenarien abgeschätzt. In einem optimistischen Szenario wäre mit einem Beginn der Einlagerung in 70 Jahren, in einem pessimistischen Szenario in ca. 130 Jahren zu rechnen. Realistisch könne die Einlagerung in ca. 100 Jahren beginnen. In der Schweiz liegt der abgeschätzte Zeitbedarf nach (Thomauske und Kudla 2016) in der Größenordnung des optimistischen Szenarios.

4.1.5 Regulatorische und gesellschaftliche Aspekte

Alternative Entsorgungsoptionen erfordern eine spezielle Regulierung, die von den bestehenden regulatorischen Anforderungen unter Umständen abweicht. Dies betrifft die gesamte Entsorgungsstrategie, aber auch wie im Fall von P&T zusätzlich benötigte kerntechnische Infrastrukturen wie neue Reaktortypen, die Brennstoffherstellung und Wiederaufarbeitung.

Alternative Entsorgungsoptionen müssen auch gesellschaftlich akzeptabel sein. Dies betrifft unterschiedliche gesellschaftliche Normen und Übereinkünfte auf nationaler und internationaler Ebene, u. a.:

- Die Verantwortung und Belastung nachfolgender Generationen.
- Fragen der Teilhabe und Partizipation.
- Alternative Entsorgungsoptionen sind auf ihre Kompatibilität mit der bestehenden nationalen Gesetzgebung zu überprüfen, die ihre Akzeptanz verringern könnten, z. B. entsprechende rechtlich relevante Aspekte mit Auswirkungen auf den gegenwärtigen Konsens zur Nutzung von Kernenergie in Deutschland. Ebenso ist die Kompatibilität mit internationalen Vertragswerken zu prüfen.
- Des Weiteren stellen die alternativen Entsorgungsoptionen unterschiedliche Anforderungen an eine langfristig stabile gesellschaftliche Entwicklung und Staatlichkeit mit einer stabilen technischen Infrastruktur.
- Weitere Nachhaltigkeitsaspekte: Mit der Verabschiedung der Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung durch die Vereinten Nationen 2015 wurde ein ehrgeiziger Katalog an Zielen nachhaltiger Entwicklung („*Sustainable Development Goals*“ (SDGs)) verabschiedet. Die SDGs berücksichtigen mehrere Dimensionen der Nachhaltigkeit – neben Umwelt auch Soziales und die Wirtschaft - und stellen fünf handlungsleitende Prinzipien voran -- People, Planet, Prosperity,

Peace, Partnership („5 Ps“). Die SDGs der Agenda 2030 sind universell und gelten für alle Länder gleichermaßen und spielen daher auch bei Fragen der Entsorgung eine Rolle.

4.2 Sicherheitsaspekte

4.2.1 Anlagensicherheit und radiologische Auswirkungen

Die Entsorgungsoptionen unterscheiden sich im Hinblick auf die Entsorgungsschritte, die Abläufe zur Handhabung und Verarbeitung der hoch radioaktiven Abfälle und die dafür eingesetzte Technologie (z. B. Reaktoren, Verpackung, Transporte). Der Betrieb der technischen Anlagen und Maschinen ist mit spezifischen Gefahren verbunden. Stör- und Unfälle infolge von technischen Störungen oder Fehlbedienung, anlageninternen und externen (naturbedingt, zivilisatorisch) Einwirkungen müssen sicher vermieden und mögliche Auswirkungen bei dennoch eintretenden Stör- und Unfällen müssen auf ein zulässiges Maß begrenzt werden. Neben den Auswirkungen möglicher Freisetzungen sind auch die normalbetrieblichen Emissionen und Anforderungen aus Sicht des betrieblichen Strahlenschutzes relevante Sicherheitsaspekte.

4.2.2 Sicherung und Proliferation

Abgebrannte Brennelemente enthalten kernwaffenfähige Materialien, im Wesentlichen Plutonium, aber auch spaltbare Minore Aktinide wie Neptunium und Americium sowie angereichertes Uran. Es besteht die Möglichkeit, dass ein Akteur versucht sich Zugang zu den spaltbaren Materialien im Abfall zu verschaffen. Darüber hinaus besteht bei der Verarbeitung der Abfälle in den Entsorgungsoptionen in den einzelnen Prozessschritten die Gefahr einer Abzweigung von kernwaffenfähigen Materialien. Diese Proliferationsgefahr ist für alternative Entsorgungsoptionen unterschiedlich zu bewerten, je nach Proliferationsresistenz (Menge, Qualität und chemischer Form) der kernwaffenfähigen Materialien und der Zugriffsmöglichkeiten für unterschiedliche Akteure. Für viele Proliferationsaspekte stehen heute noch keine allgemein anerkannten einheitlichen Bewertungsmaßstäbe zur Verfügung. Die Bewertung erfolgt daher qualitativ durch einen Vergleich intrinsischer und extrinsischer Faktoren der Proliferationsresistenz von relevanten Mengen spaltbaren Materials im zeitlichen Verlauf, dessen Zugänglichkeit und der Attraktivität eines Zugriffs auf diese Mengen im Vergleich zu anderen mögliche Proliferations Szenarien.

4.3 Entwicklungsstand (Technology Readiness Level)

Jede alternative Entsorgungsoption ist daran zu messen, welche Erfolgsaussicht zur Erreichung des Ziels mit ihr verbunden ist. Neben den grundlegenden Eigenschaften ist die Erfolgsaussicht auch mit dem Entwicklungsstand der Technologie, mit dem zu erwartenden Zeithorizont bis zur industriellen Reife und mit der grundlegenden Komplexität der Technologie verbunden.

Der technische Entwicklungsstand stellt eine wichtige Kenngröße zur Einschätzung des technologischen Risikos auf dem Weg bis zur fertigen Kommerzialisierung einer Technologie dar. Ein Ansatz zur Bewertung ist der Technology Readiness Level (TRL). Der TRL dient als Indikator für Risiken im Forschungs- und Entwicklungsprozess. Technologien, die nur als Konzeption und als Papierstudien existieren haben ein wesentlich höheres Risiko, dass unerwartet Probleme auftreten, als solche, für die schon großtechnische Versuche oder Prototypen gebaut und betrieben wurden. Ebenso ist der TRL als Indikator für die noch aufzuwendenden F&E-Kosten anzusehen.

Ein Vorschlag zur Einstufung des technischen Entwicklungsstands in Form eines Technology Readiness Level (TRL) mit 9 Stufen wurde von (NASA 1995) für Weltraumtechnologien vorgelegt. Je nach Technologiebereich und Organisation finden sich verschiedene Definitionen für die Einteilung der einzelnen Technologiestufen, etwa die Definition der Europäischen Kommission (EC 2014) oder speziell für den Nuklearbereich (IRSN 2019b). Technology Readiness Levels sind kontextspezifisch und ihr Nutzen hängt vom Einsatzzweck ab (EARTO 2014).

Tabelle 4-1 Technology Readiness Levels (TRL)

Einteilungen in Phasen		Alternative Einteilungen	Feineinteilung
1			Funktionsprinzipien beobachtet und beschrieben
2	Forschungsphase:		Technologisches Konzept beschrieben
3	Grundlagenforschung und Konzeptentwicklung	Machbarkeit	Experimenteller Nachweis des Funktionsprinzips
4			Technologie in Laborversuchen bestätigt.
5		Nachweis der Machbarkeit	Technologie unter relevanten Betriebsbedingungen bestätigt.
6		Entwicklung	Technologie unter relevanten Betriebsbedingungen demonstriert.
7			Prototyp unter Betriebsbedingungen demonstriert.
8		Nachweis der Leistungsfähigkeit	System komplett und qualifiziert
9		Demonstration	Nachgewiesener Einsatz unter Betriebsbedingungen (kommerziell)

(Global Nuclear Energy Partnership Technical Integration Office (GNEP) 2007; Mankins 1995; EC 2014; European Association of Research and Technology Organisation (EARTO) 2014)

Für Anlagentechnologien lassen sich häufig drei Phasen unterscheiden, eine Machbarkeitsphase, eine Entwicklungsphase und eine Demonstrationsphase. In der frühen Machbarkeitsphase (Viability Phase) wird die grundsätzliche Machbarkeit der Anlage untersucht. In dieser Phase wird ein Grobkonzept entwickelt, Show-Stopper werden identifiziert und es soll gezeigt werden, ob diese überwunden werden können. In der zweiten Entwicklungsphase (Performance Phase) werden die notwendigen Technologien und Systeme entwickelt sowie deren Zusammenwirken untersucht. In der daran anschließenden Demonstrationsphase (Demonstration Phase) wird bei erfolgreichem Abschluss der ersten Phase das System lizenziert und eine Prototyp- oder Demonstrationsanlage errichtet.

Alternativ wird eine Forschungsphase deklariert oder versucht eine Feineinteilung vorzunehmen. Beispiele für mögliche Einteilungen sind in Tabelle 4-1 dargestellt. In diesem Projekt wurden als Einteilung die Begriffe Forschungsphase, Nachweis der Machbarkeit und Nachweis der Leistungsfähigkeit gewählt.

Eine Schwierigkeit des TRL ist die Gruppierung unterschiedlicher Einzeltechnologien in eine Gesamttechnologie. Einzelne Technologien können weiter sein als andere, so dass letztlich ein Durchschnitt gebildet werden muss. Ein Reaktor oder eine Konditionierungsanlage umfasst eine sehr große Menge an Einzeltechnologien. Es ist nicht immer eindeutig, ab wann die Machbarkeit gezeigt wurde und die Entwicklungsphase anfängt und ab wann diese in die Demonstrationsphase übergeht. Ein Beispiel ist etwa, wenn ein Teststand bestimmte Teilaspekte einer Technologie erfolgreich demonstriert z. B. ohne die Verwendung radioaktiven Materials. Aus diesem Grund wurde in diesem Projekt eine TRL-Einteilung verwendet, in der sich die Kategorien der Forschungsphase und der Machbarkeits- und Leistungsnachweis leicht überschneiden.

Der TRL birgt aber auch mögliche Missverständnisse. Erstens ist der quantitative und qualitative Schritt von einer TRL Stufe zur nächsten nicht immer gleich hinsichtlich des Aufwands (Kosten, Zeiten; Know-How) und der zu lösenden Aufgaben. Gerade der Schritt zum Bau einer größeren Pilotanlage oder einer Demonstrationsanlage (TRL 6 nach 7) kann vergleichsweise hohen Aufwand erfordern. Viele technologische Entwicklungen werden an dieser Stelle nicht weiterverfolgt, bzw. bei einer Auswahl an parallel entwickelten Technologien erfolgt hier häufig eine Fokussierung, da der Aufwand für eine weitere parallele Entwicklung zu hoch wäre. Zweitens kann die Verwendung eines TRL missverständlich suggerieren, dass keine weiteren Showstopper auftauchen werden, sondern alle Technologien eine natürliche Trajektorie zur industriellen Umsetzung haben. Es muss daher auf die Entwicklungsrisiken immer hingewiesen werden, was in einer graphischen Darstellung jedoch häufig nicht transportiert wird. Drittens ist der TRL gerade in der späteren Phase eher geprägt von ingenieurtechnischen und materialwissenschaftlichen sowie finanziellen Herausforderungen. So kann trotz niedrigem TRL eine Technologie wissenschaftlich weitgehend durchdrungen sein. Manchmal wird deswegen auch ein Scientific Readiness Level daneben eingeführt, um diesen Unterschied deutlich zu machen. Die Übergänge sind fließend. Viertens sagt der TRL wenig über andere Risiken aus. Raketentechnologien etwa haben einen TRL von 10, sind also verfügbar, dennoch wird hoch radioaktiver Abfall derzeit nicht im Weltraum entsorgt, da dieser TRL keine Sicherheitsaspekte; z. B. die Ausfallquote eines Raketenstarts; berücksichtigt. Es wäre eine völlig andere Raketentechnologie mit um Größenordnungen niedriger Fehlerwahrscheinlichkeit nötig und eine erhebliche Senkung der Kosten.

Da es für unterschiedliche Technologien auch immer Besonderheiten gibt, wird der TRL in den folgenden Kapiteln noch einmal speziell für die betrachteten Technologien beschrieben.

5 Langzeitzwischenlagerung

5.1 Grundlagen

Die Endlager-Kommission (Endlager-Kommission 2016) definiert die Langzeitzwischenlagerung (LZZL) als die trockene Zwischenlagerung hoch radioaktiver Abfälle über einen Zeitraum von mehreren hundert Jahren, unter einem zeitlich nicht festgelegten Verzicht auf die Entwicklung einer endgültigen Entsorgungslösung. Durch die Festlegung der zeitlichen Dimension der Lagerung auf mindestens 300 Jahre grenzt sich die LZZL klar von der nach dem Einsatz im Reaktor notwendigen Zwischenlagerung bis zur Einlagerung in ein betriebsbereites Endlager ab. Die wesentliche Motivation für die Betrachtung der LZZL liegt darin, einen längeren Zeitraum für die Entwicklung einer geeigneteren endgültigen Entsorgungsoption zur Verfügung zu haben. Hiermit eröffnet sich einerseits die Möglichkeit der Nutzung zukünftiger Entsorgungswege, die heute noch nicht existieren oder noch nicht ausreichend realisiert sind. Andererseits entspannt sich die Suche nach einem oder mehreren Standorten für ein geologisches Tiefenlager zeitlich und politisch. Dies könnte jedoch auch zu Attentismus führen, das heißt zu einer abwartenden Haltung, die die eigentliche Lösung der Probleme aus opportunistischen Gründen aufschiebt (Köhnke et. al. 2017).

Die LZZL wird von Anfang an entsprechend dieser längeren Zeiträume konzipiert, ausgelegt und genehmigt. Dies bedeutet, dass bei der Auslegung von Gebäude, Lagerkonzept und Behältern potenzielle zukünftige Entwicklungen über hunderte von Jahren zu berücksichtigen sind. Dies kann gesellschaftliche, geologische, klimatische, technische oder auch regulatorische Veränderungen betreffen.

Für eine leichte Zugänglichkeit der Abfälle ist die LZZL in oberirdischen Gebäuden oder oberflächennah zu realisieren. Die Aufrechterhaltung von Integrität und Handhabbarkeit der radioaktiven Inventare ist während der gesamten Einlagerungsdauer für den Abtransport der Gebinde zu Reparaturzwecken oder für den endgültigen Entsorgungsweg zu gewährleisten (Endlager-Kommission 2016). Es wird davon ausgegangen, dass über den gesamten Zeitraum der LZZL Maßnahmen zur Überwachung des Gebäudes und der darin gelagerten Abfälle, zur Sicherung des Anlagengeländes und zum Schutz des Langzeitzwischenlagers gegen zivilisatorische und natürliche Einwirkungen von außen einzuplanen sind. Bestandteil des Konzepts ist außerdem die langfristige Verfügbarkeit technischer Einrichtungen zur Kontrolle, Handhabung und ggf. Umverpackung der Abfälle. Das Zwischenlagergebäude und die technischen Einrichtungen sind in einem dem jeweils aktuellen Stand der Anforderungen entsprechenden Zustand zu erhalten, durch Nachrüstungen daran anzupassen oder gegebenenfalls zu ersetzen.

Als Varianten der hier zu betrachtenden Langzeitzwischenlagerung mit aktivem Sicherheitsprinzip über einen festgelegten Zeitraum von mehreren 100 Jahren werden zusätzlich zwei Optionen für eine endgültige Entsorgung diskutiert, die hier aber nicht weiter vertieft werden sollen. Hierbei handelt es sich um eine permanente Lagerung der Abfälle mit

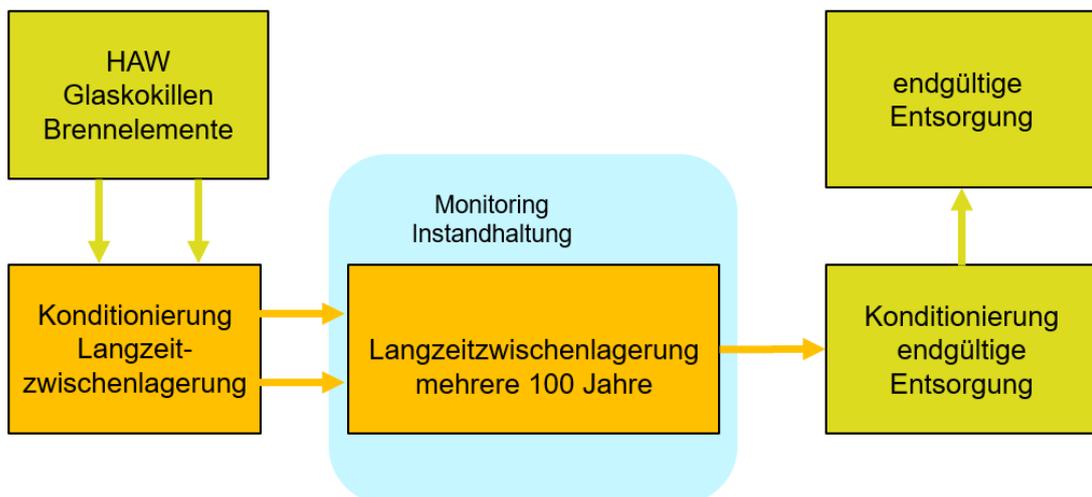
- Neubau eines oberflächennahen Zwischenlagers etwa alle 100 Jahre mit regelmäßiger Neuverpackung des Abfalls (rolling stewardship) oder mit
- Unterbringung für zehntausende von Jahren in einer Art Mausoleum oder Monolith, mit passiver Überwachung auf Einhaltung der Barrierewirkung ohne Anforderung an die Integrität des Inventars.

Die LZZL ist als eine temporäre Entsorgungsmöglichkeit zu betrachten, die für den Übergang in eine endgültige Entsorgungsoption, wie zum Beispiel ein tiefeingeologisches Endlager, eine abschließende Weiterbehandlung mit P&T oder auch eine Bohrlochlagerung geeignet ist. Deshalb sind bei der Konzeptionierung der LZZL auch die Konditionen bzw. Konditionierungsanforderungen der endgültigen Entsorgungsoptionen mit zu berücksichtigen. Die Handhabbarkeit und Transportfähigkeit der Behälter muss gewährleistet bleiben, um Reparaturen und erforderliche Konditionierungsschritte (z. B. Umladen) bis zur Herstellung des endgültigen Abfallgebundes zu ermöglichen. Die Integrität der radioaktiven Inventare muss während der gesamten LZZL sichergestellt werden, da noch mindestens ein Umladen in die für die endgültige Entsorgungsoption vorgesehenen Behälter und ggf. eine Umkonditionierung während der LZZL zu unterstellen sind (TÜV Nord; Öko-Institut e.V. 2015; Endlager-Kommission 2016).

Gegebenenfalls sind unter diesen Voraussetzungen auch Einzellösungen bei der Entsorgungsstrategie für die verschiedenen Abfallarten bzw. Abfallströme (Brennelemente, Glaskokillen, sonstige Abfälle) anzustreben. Die Umsetzung einer geeigneten Langzeitzwischenlagerkonzeption erfordert daher die Berücksichtigung aller nachfolgend aufgeführten Entsorgungsschritte, entsprechend Abbildung 5-1:

1. *Konditionierung Langzeitzwischenlagerung*: Abgebrannte Brennelemente aus Reaktoren, Glaskokillen aus der Wiederaufarbeitung oder andere hoch radioaktive Abfälle werden langzeitlagerfähig konditioniert und in geeigneten Abfallgebunden verpackt, zum Langzeitzwischenlager transportiert und dort eingelagert.
2. *Langzeitzwischenlagerung*: Betrieb des Langzeitzwischenlagers; kontinuierliche Überwachung und Instandhaltung der Abfallgebunde der technischen Einrichtungen und des Zwischenlagergebäudes, Erhaltung der Transportfähigkeit.
3. *Konditionierung endgültige Entsorgung*: Die hoch radioaktiven Abfälle werden nach der Langzeitzwischenlagerung einem endgültigen Entsorgungsweg zugeführt. Abhängig von den Rahmenbedingungen kann eine erneute Konditionierung und Umverpackung für die endgültige Entsorgung erforderlich sein.

Abbildung 5-1 Schematische Darstellung der Langzeitzwischenlagerung und nachfolgender Entsorgungsschritte



5.2 Rahmenbedingungen der Entsorgungsoption

5.2.1 Veränderung der Abfallmenge und Zusammensetzung

Während einer Langzeitzwischenlagerung über mehrere hundert Jahre ist von einer Veränderung der Radiotoxizität sowie von Degradationsmechanismen innerhalb der Kernbrennstoffe und Spaltproduktkokillen auszugehen. Nachfolgend werden die Auswirkungen der LZSL auf die Radiotoxizität und die Folgen für die Entsorgung betrachtet.

5.2.1.1 Aktivität der Endlagergebinde – zeitliche Entwicklung

Nach der Entladung eines Uranbrennelements aus dem Reaktor bestehen je nach Anfangsanreicherung ca. 96 % des abgebrannten Brennstoffs aus Uranoxid. Die verbleibenden 4 % bestehen aus Spaltprodukten, Transuranen und Aktivierungsprodukten, die in verschiedenen Phasen und strukturellen Dimensionen vorhanden sind. Spaltproduktgase wie Xenon (Xe), Jod (J) und Krypton treten als fein verteilte Blasen in den Brennstoffkörnern auf. Metallische Spaltprodukte wie Molybdän (Mo), Technetium (Tc), Ruthenium (Ru), Rhodium (Rh) und Palladium (Pd) sind in Form nicht mischbarer metallischer Ausscheidungen vorhanden, ebenso wie Oxidausscheidungen von Rubidium (Rb), Cäsium (Cs), Barium (Ba) und Zirkon (Zr). Einige Spaltproduktelemente, wie beispielsweise Strontium (Sr), Zr und Niob (Nb) können mit dem Uranoxid feste Lösungen bilden. Die Transuranelemente können das Uran im Uranoxid substituieren. Die Verteilung der Elemente ist somit innerhalb eines einzelnen Brennstoff-Pellets nicht homogen, aufgrund starker thermischer Gradienten (bis zu 1.700 °C im Zentrum der Pellets und abnehmend auf 400 °C an seinem Rand) existieren unterschiedliche lokale Konzentrationen. Thermische Überbeanspruchungen während des Reaktorbetriebs resultieren in einer Vergrößerung der Korngröße sowie einer starken Mikrofrakturierung. Flüchtige Elemente, wie Cs und J, können auch zu Korngrenzen, Brüchen und dem Spalt zwischen dem Rand des Brennstoffpellets und der umgebenden Metallhülle wandern.

Der Abbrand ist auch nicht gleichmäßig über das Brennstoffpellet verteilt; ein höherer Abbrand am Rand der Pellets führt dort zu höheren Konzentrationen an Pu-239, einer Zunahme der Porosität und einer Verringerung der Korngröße der Uranoxid-Körner.

Der abgebrannte Kernbrennstoff in den Brennelementen besitzt somit komplexe chemische und radiologische Materialeigenschaften, die nicht nur aus seiner anfänglichen Nuklid-Zusammensetzung, sondern auch aus seiner thermischen Beanspruchung im Leistungsbetrieb und seinem Abbrand resultieren. Während der anschließenden Nasslagerung im Brennelementlagerbecken und der späteren Trockenlagerung setzen sich diese Umwandlungsprozesse fort. Mit zunehmender Abklingzeit wechseln die die Radiotoxizität dominierenden Elemente von den hoch radioaktiven Spaltprodukten zu den weitaus langlebigeren Aktiniden (hauptsächlich Pu-Isotope). Nach wenigen hundert Jahren LZSL wird die Aktivität durch die Aktiniden, insbesondere der langlebigen Transurane Pu-239 und Am-241 dominiert (Ewing 2015). Die Werkstoffeigenschaften der Pellets ändern sich im Laufe der Zeit, die Aktivität nimmt zwar ab, verbleibt aber weiter im Bereich der hoch radioaktiven Abfälle.

Anders sieht es bei den Spaltproduktkokillen aus, deren Aktivität in Abhängigkeit vom Anfangsinventar nach 500 bis 1000 Jahren zumindest in den Übergangsbereich von hochaktivem zu mittelaktivem, geringfügig wärmeentwickelndem Abfall übergehen kann. Abbildung 5-2 zeigt entsprechende Berechnungen zum Abklingverhalten einer Standardkokille für verglaste Abfälle CSD-V (Colis Standard Déchets Vitriifiés:) aus der französischen Wiederaufarbeitung deutscher

Brennelemente, für deren Nuklidzusammensetzung abdeckende Annahmen getroffen wurden. Nach 500 Jahren Einlagerung weist die Kokille noch eine Aktivität von $2,5 \text{ E}+13 \text{ Bq}$ auf, was bei ca. 150 Litern $1,67\text{E}+11 \text{ Bq/l}$ entspricht. Dies ist an der Grenze zwischen hoch radioaktiv und mittelradioaktiv einzuordnen, siehe Abbildung 3-1.

Abbildung 5-2 Berechnete Gesamtaktivität und Wärmeleistung der der CSD-V-Kokille in Abhängigkeit von der Abklingzeit

Verglaste Spaltproduktlösung	Abklingzeit in Jahren nach Abfüllung											
	t1 = 0	10	20	30	40	50	100	500	1.000	10.000	100.000	1.000.000
Bq/Kokille	2,9E+16	1,3E+16	1,0E+16	8,1E+15	6,4E+15	5,1E+15	1,6E+15	2,5E+13	1,3E+13	2,1E+12	8,8E+11	3,7E+11
W/Kokille	3,1E+03	1,2E+03	9,2E+02	7,3E+02	5,8E+02	4,6E+02	1,6E+02	2,1E+01	1,0E+01	7,1E-01	1,1E-01	1,4E-01

Quelle: (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz 2015)

Allein aufgrund der längeren Abklingzeiten bei der LZL lassen sich somit für die Entsorgung der wärmeentwickelnden Abfallmengen keine Vorteile erzielen.

5.2.2 Langzeitsicherheit und Isolation von der Biosphäre

Die Isolation der radioaktiven Stoffe von der Biosphäre wird bei der LZL durch verschiedene Barriersysteme gewährleistet. Neben der Pelletkeramik/Glasmatrix und der umgebenden Hüllrohre/Glaskokillen wird dies durch die Gebäudeauslegung und das Transport- und Lagerbehälterkonzept erreicht. Für die Aufrechterhaltung der Barrierewirkung sind weitere technische Einrichtungen für die LZL vorzuhalten.

5.2.2.1 Gebäudeauslegung

Als Gebäude für die LZL könnten entweder vorhandene Zwischenlager genutzt oder neue LZL entweder oberirdisch oder untertägig oberflächennah, errichtet werden. Es ist aber nach heutigem Stand von W&T davon auszugehen, dass neue Gebäudekapazitäten erforderlich wären, da die bestehenden Zwischenlager nicht den Anforderungen an ein LZL genügen. Die oberflächennahe Lagerung ist dabei weniger aufwändig als die Lagerung in einem geologischen Bergwerk. Außerdem erleichtert sie die Rückholung der Abfälle für die Abgabe zur endgültigen Entsorgung.

Ein LZL muss Schutz bieten gegenüber:

- naturbedingten geologischen oder meteorologischen Einwirkungen wie Erdbeben, Hochwasser oder Trockenperioden etc.,
- zivilisatorischen Einwirkungen wie Flugzeugabsturz oder Explosionsdruckwelle sowie
- Einwirkungen Dritter beispielsweise zum Zweck der Sabotage oder Proliferation, selbst bei Ausfall von Sicherungs- und Versorgungssystemen.

Neben der Abfuhr der Nachzerfallswärme hat das Gebäude den Rückhalt der radioaktiven Stoffe zu gewährleisten.

Die Baustrukturen sollten über möglichst lange Zeiträume stabil und anforderungsgerecht bleiben, insbesondere sollte die Gründung der Bauwerksstrukturen allen geologischen Veränderungen wie Setzungen, Veränderungen des Grundwasserspiegels oder der Oberflächengewässer standhalten. Das LZZL müsste über langfristig dimensionierte Einrichtungen für die Instandhaltung und das Monitoring verfügen, einschließlich einer heißen Zelle sowie ausreichenden Lagerkapazitäten und der erforderlichen Infrastruktur.

Der Vorteil einer Nutzung vorhandener Zwischenlagerkapazitäten liegt darin, dass keine neuen Lagergebäude an ggf. neu festzulegenden Standorten errichtet werden müssten und man auf die bereits vorhandene Infrastruktur zurückgreifen könnte. Allerdings sollten die bestehenden Gebäude für die weiter erforderlichen technischen Einrichtungen zusätzlichen Platz und eine höhere Robustheit aufweisen. Beides müsste durch Bauwerkserweiterungen oder neue bzw. verstärkte Baustrukturen erreicht werden. Daher ist es nicht auszuschließen, dass Nachrüstungen an den bestehenden Zwischenlager-Gebäuden wirtschaftlich nicht mehr zu realisieren wären. Bei einem Neubau könnten alle für die LZZL notwendigen Randbedingungen und Einrichtungen wie beispielsweise Heiße Zellen, bereits in der Planungsphase berücksichtigt werden.

Der über Jahrhunderte zu gewährleistende Schutz gegenüber Einwirkungen von außen mit wesentlich höheren Robustheitsanforderungen gegenüber Störfällen und Alterungsmechanismen kann bei Neubauten auf Basis aktueller Forschungsprognosen und mit notwendigen Sicherheitsreserven besser gewährleistet werden. Ein LZZL in untertägiger, oberflächennaher Bauweise weist beispielsweise bei einem Flugzeugabsturz aufgrund der darüberliegenden Bodenschichten im Vergleich zu oberirdischen Bauwerken deutliche Vorteile auf. Andererseits bestehen bei Zugängen unterhalb des Geländeneiveaus höhere Anforderungen an die Dichtheit und Zugänglichkeit der Gebäude bei Hochwasser und extremen Starkregenereignissen. Dies macht eine aufwändige Abdichtung der unterirdischen Öffnungen und Zugänge sowie deren regelmäßige Instandhaltung erforderlich. Horizontale Tunnelbauweisen in Bergmassiven bieten von allen Bauweisen die besten Möglichkeiten gegenüber Einwirkungen von außen.

Die Dauerhaftigkeit der Baustrukturen von Neubauten wird von (TÜV Nord; Öko-Institut e.V. 2015) durch Wahl einer geeigneten Bauweise und geeigneter Materialien für realisierbar gehalten, wobei bei übertägigen Bauwerken Instandsetzungsmaßnahmen im Falle von Bauschäden gegenüber den untertägigen, oberflächennahen Bauweisen insgesamt leichter durchführbar wären.

5.2.2.2 Abfallbehälter und ihre Inventare

Die Handhabbarkeit und Transportfähigkeit der Behälter ist grundsätzlich bis zur Herstellung des endgültigen Abfallgebundes zu gewährleisten. Dies ergibt sich aus dem Schutzziel Einhaltung der Barrierewirkung und wird auch so von der Endlager-Kommission gefordert. Je nach Festlegung der regulatorischen Rahmenbedingungen für die Auslegung der Transport- und Lagerbehälter kann auf die bestehenden Behälter zurückgegriffen werden oder es sind neue Behälter zu entwickeln. Für die derzeit verwendeten Transport- und Lagerbehälter liegen in Deutschland Nachweise der Eignung für die bisher genehmigte Aufbewahrungsdauer von 40 Jahren vor. Das gleiche gilt für die Deckeldichtungssysteme.

Für die Handhabbarkeit, den Transport und aus sicherheitstechnischen Gründen ist die Integrität der gelagerten Inventare zur Einhaltung der Schutzziele ebenso während und nach der Langzeitzwischenlagerung sicherzustellen, da sich neben Instandsetzungsmaßnahmen oder erneuten Konditionierungsschritten während der Lagerzeit auch danach noch mindestens ein

weiterer Entsorgungsschritt anschließen wird. Dies betrifft essenziell auch die Intaktheit der Umschließung des Brennstoffes und der Spaltprodukte, also auch die Integrität der Brennstäbe, Brennstabköcher, Glaskokillen und anderer Umschließungen.

Bei der Nachweisführung zur Integrität des Inventars sind bei der Langzeitlagerung auch solche Alterungsmechanismen der Kernbrennstoffe und der umgebenden Hüllrohre zu berücksichtigen, die für die derzeit praktizierte Zwischenlagerung keine Rolle spielen. Die Alterungsmechanismen müssten zunächst für die festzulegenden Zeiträume ausreichend analysiert, modelliert und evaluiert werden. Für den Nachweis einer über mehr als hundert Jahre zu gewährleistenden Integritätssicherheit wären weiterhin überarbeitete oder neue Nachweiskriterien zu generieren, sofern dies möglich wäre. Andernfalls müssten neue LZL-Konzepte bzw. Reparaturkonzepte mit einer Neukonditionierung der Kernbrennstoffinventare entwickelt werden.

5.2.2.3 Erforderliche technische Einrichtungen im Zwischenlager sowie Monitoring, Wartungs- und Instandhaltungskonzept

Für den Fall notwendiger Instandsetzungsmaßnahmen sind im Langzeitzwischenlager Handhabungseinrichtungen wie Kransysteme und ggf. auch Flurförderfahrzeuge für die Ein- und Auslagerung der Lagerbehälter zu und von der heißen Zelle betriebsbereit vorzuhalten. Die in den vorhandenen Zwischenlagern (ZL) befindlichen Kransysteme wären nicht für die Zwecke einer LZL geeignet, ein Austausch gegen robustere Anlagen würde Nachrüstungen auch an den Tragwerkskonstruktionen der Gebäude nach sich ziehen, wenn man vorhandene Zwischenlagergebäude umbauen wollte. In Neubauten können Konzepte mit Portalhubwagen Vorteile bei der schienenlosen automatischen Handhabung bieten. Sie sind leichter ersetzbar und vollständig fernbedient, benötigen aber zusätzlichen Platz. Smarte Technologien bzw. zunehmende Automatisierungs- und Fernbedienungsgrade werden bei neuen Konzepten berücksichtigt. (TÜV Nord; Öko-Institut e.V. 2015).

Das Gebäude muss über eine Behälterwartungsstation mit Hubbühne und Wartungs- und Instandsetzungseinrichtungen verfügen. Bei Beibehaltung des Behälterkonzepts könnten die in den ZL vorhandenen Einrichtungen weiter genutzt werden.

Weitergehende Instandsetzungs- oder Wartungsarbeiten an den Lagerbehältern, bis hin zur Umladung der Behälter erfordern die Einrichtung einer sog. "heißen Zelle". Außerhalb der heißen Zelle wird ein Handhabungssystem benötigt, um den Behälter unter die Andocköffnung der Zelle zu verfahren und an die Andocköffnung anzukoppeln. Innerhalb der Heißen Zelle werden Systeme zum Öffnen und Verschließen des Behälters sowie zum Be- und Entladen des Inventars benötigt. Eine heiße Zelle könnte auch in einem weiteren Gebäude errichtet werden (TÜV Nord; Öko-Institut e.V. 2015).

Prognoseunsicherheiten aufgrund fehlender Erfahrungen zur Langzeitlagerung bedingen, dass die Dichtheit der Lagerbehälter und ihr radioaktives Inventar durch umfangreiche Monitoringkonzepte und regelmäßig stattfindende Prüfungen überwacht werden, um möglichst frühzeitig Alterungseffekte sowie Schäden entdecken zu können. Das derzeit in den ZL vorhandene Behälterüberwachungssystem ist gemäß Betriebserfahrungen als wartungsintensiv einzustufen und erfordert regelmäßig durchzuführende Instandhaltungsmaßnahmen (TÜV Nord; Öko-Institut e.V. 2015). Deshalb müsste für die LZL ein neues Konzept entwickelt werden, ggf. gemeinsam mit einem neuen Behälterkonzept. Die Energieversorgung, die für einen Teil der Einrichtungen unterbrechungsfrei funktionieren muss, erfordert regelmäßige Prüfungen und Wartung.

Für den Erhalt der Betriebsbereitschaft der technischen Einrichtungen sowie den Ersatz defekter Komponenten über die geforderten langen Zeiträume hinweg ist ein den Lagerzeiten angepasstes Wartungs- und Instandhaltungskonzept zu entwickeln, das ein für die LZZL spezifisches Alterungsmanagement beinhaltet. Hierbei sind erheblich höhere Anforderungen an das Alterungsmanagement zu definieren als bei der ZL. Diese beziehen sich beispielsweise auf neu zu entwickelnde Konzepte für die Vorhaltung bzw. Neuanfertigung notwendiger Ersatzteile und die Ergänzung der Prüfung der Komponenten und Strukturen auf Alterungsmechanismen, die erst nach längeren Lagerzeiträumen von Relevanz sein können.

5.2.3 Zeithorizont

Die Realisierung eines Zwischenlagerkonzepts dürfte mindestens ein bis zwei Jahrzehnte beanspruchen, auch in Abhängigkeit davon, ob diese an den bestehenden Kernkraftwerksstandorten errichtet werden würden oder neue Standorte erkundet werden müssten.

Die Entwicklung eines neuen Gebäudekonzepts, neuer Behälterkonzepte und entsprechender Überwachungskonzepte, etc. wären vorab durchzuführen und hinsichtlich ihrer Machbarkeit zu prüfen. Nach der Herstellung und Qualitätssicherung durch einen kerntechnischen Behälterhersteller müssten die Behälter und das Monitoringkonzept umfangreichen Tests in einem aufwändigen Zulassungsverfahren unterzogen werden. Erst dann könnte mit der Serienproduktion begonnen werden. Möglicherweise könnte die Inbetriebnahme eines geplanten neuen Langzeitzwischenlagers deshalb nicht mehr während der derzeitigen Laufzeit der bestehenden Zwischenlager realisiert werden.

Gleichzeitig würde dies die Suche nach einem Endlager verzögern, da hierdurch viele Kapazitäten gebunden würden.

5.2.4 Regulatorische und gesellschaftliche Aspekte

5.2.4.1 Regulatorische Aspekte

Mit Vorlage des Gesetzes zur Neuordnung der Verantwortung der kerntechnischen Entsorgung steht der Bund zukünftig für die Durchführung und Finanzierung der Zwischen- und Endlagerung in der Verantwortung. Die finanziellen Mittel für die Zwischen- und Endlagerung wurden dem Bund von den Betreibern bereits 2017 in einer einmaligen Zahlung zur Verfügung gestellt und in einen Fonds zur Finanzierung der kerntechnischen Entsorgung übertragen. Zur Organisation der Zwischenlagerung wurde der bundeseigene Zwischenlagerbetreiber, die Gesellschaft für Zwischenlagerung mbH (BGZ) gegründet, der die Zwischenlager für hoch radioaktive Abfälle von den Kernkraftwerksbetreibern zum 01. Januar 2019 übernommen hat.

Damit ist davon auszugehen, dass auch die Zuständigkeit für die LZZL beim Bund liegen würde, wobei eine ähnliche Organisation wie die BGZ mbH als Betreiber, die Länderbehörden als Aufsichtsbehörden und das Bundesamt für die Sicherheit in der nuklearen Entsorgung (BASE) als Genehmigungsbehörde für die LZZL fungieren würden.

Die in § 9 AtG (2) festgelegten Genehmigungsvoraussetzungen fordern unter anderem, dass „die nach dem Stand von Wissenschaft und Technik erforderliche Vorsorge gegen Schäden durch die Verwendung der Kernbrennstoffe“ und „der erforderliche Schutz gegen Störmaßnahmen oder sonstige Einwirkungen Dritter“ zu gewährleisten sind. Vor dem Hintergrund der hier dargelegten

Prognoseunsicherheiten hinsichtlich zukünftiger sicherheitstechnisch und gesellschaftspolitisch relevanter Entwicklungen, erscheint ein derartiger Nachweis über die für die LZZL relevanten langen Zeiträume aus heutiger Sicht nur schwer führbar und müsste ggf. durch andere Regelungen, ersetzt werden.

Auch die Finanzierung der LZZL verursacht eine regulatorische Klärung hinsichtlich der Aufrechterhaltung des Verursacherprinzips, wonach der Abfallverursacher die Kosten für die Entsorgung zu übernehmen hat. Die zwangsläufig zusätzlich zur bisherigen Zwischenlagerung anfallenden Kosten für Errichtung, Betrieb und Überwachung der Zwischenlager sowie die damit zusammenhängenden Organisationsstrukturen sind durch die abschließend von den Energieversorgungsunternehmen übertragenen Beträge nicht abgedeckt, zumal die endgültige Entsorgung auch weiter zu finanzieren wäre. Die Euratom-Richtlinie 2011/70 (Euratom 2011) sieht zwar die Mitgliedstaaten weiterhin für die Entsorgungspolitik ihrer hoch radioaktiven Abfälle selbst verantwortlich, sie fordert aber, die Planung und Umsetzung von Endlagerungsoptionen in die nationale Politik mit einzubeziehen.

Weiterhin sollte es nach Euratom-Richtlinie 2011/70 eine ethische Pflicht jedes Mitgliedstaats sein, zu vermeiden, künftigen Generationen unangemessene Lasten hinsichtlich abgebrannter Brennelemente aufzubürden.

5.2.4.2 Gesellschaftliche Aspekte

Die Langzeitzwischenlagerung als Entsorgungsstrategie bedingt über die gesamte Betriebszeit von mehreren hundert Jahren eine funktionierende Organisationsstruktur mit kerntechnischer Ausrichtung und Zuständigkeit auf Seiten der Betreiber, der Hersteller, Zulieferer und Dienstleister sowie der Behörden und Gutachterorganisationen.

Die spezifischen Kompetenzen von qualifiziertem Personal in den für den langfristigen Betrieb der Zwischenlager erforderlichen Bereichen (Gebäude, Handhabung, Behälter, Überwachung, Strahlenschutz) müssen systematisch aufgebaut, erhalten und weitergegeben werden. Die LZZL muss dabei höchste Sicherheitsanforderungen erfüllen, die dem Stand von Wissenschaft und Technik entsprechen. Mit dieser Zielsetzung kann auf Forschungs- und Entwicklungsprogramme, die die Langzeitzwischenlagerung begleiten, nicht verzichtet werden. Hierbei ist auch die Entwicklung von Methoden voranzutreiben, wie mit den Abfällen nach der LZZL zu verfahren ist. Die Forschung im Bereich der nuklearen Entsorgung muss fortgeführt und ggf. intensiviert werden, damit die Anforderungen des endgültigen Entsorgungswegs mit den Randbedingungen der LZZL synchronisiert werden können.

Eine Industrie muss vorhanden sein, die die technischen Einrichtungen und Ersatzteile, die den kerntechnischen Standards mit erhöhten Anforderungen entsprechen, herstellt, liefert und wartet. Internationale Kooperationen würden ähnliche Entsorgungskonzepte im Ausland bedingen. Bei einem kleiner werdenden Markt im Nuklearbereich, wird dies nur mit hohem Aufwand und dementsprechenden Anreizen zu erreichen sein. Vergleichbares gilt für Gutachterorganisationen, die mit speziellem kerntechnischem Know-how die LZZL begleiten.

Behördenseitig werden für die Kontrolle und Aufsicht der Anlagen bei den jeweils zuständigen Länderbehörden Fachleute benötigt. Auf Bundesebene müssen Fachabteilungen und Fachbehörden die Rahmenbedingungen festlegen. Nicht zuletzt erfordern auch die Ausbildung und die Vermittlung des erforderlichen Knowhows des kerntechnischen Fachpersonals zusätzliche Personalkapazitäten.

Angesichts der möglicherweise sehr teuren Nachrüstungen und technischen Neukonzeptionierungen ist davon auszugehen, dass die Kosten und der gesellschaftliche Aufwand für eine LZZL zukünftige Gesellschaften stark belasten würden, ohne dass sie davon einen eigenen Nutzen tragen könnten.

Es ist davon auszugehen, dass die Einführung einer LZZL angesichts der für viele nachfolgende Generationen zu erwartenden finanziellen und organisatorischen Belastungen Akzeptanzprobleme mit sich bringen wird, zumal die Zeitdauer und die sicherheitstechnischen Konsequenzen der Einlagerung nicht überschaubar sind. Der hohe Kapazitätsbedarf der Langzeitzwischenlagerung ließe sich mittelfristig nur an den bereits vorhandenen Standorten realisieren. Die Erkundung und Auswahl neuer Standorte würde aufwändigere Genehmigungsverfahren als eine Umwidmung bestehender Standorte verursachen. Hierdurch wären gleichzeitig mehr Angriffspunkte vorhanden, um die Genehmigungsverfahren auszuweiten. Doch auch bei den Standortgemeinden, in denen die Akzeptanz der Zwischenlager eng mit der Perspektive der absehbaren Endlagerung verknüpft ist, könnte der gesamtgesellschaftliche Konsens aufgekündigt werden.

5.3 Sicherheitsaspekte

5.3.1 Anlagensicherheit und radiologische Auswirkungen

Die Sicherheitsanalysen zur Langzeitzwischenlagerung beinhalten im Wesentlichen die Störfallszenarien zu naturbedingten und zivilisatorischen Einwirkungen von außen wie z. B. Erdbeben, langanhaltende Hitzeperioden, Tornados, Hochwasser oder auch Flugzeugabsturz sowie Ereignisse zu Integritätsverlusten der Gebäude, der Behälter oder ihrer Inventare durch Transportunfälle der Behälter oder durch Alterungsmechanismen an den bestehenden Barrieren zwischen den Kernbrennstoffen und der Umgebung. Die notwendigen Maßnahmen resultieren aus der Einhaltung der Schutzziele Einschluss der Radioaktivität, Abfuhr der Nachwärme, Sicherheit gegenüber Kritikalität und Strahlenschutz der Beschäftigten sowie der Bevölkerung. Gegenüber der praktizierten Zwischenlagerung sind die Anlagen gegen höhere Belastungen auszulegen, da mit den zu betrachtenden Zeiträumen auch die Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Störfälle steigt. Zur Verhinderung möglicher Integritätsverluste der Brennstoffbarrieren und zu unterstellender Rekritikalitätsereignisse bei Veränderungen der Brennstoffgeometrie sind alle Arten von Alterungsmechanismen und deren Zusammenwirken zu kennen und zu berücksichtigen.

Der Verlust der Integrität der Hüllrohrbarriere kann die Freisetzung von Gasen, Brennstoffpartikeln und Pelletfragmenten ermöglichen. Infolgedessen kann die räumliche Verteilung des radioaktiven Materials im Behälter von der in der Sicherheitsanalyse angenommenen abweichen und deren Aussagekraft einschränken. Während der Lagerung der Brennelemente können verschiedene Alterungsmechanismen, die allerdings erst nach langen Lagerzeiten relevant werden, die Hüllrohrintegrität beeinflussen. Hierzu gehören die Hüllrohroxidation, wenn die Inertgasbedingungen nicht aufrechterhalten sind, thermisches Kriechen, Spannungsrissskorrosion; verzögerte Wasserstoffrisbildung (delayed hydrogen cracking DHC), Hydrid-Umorientierung und Wasserstoffmigration und -umverteilung. Unter normalen Trockenlagerungsbedingungen werden international insbesondere das thermische Kriechen, die verzögerte Hydridrisbildung und die Auswirkung von Wasserstoff auf das Verhalten von Zirkonium-Hüllrohren als forschungsrelevant eingestuft (IAEA 2019b). Auch die Brennstoffpellets selbst können bereits während des Leistungsbetriebs Schädigungen aufweisen und während der Lagerzeit von thermischer

Rissbildung, Verklebung und Oxidation betroffen werden, wobei auch Interaktionen zwischen den Hüllrohren und dem Brennstoff stattfinden. (IAEA 2019a)

Die Designs von Uran-Brennstoff mit niedrigerem Abbrand und Uran- oder MOX-Brennstoff mit höherem Abbrand sind sehr ähnlich, aber einige der Nachzerfallseigenschaften von Uran- und MOX-Brennelementen mit höherem Abbrand (High Burnup bzw. HBU-Brennstoffe mit einem Brennstababbrand > 50 MWd/kg) sind potenziell signifikant bei der Bestimmung der Degradationsraten ihrer Brennstoffinventare und Hüllrohrbarrieren. HBU-Brennstoffe weisen im Leistungsbetrieb vergleichsweise höhere Brennstab-Innendrucke und eine höhere Wanddickenabnahme der Hüllrohre aufgrund von mehr Hüllrohroxidation auf. Der bei dieser chemischen Reaktion freigesetzte Wasserstoff wird teilweise vom Hüllrohrmaterial absorbiert und bildet radial angeordnete Zirkoniumhydride, durch die der Hüllrohr-Werkstoff stärker versprödet und die Entstehung und Ausbreitung von Rissen begünstigt wird. Im Allgemeinen nimmt die Menge an Hydriden in der Hülle mit dem Abbrand zu, so dass die Hülle von Brennstoff mit höherem Abbrand mehr Hydride enthält als bei Brennstoff mit niedrigerem Abbrand. Je nach Größe, Verteilung und Ausrichtung können diese Hydride den Mantel mehr oder weniger stark verspröden und seine Duktilität verringern. Darüber hinaus kann das Vorhandensein von Hydriden die Ausbreitung von Rissen begünstigen, wenn die Hydride radial, senkrecht zum Zugspannungsfeld, ausgerichtet sind. Das Potenzial für die Umorientierung der Zirkoniumhydride von der anfänglichen Umfangsrichtung in die radiale Richtung steigt mit zunehmendem Abbrand, Hüllrohrspannung und Zerfallswärme. (IAEA 2019a)

Die aufgeführten Alterungsmechanismen führen bei allen Inventaren mit fortdauernder Trockenlagerung zu einer Verschlechterung bzw. Degradation des Materialzustands der Hüllrohre und der Brennstofftabletten. Sie sind – anders als bei der praktizierten ZL - bei der LZL von hoher sicherheitstechnischer Bedeutung. Hierdurch verursachte Probleme bei Handhabung, Lagerung und Transport können die Wahrscheinlichkeit und die Folgen eines Unfalls bei der Lagerung oder beim später erforderlich werdenden Transport erhöhen.

5.3.2 Prognoseunsicherheiten

Der globale Klimawandel wird bereits in naher Zukunft (auch in Mitteleuropa) merkliche Änderungen der klimatischen Bedingungen und der damit einhergehenden Umwelteinflüsse zur Folge haben. Trotz ständig weiterentwickelter Modelle sind die Prognosen von Intensität und Häufigkeit bestimmter Einwirkungen und deren Regionalisierung weiterhin mit Unsicherheiten behaftet. Verschiedene Trends lassen sich jedoch bereits eindeutig belegen.

Langfristigen Klimaprojektionen treffen derzeit Aussagen für einen Zeithorizont meist bis zum Ende des 21. Jahrhunderts (DWD 2019). Klimazustände auf dieser Zeitskala werden hauptsächlich vom Treibhausgasereffekt beeinflusst, dessen zukünftige Ausprägung anhand unterschiedlicher Szenarien zur zukünftigen gesellschaftlichen Entwicklung ebenfalls abgeschätzt werden muss. Bereits mit den für die nächsten Jahrzehnte zur Verfügung stehenden Worst-Case-Szenarien für Deutschland lassen sich erhebliche sozioökonomische Auswirkungen skizzieren. Die Einbeziehung derartiger Prognosen (McKinsey Global Institute 2020) zum Einbruch von Lieferketten bis hin zu Nahrungsmangel und Trinkwasserknappheit, gesundheitlichen Beeinträchtigungen und Unbewohnbarkeit von Gebieten müssten bei der Konzeptionierung von Zwischenlagerzeiten über hunderte von Jahren aus sicherheitstechnischer Sicht vollumfänglich berücksichtigt werden.

Es besteht Ungewissheit, ob irgendwann innerhalb der langen Lagerzeiträume internationale Machtverschiebungen, die Herausforderungen durch Migration, den Klimawandel, die Digitalisierung und andere heute noch nicht vorherzusehende Entwicklungen die LZZL und die endgültige Entsorgung der hoch radioaktiven Abfälle beeinträchtigen können. Aufstände bis hin zu kriegerischen Verwerfungen aber auch nachlassendes öffentliches Interesse sowie eine Verschiebung von Prioritäten könnten die Gesellschaft daran hindern, den hohen mit dem Betrieb von LZZL einhergehenden Verantwortungen gerecht zu werden.

Prognosen zum Degradationsverhalten der Kernbrennstoffpellets und ihrer Hüllrohre setzen komplexe Modellierungen der thermomechanischen und radiologischen Vorgänge im Brennstoff, im umgebenden Hüllrohr sowie der gegenseitigen Wechselwirkungen voraus. Die Modellierung beginnt hierbei mit den ursprünglichen Werkstoffzusammensetzungen und den Beanspruchungen im Leistungsbetrieb und endet in Trends für das künftige Werkstoffverhalten. Die Entwicklung derartiger Modelle bedingt gesicherte Erkenntnisse hinsichtlich der Arten, Wechselwirkungen und Auswirkungen der vorhandenen Alterungsmechanismen, um belastbare Prognosen abgeben zu können. Da die HBU-Brennelemente erst später in den Reaktoren eingesetzt wurden, verfügt man diesbezüglich erst über wenige Jahrzehnte Erfahrung. Für alle Kernbrennstoffe besteht noch erheblicher Forschungsbedarf. Entwicklungen über Jahrhunderte können nicht sicher prognostiziert werden, nach derzeitigem Stand werden Prognosen bis 60, maximal 80 Jahre Lagerdauer abgegeben (IAEA 2019a), (Ewing 2015).

Für die in den Standortzwischenlagern eingelagerten Brennelemente aus Druck- und Siedewasserreaktoren (Leichtwasserreaktoren) wird z. B. der Ausschluss eines systematischen Hüllrohrversagens über die Einhaltung eines Spannungs- und eines Dehnungskriteriums für den Zeitraum von 40 Jahren geführt. Diese Kriterien sind durch Versuche für die verschiedenen in deutschen Leichtwasserreaktoren eingesetzten Hüllrohrmaterialien und Brennstoffarten abgesichert. Um verlässliche Aussagen aus den Experimenten abzuleiten, wurden auch Versuche mit höheren Belastungen für die Hüllrohre durchgeführt, um eine schnellere „Alterung“ zu simulieren. Diese Kriterien sollen auch noch für eine Verlängerung der Lagerzeit um 10 bis 20 Jahre ausreichen. Gemäß (TÜV Nord; Öko-Institut e.V. 2015) ist mit den bisher geführten Nachweisen darüber hinaus ein Ausschluss eines Hüllrohrversagens nicht sicher zu gewährleisten. In Konsequenz würde dies bedeuten, dass für die LZZL neue Nachweise anhand neuer Versuche zu evaluieren wären bzw. für den Ablauf der Erfüllung der Nachweiskriterien ggf. aufwändige Reparatur- bzw. Neuverpackungskonzepte zu entwickeln wären.

5.3.3 Sicherung und Proliferation

Zur Sicherung gegen Störmaßnahmen oder sonstige Einwirkungen Dritter (SEWD) beispielsweise zu Proliferations- oder Sabotagezwecken fordern das deutsche und das internationale kerntechnische Regelwerk ein integriertes Sicherheits- und Schutzkonzept für kerntechnische Anlagen, somit auch für die existierenden Zwischenlager. Hierbei sind sowohl bauliche als auch technische und personelle Maßnahmen vorzusehen. Für LZZL sind diese derzeit bestehenden Anforderungen zur Sicherung nicht ausreichend. Hierfür wären belastbare Prognosen zur Entwicklung zukünftig möglicher Störmaßnahmen oder sonstiger Einwirkungen Dritter in den nächsten Jahrhunderten abzugeben. Derartige utopische Szenarien vorab zu entwickeln, sie beim Gebäude-, Behälter- und Sicherheitskonzept zu berücksichtigen und entsprechende Gegenmaßnahmen vorzusehen, gilt als unrealistisch. LZZL müssen deshalb bei allen ggf. auch spontan auftretenden neuen Bedrohungsarten durch Nachrüstungen, Neubau oder

Neukonzeptionierung geschützt werden, unabhängig von dem hiermit möglicherweise verbundenen finanziellen oder organisatorischen Aufwand.

In den abgebrannten Brennelementen ist eine große Menge an kernwaffenfähigem Material enthalten, insbesondere Plutonium. Die von dem hoch radioaktiven Abfall ausgehende Strahlung stellt jedoch zumindest eine gewisse Barriere vor einer missbräuchlichen Verwendung des spaltbaren Materials dar, so dass eine Entwendung durch Einzelpersonen oder terroristische Gruppierungen eher unwahrscheinlich ist. Neben der Überwindung technischer und personeller Schutzmaßnahmen müssten für den Transport und die zur Umwandlung der Brennstoffpellets in kernwaffenfähiges Material anzuwendenden Verarbeitungstechnologien erhebliche logistische, organisatorische und finanzielle Hürden überwunden werden. Dies könnten höchstens Staaten leisten, die zusätzlich über entsprechendes Fachwissen verfügen.

Von der Langzeit-Lagerung geht nur so lange keine relevante Proliferationsgefährdung aus, wie ein funktionierendes Staatswesen in Deutschland vorausgesetzt werden kann und das Sicherungssystem inklusive der durch EURATOM durchgeführten Safeguardsüberwachung integer bleibt. Dies kann jedoch ebenso wenig für die nächsten Jahrhunderte unterstellt werden, wie Gefährdungen durch kriegerische Auseinandersetzungen mit anderen Staaten. Derartige Vorgänge sind sowohl hinsichtlich der Randbedingungen als auch der angewendeten Methoden kaum prognostizierbar, so dass sich auch hier derzeit keine Sicherungskonzepte und Maßnahmen ableiten lassen.

5.4 Entwicklungsstand der Langzeitzwischenlagerung

In Deutschland finden zurzeit – soweit bekannt - keine Untersuchungen, Forschungen oder Entwicklungen zur LZZL statt. Auch in anderen Ländern wird keine Forschung mit dem konkreten Ziel einer LZZL über einen definierten Lagerzeitraum - beginnend bei 300 Jahren oder länger - betrieben. Stattdessen wird zunächst wissenschaftlich ermittelt, wie lange und unter welchen Voraussetzungen sich die zeitlich auf wenige Jahrzehnte begrenzte Zwischenlagerung fortsetzen lässt. Dies kann oder muss als erster Schritt zur Entwicklung eines LZZL-Konzepts betrachtet werden, weshalb der hierzu nachfolgende Stand von Wissenschaft und Technik dargelegt wird.

Die GRS und das Öko-Institut haben Ende 2018 in Zusammenarbeit mit TÜV NORD Ensys und der Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung Stellung zu neuen Entwicklungen bei der zeitlich auf wenige Jahrzehnte begrenzten Zwischenlagerung genommen (GRS 2018). Sie verweisen darauf, dass bisherige Betriebserfahrungen ausgewertet, Forschungs- und Entwicklungsarbeiten intensiviert und Transparenz und Offenheit gefördert werden sollten. International würden die Länder zunehmend die Langzeitlagerung prüfen.

Insbesondere im Hinblick auf das Alterungsverhalten des Hüllrohrmaterials und die dafür maßgeblichen Mechanismen bestehen Unsicherheiten und Wissenslücken. Es wurde empfohlen, eine spezielle KTA-Regel zur verlängerten Zwischenlagerung zu erstellen. Bei den Standortzwischenlagern besteht die Herausforderungen in der Loslösung vom Betrieb des Kernkraftwerks und im Aufbau einer eigenständigen und unabhängigen Struktur. Besondere Schwerpunkte bilden innerhalb der Organisation die Qualifizierung, der Kompetenz- und der Know-how-Erhalt des Personals sowie der Aufbau geeigneter Datendokumentationssysteme und im Umfeld die Gewährleistung einer hohen gesellschaftliche Akzeptanz.

Die ESK hat 2015 ein Diskussionspapier vorgelegt (ESK 2015a), das sich mit den in Deutschland notwendigen Zwischenlagerzeiträume von etwa 65 bis 100 Jahre für einen nennenswerten Teil der hoch radioaktiven Abfälle befasst. Sie vertritt die Auffassung, die Zwischenlagerung auf den unbedingt notwendigen Zeitraum bis zur Überführung in ein Endlager zu begrenzen. Sie identifiziert einen hohen Zeit- und Kostenaufwand für Untersuchungsprogramme zum Nachweis des Langzeitverhaltens von Behälterkomponenten und Inventaren und fordert zu F&E-Projekten mit ausreichendem Praxisbezug sowie zur aktiven Beteiligung an internationalen Forschungsprogrammen auf. Ein weiterer Schwerpunkt betrifft die Transportfähigkeit der Behälter und das Ineinandergreifen des Alterungsmanagements mit dem Abtransport und der Eignung der Behälter in einem späteren Endlager. Der gesamte Entsorgungspfad aus Zwischenlagerung, Transport und Konditionierung/Umladung bis zur Endlagerung beeinflusse sich gegenseitig.

Die ESK hält Konzepte wie die LZZL im oberflächennahen Untergrund oder direkt an der Erdoberfläche nicht für sicherheitstechnisch gleichwertige Alternativen zur Endlagerung in tiefen geologischen Formationen. Dagegen stünden genehmigungsrechtliche und gesellschaftspolitische Risiken, Akzeptanzprobleme bei Standorten und Transporten sowie Mehrkosten und Terminrisiken. Bei einer signifikanten Verlängerung der Zwischenlagerung – etwa durch weitere Verzögerungen beim Standortauswahlprozess würden weitere Aufgaben auf noch fernere Generationen übertragen und es bestünden zunehmende Probleme in Bezug auf Kompetenzerhalt und -transfer.

5.4.1 IAEA und OECD

Die IAEA hat 2019 mit (IAEA 2019a) ihren abschließenden Bericht zu einem koordinierten Forschungsprojekt (CRP) zum Nachweis der Leistungsfähigkeit von abgebrannten Brennelementen und zugehörigen Lagersystemkomponenten bei sehr langer Zwischenlagerung (Very Long Term Storage) veröffentlicht. Das CRP wurde von 2013 – 2016 durchgeführt. Grund für das CRP war die Erkenntnis der IAEA, dass die Behandlung abgebrannter Brennelemente ein zunehmend wichtiger Faktor geworden ist, der die Zukunft der Kernenergie beeinflusst. Bisherige Lager- und Transportsysteme seien nicht für lange Zeiträume ausgelegt. Es sei von entscheidender sicherheitstechnischer Bedeutung, das Verhalten und die Alterungsmechanismen von abgebranntem Brennstoff sowie Transport- und Lagersystemen für LZZL-Zeiträume zu verstehen. Insbesondere Kernbrennstoff mit höherem Abbrand erfordere zusätzliche Forschung, aufgrund höherer Anfälligkeit für Versprödung. In diesem Zusammenhang wird seitens (IAEA 2019a) zu bedenken gegeben, dass die meisten Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zur längerfristigen Alterung aufgrund der begrenzten Ressourcen notwendigerweise in kleinem Maßstab durchgeführt werden, oft unter Verwendung von unbestrahlten Brennstoffen oder Brennstoffersatz. Dabei wird Bedarf an sogenannten Demonstrations-Systemen in größerem Maßstab gesehen, (sowohl hinsichtlich der Größe als auch der Zeit), um sicherzustellen, dass die bisherigen Forschungs- und Entwicklungsarbeiten in kleinerem Maßstab keine kombinierten Effekte verfehlt haben.

Als Randbedingung wurde im CRP eine unbefristete Lagerung unterstellt. Die übergeordneten Schlussfolgerungen aus den Projektergebnissen waren einerseits, dass ein Netzwerk von Experten, die an aktuellen Forschungsprojekten arbeiten, gebildet werden sollte, um die langfristige Leistungsfähigkeit von Lager- und Transportsystemen zu demonstrieren. Andererseits sollten Fähigkeiten entwickelt werden, die Auswirkungen von hochabgebranntem Brennstoff auf die sehr langfristige Lagerung vor oder nach einem Transport abschätzen zu können.

Eine Forderung der IAEA bezieht sich darauf, zukünftig die Schnittstellenprobleme zwischen Lagerung und Transport zu lösen und mit Alterungsmanagement und wiederkehrenden Prüfungen

vorzubeugen bzw. zu begrenzen. Weiterhin wurden Wissensdefizite diskutiert, die mit mittlerer bis hoher Priorität zu beheben sein müssten, um die technischen Grundlagen für das Verhalten von Lagersystemen bei LZL zu erhalten. Insgesamt wurden Ergebnisse zu den Alterungsmechanismen der Brennstoffhüllrohre, der Brennstofftabletten der Neutronenabschirmung, der Neutronenabsorber, der Behälter sowie der Betoncontainments erzielt. Für eine abschließende Bewertung der Ergebnisse würden längere Untersuchungszeiträume und Systeme in Originalgröße benötigt. Zudem besteht bereichsübergreifender Wissensbedarf bei der internen und externen Überwachung, beim Temperaturprofil der Abfälle, den Trocknungsverhältnissen sowie gegebenenfalls Spannungsprofilen der Behälterschweißungen. Als wichtig werden in diesem Zusammenhang die theoretische Modellierung der Alterungsmechanismen und die Abschätzung noch bestehender Unsicherheiten bei der Vorhersage der Auswirkungen angesehen. Die Entwicklung von Systemen, die für die Überwachung der Integrität von Behältern einsetzbar und nützlich sind, habe Fortschritte gezeigt. Zusätzlich zur Weiterentwicklung von Überwachungstechnologien sollte sich weiterer Forschungsbedarf auf die Umsetzung fortschrittlicher Technologien zur Verbesserung der Methoden zur Erkennung, Messung und Abschwächung von Alterungsmechanismen fokussieren. Für sehr lange Zeiträume der Lagerung mit anschließendem Transport werden weitere Arbeiten zu Korrosionsanfälligkeit, Korrosionsbeginn und Risswachstumsraten unter Bedingungen, die für die Auswirkungen der Mechanismen auf die sichere Transportierbarkeit relevant sind, als notwendig eingestuft.

Als besonders wichtig werden die Integrität und der Zustand der Brennstoffhüllrohre während aller Behandlungsschritte, der Lagerung und dem Transport auch unter Störfallbedingungen angesehen. Für Hüllrohre werden die durch die Anwesenheit von Wasserstoff verursachten Alterungsmechanismen als relevant angesehen, insbesondere bei hochabgebrannten Brennstoffen. Auch zu niedrige Lagertemperaturen begünstigen die Versprödung der Hüllrohre. Beide Alterungsphänomene sind mittlerweile gut verstanden. Allerdings fehlen noch weitere Erkenntnisse hinsichtlich der die Integrität begrenzenden Faktoren unter realistischen Verhältnissen von Materialverhalten und Betriebsbelastung, besonders unter Störfallbedingungen.

Bei Transport- und Lagerbehältern wie dem Castor wird die langfristige Leistungsfähigkeit der verschraubten Verschlussysteme als entscheidend für den sicheren Einschluss des radioaktiven Inventars auch bei Störfällen betrachtet. Als relevanteste und auch empfindlichste Komponenten für eine ausreichende Langzeit-Dichtheit sind die Metaldichtungen zu nennen, die aus einer metallischen Spiralfeder bestehen, die von zwei äußeren Metallmänteln umhüllt ist. Bei Untersuchungsprogrammen, die sich mit dem thermomechanischen Verhalten von Metaldichtungen im Langzeitbetrieb befassten, können beschleunigte Alterungstests zur potentiellen Extrapolation auf längere Zeiträume bei höheren Temperaturen verwendet werden, jedoch müssen die Material- und Testparameter sorgfältig bestimmt und validiert werden. Im Allgemeinen zeigte sich ein einwandfreies Verhalten von Metaldichtungen hinsichtlich der Dichtheit, auch wenn die Vorspannkraft der Schrauben und das Relaxationsverhalten der Dichtung deutlich abnahmen.

Für die Erstellung von zuverlässigen Modellen zur Vorhersage der Langzeitdichtheit von Metaldichtungen über viele Jahrzehnte sollen weitere Untersuchungen erforderlich sein. Darüber hinaus sind weitere experimentelle und numerische Untersuchungen durchzuführen, um Finite-Elemente-Modelle zu entwickeln und zu validieren, um Analyse und Vorhersage des mechanischen Verhaltens von verschraubten Deckelsystemen unter verschiedenen Belastungszuständen zu ermöglichen.

Weitere Effekte, die zu untersuchen sind, betreffen nicht nur quasi-statische Belastungen im Langzeitbetrieb, sondern auch dynamische Belastungen während des Transports und Stoßbelastungen in Unfallszenarien auf geschraubte Deckelsysteme mit gealterten Metall dichtungen. Obwohl bereits einige Untersuchungen erfolgreich durchgeführt wurden und wertvolle Informationen lieferten, sind weitere detaillierte Untersuchungen notwendig, um ein umfassenderes und genaueres Verständnis zu erhalten.

Es wurden verschiedene Methoden zur Messung der Alterung von Neutronenabschirmungsmaterialien eingesetzt. Neutronenabschirmungsmaterialien sind Wasser, Polymere und polymere Verbindungen. Die Abschirmleistung muss im Betrieb unter normalen Bedingungen aufrechterhalten werden. Aus diesem Grund ist die Neutronenabschirmschicht oft in einem Metallblech oder einem Kasten enthalten. So ist sie unter normalen Bedingungen vor der äußeren Umgebung geschützt. Trotzdem kann sich die Dichte des Abschirmmaterials bei höheren Temperaturen irgendwann während der Nutzungsdauer ändern, da hohe Temperaturen den Wasserstoffgehalt durch Gewichtsverlust reduzieren können. Da eine ausreichende Neutronenabschirmung auch nach einem Transportunfall mit Brand weiter funktionieren muss, sind ihre Zündtemperatur und ihre Brandwiderstandsfähigkeit wichtig. Eine Methode, die erfolgreich eingesetzt wurde, misst Veränderungen in der Vernetzung von polymeren Materialien. Ein optisches Verfahren wurde ebenfalls eingesetzt, um die Oxidation von polymeren Materialien zu beobachten. Ein drittes Verfahren misst Veränderungen in der Dichte des Polymermaterials. Für eine Lagerungsverlängerung wurden die Quelledauer ausgewertet und die Dosisauswertung vorgenommen. Neben neuen Erkenntnissen zu Degradationsmechanismen wurden auch Wissenslücken identifiziert. Die Alterungsphänomene und -mechanismen der Neutronenabschirmung sind thermische oder thermo-oxidative Degradation, eventuell gekoppelt mit Bestrahlung. Einige Tests befassen sich mit Temperatureffekten und andere mit Bestrahlungseffekten. Die Studien zeigten, dass die sicherheitsrelevanten Änderungen gering sind und dass die Änderung der Abschirmleistung entsprechend der Situation bei der Trockenlagerung und dem anschließenden Transport in allen Fällen sehr begrenzt ist. Ein Modellierungsansatz ermöglichte eine Vorhersage der Abschirmwirkung nach Langzeitlagerung. Langzeitdemonstrationsversuche wurden durchgeführt, zeigten aber noch ein hohes Maß an Anpassungsbedarf, um ausreichende Prognosen zu realem Verhalten bei der LZL abgeben zu können. (IAEA 2019a)

Bei Transport- und Lagerbehältersystemen könnten Alterungsmechanismen während der Lagerung die Transportfähigkeit dieser Systeme beeinträchtigen. Es sollten daher Möglichkeiten identifiziert werden, wie die bestehenden oder geplanten Demonstrationsversuche zur Lagerung (ganz oder teilweise) modifiziert werden könnten, um für spätere Transporttests verwendet werden zu können.

Die (OECD-NEA 2017) verweist darauf, dass die Verlängerung der Zwischenlagerung das Inventar an einzulagernden Abfällen kumuliert, solange keine endgültige Entsorgungsmöglichkeit zur Verfügung steht, an die Abfälle abgegeben werden können. In Zusammenhang mit erforderlichen Lizenzerneuerungen hätten einige Länder zentrale Lagereinrichtungen entworfen. Betrachte man die Auslegungsliebensdauer von 100 Jahren derartiger Lager in den Niederlanden und Spanien könne die Gesamtlagerzeit unter Berücksichtigung der zuvor in dezentralen Nass- oder Trockenlagern erfolgten Lagerzeiten 150 Jahre oder mehr betragen. Diesen langen Zeitraum bewertet die OECD/NEA als Vorteil für neue Perspektiven für die notwendigen Entscheidungen hinsichtlich einer endgültigen Lösung. Zugleich geht sie davon aus, dass die langen Abklingzeiten die Anforderungen an das Design der endgültigen Entsorgungslösung, d.h. an die Fähigkeit zur Wärmeabfuhr und die erforderliche Abschirmung reduzierten. Das HABOG (Hoogradioactief Afval

Behandelings- en OpslagGebouw) in den Niederlanden zeige, dass diese nächsten 100 Jahre für neue Optionen, Technologien und Managementansätze genutzt werden könnten und auch nach diesen 100 Jahren die Option einer Verlängerung um zusätzliche 100 Jahre bestehe.

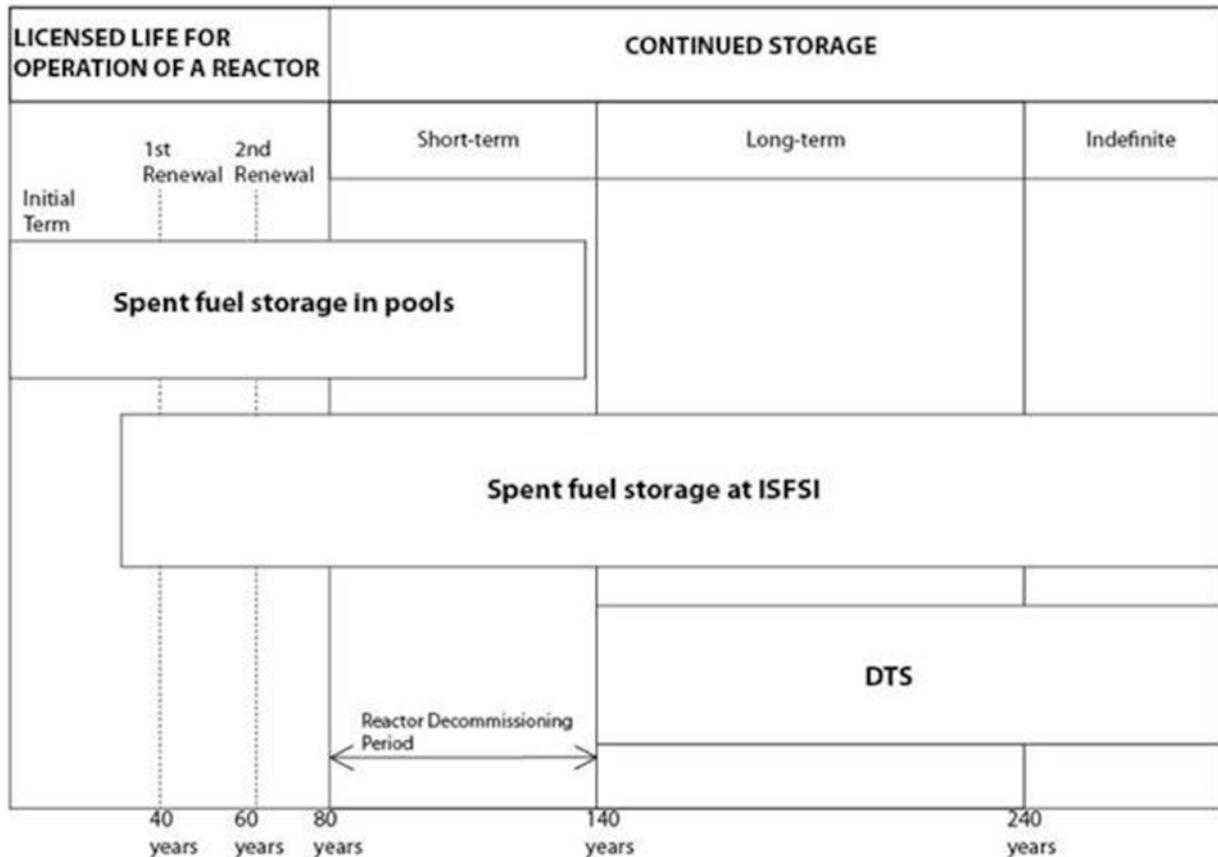
5.4.2 USA

Die USA verfolgt nach wie vor die Endlagerung ihrer abgebrannten Brennelemente und anderer hoch radioaktiver Abfälle in einem tiefen geologischen Endlager unter staatlicher Verantwortung für die Standortauswahl und Errichtung des Endlagers. Im September 2014 veröffentlichte die U.S. Nuclear Regulatory Commission (US-NRC) die Zusammenfassung einer generischen Umweltverträglichkeitserklärung (Generic Environmental Impact Statement - GEIS) für die fortgesetzte Lagerung (continued storage) von abgebranntem nuklearem Brennstoff (U.S. NRC 2014). Da der Zeitpunkt der Endlagerverfügbarkeit in den USA seit der Aussetzung des Yucca Mountain Endlagerprojekts im Jahr 2010 ungewiss ist, wurden in (U.S. NRC 2014) potenzielle Umweltauswirkungen über drei mögliche Zeiträume analysiert, die auch den Zeitraum von mehreren hundert Jahren in den Independent Spent Fuel Storage Installations (ISFSI) umfassen, siehe Abbildung 5-3:

- 60 Jahre der fortgesetzten Lagerung nach dem Ende des Leistungsbetriebs eines Reaktors (short term);
- 160 Jahre der fortgesetzten Lagerung (60 Jahre plus 100 Jahre), um einer potenziellen Verzögerung der Endlagerverfügbarkeit entgegenzuwirken (long-term);
- einen unbestimmten Zeitraum, um der Möglichkeit zu begegnen, dass ein Endlager niemals verfügbar werden könnte (indefinite).

Die amerikanischen Lagerbehälter (Canister) mit ca. 24 – 72 Brennelementen werden von einem weiteren Behälter (Cask) umschlossen und in unterschiedlichen Lagersystemen (independent spent fuel storage installation ISFSI) trocken zwischengelagert. Unter der Voraussetzung, dass auch nach den anvisierten 60 Jahren und weiteren 100 Jahren kein Endlager verfügbar ist, sieht das amerikanische Konzept an den Standorten der Zwischenlager die Errichtung sogenannter Trockentransfersysteme (dry transfer systems DTS) vor, mit deren Hilfe man die Rückholbarkeit der abgebrannten Brennelemente zur Inspektion oder Neuverpackung gewährleisten will. Die DTS sollten dabei ca. 140 Jahre nach Beginn des Leistungsbetriebs bzw. 60 Jahre nach Abschaltung der Reaktoren zur Verfügung stehen. (U.S. NRC 2014) berücksichtigte dabei auch MOX-Brennstoffe und SMR-Technologien. Während der langzeitigen Zwischenlagerung aber auch während der undefinierten Zwischenlagerung nach 240 Jahren wurde neben der kontinuierlichen Instandsetzung auch die Konstruktion und der Betrieb von DTS sowie der Austausch von ISFSI und DTS mindestens einmal alle 100 Jahre einschließlich der entsprechenden Behältersysteme unterstellt. GEIS enthält mehrere Anhänge, die spezifische Themen von besonderem Interesse diskutieren, einschließlich der technischen Machbarkeit der fortgesetzten Lagerung.

Abbildung 5-3 US-Zeitachse für die Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente



Quelle: GEIS 2014, 2-25 DTS (Dry Transfer System)

Letztendlich kommt die US-NRC zu dem Schluss, dass die technische Machbarkeit einer fortgesetzten sicheren Lagerung von abgebrannten Brennelementen in Trockenbehältern für den in GEIS betrachteten Zeitrahmen realisierbar ist. Dies erfordert aber einen starken regulatorischen Rahmen, sowohl für die behördliche Aufsicht als auch für die weitere sichere Lagerung von abgebrannten Brennelementen. Dieser müsse durch gut entwickelte regulatorische Richtlinien, freiwillige nationale und internationale Konsensstandards, Forschung und analytische Studien sowie Prozesse zur Durchführung von Genehmigungsprüfungen, Inspektionsprogrammen und Überwachung der Durchsetzung unterstützt werden.

Die US-NRC berücksichtigt dabei, dass hochabgebrannte Uran- und MOX-Brennelemente verschärften Alterungsmechanismen ausgesetzt sind, wodurch weitere Probleme bei der Handhabung, Lagerung und beim Transport verursacht werden könnten. Die Forschung habe sich aber im Verständnis der Degradationsmechanismen, die die Lagerung abgebrannter Brennelemente beeinflussen, weiter verbessert.

2012 wurde von führenden kerntechnischen Experten ein sogenannter Blue Ribbon Report zu Amerikas nuklearer Zukunft (US DoE 2012) im Auftrag des amerikanischen Präsidenten verfasst. In Umsetzung der Empfehlungen des Blue Ribbon Reports, nach denen ein oder mehrere Zwischenlager entwickelt und errichtet werden sollen und unter Berücksichtigung der Ergebnisse des GEIS konzentriert sich die NRC gemäß dem amerikanischen Joint Convention Report 2020 (DoE 2020) darauf, den regulatorischen Rahmen für die Genehmigung und Umsetzung von

Trockenlagerungssystemen voranzubringen. Die NRC prüft technische Fragen im Zusammenhang mit der langfristigen Entsorgung abgebrannter Brennelemente.

Darüber hinaus befasst sich die kerntechnische Industrie mithilfe des Extended Storage Collaboration Program (ESCP), koordiniert vom Electric Power Research Institute (EPRI), mit der Sicherheit der fortdauernden Zwischenlagerung und des anschließenden Transports abgebrannter Brennelemente³.

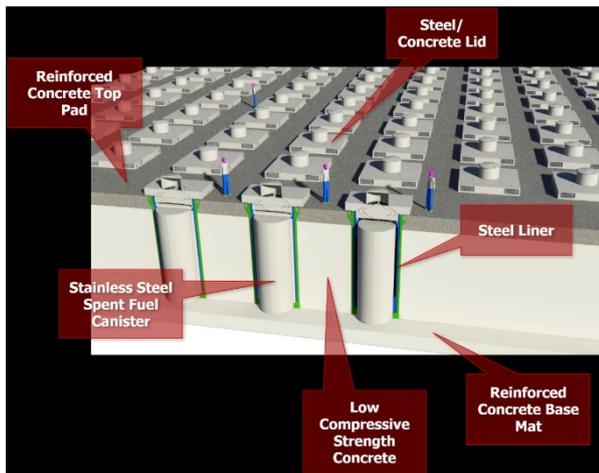
Gegenstand der Untersuchungen sind Alterungseffekte und Abhilfemaßnahmen für die verlängerte Lagerung abgebrannter Brennelemente und den anschließenden Transport in ein geologisches Tiefenlager. Im November 2019 berief EPRI einen Workshop mit mehr als 40 Vertretern der Nuklearindustrie, der US-amerikanischen Regierung, der Aufsichtsbehörden, der nationalen Laboratorien sowie der Zulieferer und internationalen Organisationen ein, die sich mit der trockenen Lagerung abgebrannter Brennelemente in Behältern befassen. Kernthema war die Identifizierung potenzieller Bedenken im Zusammenhang mit der verlängerten Trockenlagerung abgebrannter Brennelemente, d. h. der Lagerung über Zeiträume, die mehrfache Verlängerungen der in den aktuellen NRC-Vorschriften festgelegten Zeiträume von 20 Jahren vorsehen.

Im März 2017 reichte der amerikanische Hersteller von Nukleartechnik Holtec International (HI) bei der amerikanischen Genehmigungs- und Aufsichtsbehörde U.S.NRC einen Antrag auf eine spezifische Lizenz zum Bau und Betrieb des HI-store CISF (Consolidated Interim Storage Facility) ein, das in Lea County, im Südosten von New Mexico, angesiedelt werden wird. Das Trockenkassetten-Lagersystem, das an diesem Standort zum Einsatz kommen soll, wird eine unterirdische Konstruktion sein, siehe Abbildung 5-4. Die U.S.NRC nahm den Antrag auf technische Überprüfung im Februar 2018 an. Im Rahmen der Öffentlichkeitsbeteiligung richtete die NRC ein Atomic Safety and Licensing Board ein, das über die Anhörungsanträge entscheiden sollte. Die U.S.NRC rechnet damit, ihre Sicherheits-, Sicherungs- und Umweltprüfungen im Jahr 2021 abzuschließen. Das geologisch als stabil bezeichnete Gebiet verfügt über ein trockenes und arides Klima, das ideal für das oberflächennah unterirdische Trockenbrennstoff-Lagersystem sein soll.

Mit der Anlage HI-STORE CISF soll eine sichere, gesicherte, vorübergehende, rückholbare und zentralisierte Einrichtung zur Lagerung von gebrauchtem Kernbrennstoff und hoch radioaktivem Abfall bis zu dem Zeitpunkt gewährleistet werden, an dem eine dauerhafte Endlagerlösung verfügbar ist. Die Lagerzeiten des HI-STORE CISF werden mit mehr als 100 Jahren angegeben, die Lizenz wurde aber zunächst für 40 Jahre beantragt. Das Gesamtkonzept zeigt, dass auch hier die Möglichkeit einer LZSL nicht auszuschließen ist, bei der in bestimmten zeitlichen Abständen sowohl Bestandteile des Zwischenlagers ertüchtigt als auch die Abfälle einzelner Lagerbehälter neu konditioniert werden können.

Mit dem HI-STORE CISF soll das Ziel erreicht werden, die gebrauchten Kernbrennstoffkanister, die derzeit über das Land an Dutzenden von unabhängigen Lagereinrichtungen für gebrauchten Brennstoff verstreut sind, an einem geeigneten Ort zusammenzufassen. Der Erstantrag für die HI-STORE-Anlage umfasst die Lagerung von bis zu 8.680 Tonnen Uran in kommerziell genutztem Brennstoff (500 Kanister) mit zukünftigen Erweiterungen für insgesamt bis zu 10.000 Lagerkanister. In den USA lagern derzeit mehr als 80.000 Tonnen gebrauchter Kernbrennstoff, und pro Jahr kommen weitere 2.000 Tonnen hinzu.

³ [https://www.epri.com/search?k=Extended%20Storage%20Collaboration%20Program%20\(ESCP\)](https://www.epri.com/search?k=Extended%20Storage%20Collaboration%20Program%20(ESCP))

Abbildung 5-4 Trockenlagersystem HI-STORM UMAX der Firma Holtec

Quelle: <https://holtecinternational.com/products-and-services/hi-store-cis/features/>

Im HI-STORE CISF kommt das Trockenlagersystem HI-STORM UMAX von Holtec mit vertikaler Belüftung zum Einsatz, das gegen extreme Einwirkungen von außen wie Hurrikane, Überschwemmungen, Tornados und Erdbeben ausgelegt wurde. Die Kanister werden in unterirdischen Hohlräumen aus Beton und Stahl gelagert, wodurch sie im Wesentlichen undurchdringlich sind. HI-STORE CISF soll gegen Flugzeugabsturz und Brand ausgelegt sein. Gesellschaftliche Herausforderungen wie Finanzierung, Kompetenzerhalt oder Sicherung werden nicht weiter adressiert.

5.4.3 Frankreich

Nach mehreren Vorstudien zur langfristigen Zwischenlagerung von hoch radioaktiven Abfällen wurde der Andra (Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs) mit dem Gesetz vom 28. Juni 2006 die Verantwortung übertragen, in Übereinstimmung mit dem französischen Nationalen Entsorgungsplan (Plan national français de gestion des matières et déchets radioactifs (PNGMDR)) zusätzlich zur geologischen Tiefenlagerung Forschungen und Studien zur Zwischenlagerung durchzuführen. Diese Forschungen und Studien zielten darauf ab, die Lebensdauer der Lagereinrichtungen von fünfzig auf hundert Jahre zu erhöhen und mehr modulare Lagereinrichtungen vorzusehen, um über ausreichende Lagerkapazitäten vor der Entsorgung in einem tiefeologischen Endlager zu verfügen. (IRSN 2019b)

Diese Forschungen tendierten dabei eher zu einer Verlängerung der zeitlich begrenzten Zwischenlagerung, da ein Endlagerungsstandort vorhanden ist. Ausschließlich auf eine LZZL bezogene Untersuchungen wurden nicht durchgeführt. Die nachfolgenden Forschungsergebnisse können daher nur neueste Erkenntnisse zur verlängerten Zwischenlagerung vermitteln, auch wenn diese auch für die Langzeitzwischenlagerung relevant sind.

In den Studien (IRSN 2018), (IRSN 2019a) wurde die Nasslagerung im Gegensatz zur Trockenlagerung vor allem für hochabgebrannte MOX- und Uranbrennelemente favorisiert, um die aktive Kühlung der Brennelemente ausreichend gewährleisten zu können. Da die Brennstabhüllrohre die erste Einschlussbarriere für die radioaktiven Stoffe bilden und ihre mechanische Festigkeit für die nach der Lagerung stattfindenden Vorgänge (Transport, Wiederaufbereitung oder Entsorgung) entscheidend ist, wird die Kontrolle der Alterung der

Zirkonium-Brennstoffhülle als wichtigster Aspekt bewertet, der von der Lagertemperatur abhängt. In Frankreich und weltweit gibt es einen bedeutenden Erfahrungsrückfluss über das Verhalten von Hüllrohren unter Wasser, zumindest für Zeiträume von einigen Jahrzehnten. Die Nasslagerung erfordert umfangreiche aktive Sicherheitsmaßnahmen gegenüber der Trockenlagerung, für die Langzeitzwischenlagerung kommt sie daher nicht in Frage. Bei der Trockenlagerung wird in Frankreich moniert, dass eine Kontrolle der Hüllrohre über längere Zeiträume nicht möglich ist, da direkte Untersuchungen der Brennstoffhüllrohre schwieriger sind. Die durchgeführten Inspektionen sind bestenfalls indirekt (keine Freisetzung von Gasen in den Behälterhohlraum usw.) oder unmöglich und verhindern die Erkennung von Alterungsmechanismen. Die Nasslagerung wird in dieser Hinsicht als vorteilhaft bewertet, da die Temperaturen niedrig sind und eine direkte Untersuchung der Hüllrohre erlauben. Auch könnten Gegenmaßnahmen ergriffen werden, wenn Alterungserscheinungen festgestellt werden.

Nachweise, dass die Alterung der Hüllrohre ausreichend unter Kontrolle bleibt, beruhen in erster Linie auf Studien, die vor allem über die maximal akzeptable Temperatur für die Hüllrohre im Lager definiert werden. Dies sei nicht durch ausreichende Praxiserfahrungen belegt. Soweit IRSN bekannt ist, haben bisher keine Untersuchungen an Brennstoffen die Ergebnisse dieser Studien in Frage gestellt. Viele Studien seien jedoch noch nicht abgeschlossen. Für Brennstoffe mit einem hohen Abbrand (mehr als 45 GWd/t), für MOX-Brennstoff (insbesondere mit einem hohen anfänglichen Plutoniumgehalt) und generell für lange Lagerungszeiten (mehr als 40 Jahre) gebe es nur begrenzte Informationen.

IRSN kommt zu dem Schluss, dass die Nasslagerung für kaum abgekühlten Brennstoff unbedingt notwendig ist und die Trockenlagerung für stark abgekühlten Brennstoff geeignet ist. Die Art der abgebrannten Brennelemente (enriched natural uranium ENU, MOX oder enriched reprocessed uranium ERU) beeinflusse jede Entscheidung. Aus sicherheitstechnischer Sicht wird die Restwärme des zu lagernden Brennstoffs als entscheidender Parameter betrachtet. Es haben sich jedoch keine Anhaltspunkte ergeben, die eine Trockenlagerung einiger der derzeit unter Wasser gelagerten MOX- und ERU-Brennstoffe ausschließen würden.

Wichtig für die Initiierung einer Trockenlagerung seien Art, Abbrand und weiterer Entsorgungsweg der Brennelemente sowie die Möglichkeit, die Brennelemente signifikant länger zu lagern als die bisher vorgesehenen wenigen Jahrzehnte. Darüber hinaus müssten die am Ende der Lagerungsphase für abgebrannte Brennelemente durchzuführenden Operationen, ob nass oder trocken, bereits bei der Auslegung der Lagereinrichtungen berücksichtigt werden.

5.4.4 Niederlande

Die Niederlande verfolgen die langfristige Zwischenlagerung ihrer hoch radioaktiven Betriebsabfälle und Abfälle aus der Wiederaufarbeitung in ihrem Zwischenlager HABOG der Centrale Organisatie Voor Radioactief Afval (COVRA) in Nieuwdorp bei Borssele an der niederländischen Nordseeküste unweit der belgischen Grenze. Die Betreiberin COVRA ist das einzige niederländische Unternehmen für die Konditionierung und Lagerung von Atommüll. Sie verfügt über eine Betriebsgenehmigung von 100 Jahren. Die Endlagerung der hoch radioaktiven Abfälle soll in einem tiefen geologischen Endlager erfolgen, wobei die Rückholbarkeit der Abfälle gewährleistet bleiben soll. Die Inbetriebnahme eines Endlagers ist für 2130 vorgesehen, die Entscheidung hierfür soll 2100 fallen.

Die Niederlande haben allerdings alle abgebrannten Uranbrennelemente ihrer KKW Dodewaard (60 MWe) und Borssele (515 MWe) nach Frankreich zur Wiederaufarbeitung abgegeben. Die daraus

resultierenden verglasten hoch radioaktiven Abfälle werden in ihrem Lagergebäude HABOG für hochaktive Abfälle bei COVRA gelagert. Am 1. Januar 2014 trat ein neues Abkommen in Kraft, das Fragen im Zusammenhang mit allen niederländischen abgebrannten Brennelementen regelt, die nach 2015 anfallen. Dazu gehören die Annahme der abgebrannten Brennelemente durch den Betreiber der Wiederaufarbeitungsanlage Orano in Frankreich, ihre Wiederaufbereitung und die Rückgabe radioaktiver Abfälle an die Niederlande - vor dem 31. Dezember 2052. Damit die Niederländer kein abgetrenntes Plutonium als unerwünschten Wertstoff zurückbehalten, setzen sie weltweit die ambitionierteste MOX-Einsatzplanung aller Leichtwasserreaktoren in ihrem Kernkraftwerk in Borssele um, mit 40 % MOX-Brennelementen im Reaktorkern bei 5,6% spaltbarem Plutoniumanteil im Brennstoff. Das Plutonium zur Fertigung der MOX-Brennelemente leihen sie dabei seit 2015 vom französischen Betreiber der Wiederaufarbeitungsanlagen Orano/Framatome-ehemals AREVA aus, um es mit der Abgabe der MOX-Brennelemente nach La Hague wieder an Orano/Framatome „zurückzuzahlen“.

Dies ermöglicht es den Niederländern, in ihrem Langzeitzwischenlager HABOG nur Glaskokillen aus der Wiederaufbereitung sowie wenige andere hochaktive Abfälle unterzubringen, aber keine abgebrannten Brennelemente aus Leistungsreaktoren, insbesondere keine MOX-Brennelemente. Das Vorgehen der Niederländer ist allerdings nur aufgrund der im Vergleich zu Deutschland geringen Anzahl an abgebrannten Brennelementen ein gangbarer Weg und nicht auf deutsche Verhältnisse übertragbar. Die Entsorgungslast der abgebrannten MOX-Brennelemente aus dem Reaktor Borssele, für die es auch in Frankreich noch keine existierende Wiederaufarbeitungsanlage gibt, wird somit auf die Franzosen übertragen.

Das ganz auf diese Art von Glaskokillen spezialisierte HABOG-Lager ist gemäß (Ministry of Infrastructure and Water Management 2020) ein modular aufgebautes und erweiterbares Gebäude, dessen vertikale Röhren die Glaskokillenstapel aufnehmen, siehe Abbildung 5-5. Abgebrannter Brennstoff aus Forschungsreaktoren wird in Edelstahlkanister verpackt, die mit den Lagerschächten kompatibel sind. Diese Kanister werden dicht verschweißt und mit Helium gefüllt, um ihre Schweißnähte zu überprüfen und eine korrosionsfreie Umgebung zu schaffen. Alle gelagerten Abfallgebände sind außen frei von Verunreinigungen. In den Lagerbereichen sind keine mechanischen oder elektrischen Geräte vorhanden. Wartung, Reparatur oder sogar Ersatz können in einer strahlungsfreien Umgebung durchgeführt werden.

Das HABOG wurde wegen der langfristigen Zwischenlagerungsdauer mit möglichst passiven Sicherheitsmerkmalen errichtet. Zur Vermeidung der Degradation der Abfallgebände wird der wärmeentwickelnde Abfall in einer inerten Edelgasatmosphäre gelagert und das Bohrloch wird durch natürliche Konvektion gekühlt, wie in Abbildung 5-5 untere Zeichnung ersichtlich, in der die kalte Luft (1) in ein Doppelwandssystem an den Abfällen entlang geführt und erwärmt durch Naturzug wieder abgegeben wird (4). Bei der Auslegung des Gebäudes wurden alle Unfälle mit einer Häufigkeit von mehr als einmal in einer Million Jahre berücksichtigt.

Das LZL HABOG ist für eine Lebensdauer von mindestens einhundert Jahren ausgelegt. Seine Trockenlager können jedoch bei Bedarf renoviert oder ersetzt werden, um eine längere Zwischenlagerungszeit zu ermöglichen. Dieses Konzept für die langfristige sichere Zwischenlagerung über einen Zeitraum von 100 - 300 Jahren wird international als Best Performance bewertet (Möller 2018). Das HABOG ist vollständig in Betrieb seit 2003. Es wird derzeit erweitert, um die Abfälle aus dem Betrieb des KKW Borssele aufzunehmen, dessen Laufzeit bis 2030 vorgesehen ist.

Als Vorteil wird angegeben, dass die Betriebskosten pro Abfalleinheit mit zunehmendem Gesamtvolumen der zu entsorgenden radioaktiven Abfälle begrenzt werden könnten. Darüber hinaus seien zwischenzeitlich neue technische Fortschritte bei einer möglichst effizienten und kostengünstigen Art der Endlagerung der Abfälle zu erzielen. Der Zeitraum von 100 Jahren könne genutzt werden, um in einen Fonds eingezahlte Gelder akkumulieren zu lassen. Da noch keine Standortwahl für das Endlager getroffen wurde, könne dieser Zeitraum genutzt werden, um in Absprache mit der Gesellschaft eine geeignete Standortwahl zu treffen. Es bleibe Zeit, von den Erfahrungen beim Bau und Betrieb geologischer Endlager in anderen Ländern zu lernen und die beste langfristige Lösung und neue Techniken zu erforschen. Während des Zeitraums der langfristigen Zwischenlagerung könnten internationale oder regionale Lösungen verfügbar werden. Die Endlagerung wird von den Niederlanden mit ihrem nur kleinen Nuklearsektor als der kostspieligste Schritt bei der Entsorgung radioaktiver Abfälle bezeichnet. Man erhofft sich hier Kosteneinsparungen durch die Zusammenarbeit mit anderen Ländern. Als Herausforderungen identifizierte man die Aufrechterhaltung des kerntechnischen Wissens, die Beteiligung der Öffentlichkeit sowie den Bau sicherer und robuster Lagergebäude (Ministry of Infrastructure and Water Management 2020). Das COVRA-Gelände befindet sich an der Scheldemündung in die Nordsee, außerhalb der Deiche, was im Zusammenhang mit dem steigenden Meeresspiegel einer der Hauptkritikpunkte ist.

Abbildung 5-5 HABOG Lager zur langfristigen Zwischenlagerung

Figure 10: Cross-section of the HABOG facility

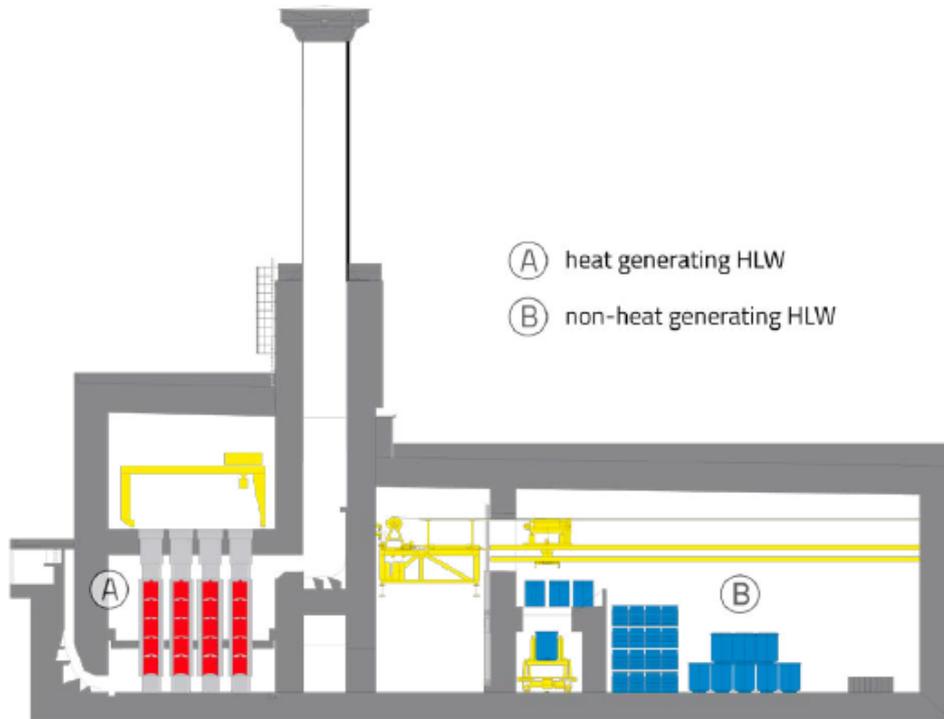
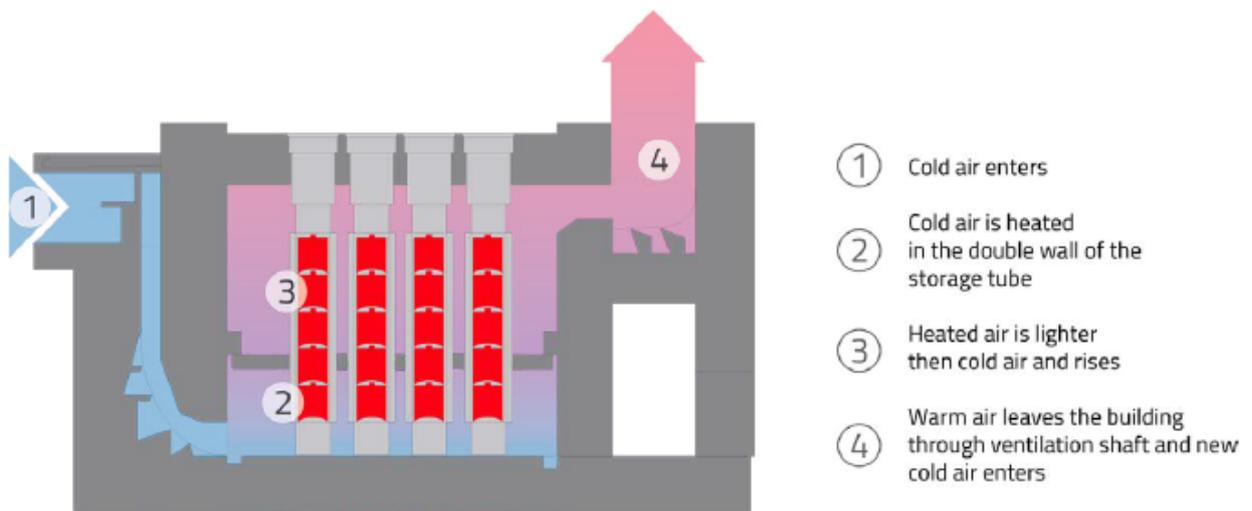


Figure 11: Storage wells for SF and HLW in the HABOG, with passive cooling



Quelle: (Ministry of Infrastructure and Water Management 2020)

5.5 Konsequenzen der Langzeitzwischenlagerung für die Entsorgung in Deutschland

5.5.1 Rahmenbedingungen der Entsorgungsoption

Die Langzeitzwischenlagerung über mehr als dreihundert Jahre stellt deutlich höhere Anforderungen an das Gesamtkonzept als die derzeit in Deutschland über wenige Jahrzehnte stattfindende Zwischenlagerung hoch radioaktiver Abfälle.

Während sich hinsichtlich der Entsorgung der wärmeentwickelnden Abfallmengen keine Vorteile erzielen lassen, steigt der Aufwand für eine robuste Ausgestaltung und erweiterten Platzbedarf der LZZL-Gebäude, einschließlich der zusätzlichen Ausgestaltung heißer Zellen. Der Schutz des LZZL-Gebäudes gegenüber naturbedingten geologischen und meteorologischen Einwirkungen wie Erdbeben, Hochwasser oder Trockenperioden und gegenüber zivilisatorischen Einwirkungen wie Flugzeugabsturz stellt hohe Anforderungen an die Stabilität und Widerstandsfähigkeit. Die langfristig erforderlichen Nachweise für die Dichtheit, Handhabbarkeit und Transportfähigkeit der Behälter erfordert gegebenenfalls die Entwicklung neuer Behälterkonzepte.

Die komplexen chemischen und radiologischen Materialeigenschaften abgebrannter Kernbrennstoffe, die aus ihrer thermischen Belastung im Leistungsbetrieb, ihrem Abbrand und der Nuklid-Zusammensetzung resultieren, verursachen während der LZZL zunehmend fortschreitende Degradationsmechanismen. Die Integrität der radioaktiven Inventare ist deshalb innerhalb der Brennstoffmatrix, der umgebenden Barriere sowie gegenseitiger Wechselwirkungen über die anvisierten Zeiträume nicht sicher nachzuweisen. Hieraus resultieren neue und stetig zu optimierende Monitoring-Konzepte für die Inventare sowie umfangreiche und für die spezifischen Anforderungen der LZZL neu zu entwickelnde Instandhaltungs- und Wartungskonzepte.

Der Nachweis der Langzeitsicherheit der LZZL erfordert neue gesetzliche Regelungen. Die Finanzierung der erheblichen, wiederholt und zusätzlich zum endgültigen Entsorgungsweg entstehenden Kosten wird durch die Energieerzeuger als Abfallverursacher nicht abgedeckt. Dies widerspricht ebenso europäischen Regelungen wie der durch die LZZL zwangsläufige Verstoß gegen die ethische Pflicht, nachfolgenden Generationen keine unangemessenen Lasten der Entsorgung aufzubürden.

5.5.2 Sicherheitsaspekte

Gegenüber der Endlagerung ist bei der überirdischen oder oberflächennahen LZZL über lange Zeiträume die Gefahr einer Freisetzung radioaktiver Stoffe in die Umgebung durch naturbedingte oder zivilisatorische Einwirkungen von außen ebenso wenig auszuschließen wie eine Rekritikalität bei fortschreitender Degradation und Veränderung der geometrischen Anordnung des radioaktiven Inventars innerhalb der Behälter. Brennelemente mit hohem Abbrand und MOX-Brennelemente sind aufgrund ihrer erhöhten Spaltprodukt- und Transuraninventare für die dargelegten Degradationsmechanismen am anfälligsten. Die thermomechanischen und radiologischen Vorgänge innerhalb des Brennstoffs sowie seine vielfältigen Wechselwirkungen mit dem Werkstoff des alternden Hüllrohrmaterials sind äußerst komplex und können über Jahrhunderte nicht prognostiziert werden (IAEA 2019a; 2019b; Ewing 2015). Gemäß (TÜV Nord; Öko-Institut e.V. 2015) ist mit den derzeit möglichen Nachweisen über bis zu 60 Jahre Lagerzeit ein Ausschluss eines Hüllrohrversagens bei der LZZL nicht zu gewährleisten. Zudem sind die Transport- und Lagerbehälter bei der trockenen LZZL für eine Überprüfung der Brennstoffinventare nicht zugänglich

und das Langzeitverhalten der Inventare kann somit nur sehr eingeschränkt überprüft werden. Dies muss bei der LZZL als wesentlicher Nachteil angesehen werden, zumal auch theoretische Modellierungen der Alterungsmechanismen sowie deren Wechselwirkungen untereinander und mit den umgebenden Umschließungen noch Gegenstand von Forschungen sind. Prognosen zur Degradation des Inventars sind somit nicht belastbar. Dies betrifft insbesondere die Inventare mit hochabgebrannten MOX-Brennelementen mit einem Brennstababbrand $> 50 \text{ MWd/kg}$, bei denen Alterungsmechanismen – anders als bei der praktizierten Zwischenlagerung – aufgrund der langen Standzeiten von hoher sicherheitstechnischer Bedeutung sind.

Der sicherheitsrelevante Erhalt von Fachkompetenz beim Personal sowie den hiermit verknüpften Herstellern, Zulieferern, Dienstleistern, Behörden und Gutachterorganisationen setzt stabile gesellschaftspolitische Verhältnisse voraus. In diesem Zusammenhang besteht Ungewissheit, ob internationale Machtverschiebungen, Herausforderungen durch Völkerwanderung, Pandemien, Klimawandel, Digitalisierung und andere heute noch nicht vorherzusehende Entwicklungen die Sicherheit der LZZL beeinträchtigen können.

Die oberflächennahe Lagerung der Abfälle erleichtert gegenüber einem tiefengeologischen Endlager für den Einlagerungszeitraum die Zugänglichkeit der Abfälle, erhöht aber gleichzeitig die Proliferationsgefahr. Die zur Sicherung gegen Störmaßnahmen oder sonstige Einwirkungen Dritter (SEWD) zu Proliferations- oder Sabotagezwecken erforderlichen Anforderungen und Maßnahmen sind für LZZL nicht ausreichend. Von der LZZL geht nur so lange keine relevante Proliferationsgefährdung aus, wie ein funktionierendes Staatswesen in Deutschland vorausgesetzt werden kann und das Sicherungssystem integer bleibt. Belastbare Prognosen zur Entwicklung zukünftig möglicher Störmaßnahmen oder sonstiger Einwirkungen Dritter in den nächsten Jahrhunderten abzugeben ist mit zu hohen Unsicherheiten behaftet.

5.5.3 Entwicklungsstand

Aufgrund der international zu beobachtenden Verzögerungen bei der Errichtung und Inbetriebnahme von tiefengeologischen Endlagern rückt die notwendige Forschung zur verlängerten Zwischenlagerung und den damit einhergehenden Alterungsmechanismen von Abfallumschließungen, radioaktivem Inventar sowie Gebäuderobustheit zunehmend in den Fokus auch internationaler Forschungs- und Entwicklungsprojekte. Dies ist insbesondere in den USA zu beobachten, wo die neuen zentralen oberflächennahen Zwischenlagerkonzepte so konzipiert und umgesetzt wurden, dass sie mehr als 100 Jahre Lagerzeit überstehen. Das konkrete Langzeitzwischenlagerkonzept der Niederländer berücksichtigt demgegenüber nur Spaltproduktkokillen, aber keine abgebrannten Brennelemente aus Leistungsreaktoren, weshalb es auf deutsche Verhältnisse mit hochabgebrannten Uran- und MOX-Brennelementen nicht übertragbar ist.

Bei der Langzeitzwischenlagerung sind neben der Realisierbarkeit von Zwischenlagergebäuden auch die Funktionsfähigkeit des Monitorings, der Instandhaltung und die Transportfähigkeit sicherzustellen. Dabei ist für die Langzeitzwischenlagerung nicht nur die heutige Funktionsfähigkeit der Technik zu beurteilen, sondern sie ist - anders als bei anderen Optionen - auch über den gesamten Zeithorizont von hunderten von Jahren relevant. Bisher wurde weltweit eine Zwischenlagerung von maximal 40 bis 60 Jahren unter Beweis gestellt, eine Zwischenlagerung von bis zu hundert Jahren wird auf Basis der vorhandenen Technologien und Werkstoffe als grundsätzlich machbar eingestuft (TÜV Nord und Öko-Institut e.V. 2015).

Für die technische Realisierbarkeit einer Langzeitzwischenlagerung von mehreren hundert Jahren lassen sich jedoch keine belastbaren Prognosen abgeben. Hinsichtlich des Abfallverhaltens, insbesondere der hochabgebrannten MOX-Brennelemente, der Gebäudesicherheit gegenüber Einwirkungen von außen sowie der Sicherstellung der Transportfähigkeit der Abfälle sind über derartige Zeiträume Zustandsverschlechterungen zu unterstellen, aber nicht aussagefähig quantifizierbar. Präventive Maßnahmen sind vorab nicht abschließend kalkulierbar.

Für die Darstellung des TRL der LZZL in Abbildung 5-6 muss daher auf die Möglichkeit zurückgegriffen werden, im Laufe der Lagerdauer neue Gebäude und ein erneutes Konditionieren der Abfallgebände zu kreditieren, unabhängig von den hiermit verbundenen wesentlichen finanziellen und gesellschaftspolitischen Nachteilen (zu TRL siehe Kapitel 4.3).

Abbildung 5-6 Technology Readiness Level für LZZL

Technologie	Forschungsphase		
	Nachweis der Machbarkeit		Leistungsnachweis
Glaskokillen mit Spaltprodukten	[Dunkelgrau]		[Hellgrau]
Uran-Brennelemente	[Dunkelgrau]		[Hellgrau]
Hochabgebrannte Brennelemente mit Uran- oder Mischoxidbrennstoff	[Dunkelgrau]	[Hellgrau]	[Hellgrau]
Zwischenlagergebäude	[Dunkelgrau]		[Hellgrau]
Monitoring, Instandhaltung, Erhalt der Transportfähigkeit	[Dunkelgrau]	[Hellgrau]	[Hellgrau]
Endgültige Konditionierung	[Dunkelgrau]	[Hellgrau]	[Hellgrau]

Quelle: Eigene Abschätzungen

Der Technology Readiness Level ist ein relativer Maßstab. Trotz einer Einordnung in denselben Entwicklungsstand können sich zwei Technologien bezüglich des jeweils benötigten absoluten Aufwandes (Kosten, Zeiten) deutlich unterscheiden, auch ist der Aufwand nicht proportional zum Technology Readiness Level

Die Entwicklung der Technologien für die Realisierung einer Langzeitzwischenlagerung basiert in wesentlichen Teilen auf den Forschungs- und Entwicklungsergebnissen der bereits praktizierten Zwischenlagerung. In dieser Hinsicht ist die Konzeptphase zur Erforschung und Entwicklung geeigneter Zwischenlagerungskomponenten abgeschlossen. Der Nachweis der technischen Machbarkeit geeigneter Transport- und Lagerbehälter für die verschiedenen Abfallarten und die Realisierung von Zwischenlagergebäudekonzepten wurde ebenfalls vielfach erbracht. Die bis heute bereits realisierten Zwischenlagerzeiten erreichen dagegen den wesentlich längeren Leistungszeitraum von mehreren Jahrhunderten LZZL nicht. Aus heutiger Sicht ist für drei und mehr Jahrhunderte kein vollständiger Leistungsnachweis für ein Transport- und Lagerbehälterkonzept und auch nicht für ein Gebäudekonzept mit Monitoring, Instandhaltung und Erhalt der Transportfähigkeit möglich.

Abfälle mit besonders hoher Aktivität und Wärmeentwicklung, wie die MOX-Brennelemente, kamen erst in den letzten Jahrzehnten zum Reaktoreinsatz und bedingen vor Beginn der trockenen Zwischenlagerung längere Abkühlphasen mit aktiver Kühlung in einem Nasslager, weshalb ihre bisher nachgewiesenen Lagerzeiten deutlich kürzer sind als die von Glaskokillen oder Uranbrennelementen. Glaskokillen mit Spaltprodukten werden hinsichtlich einer funktionierenden Langzeitzwischenlagerung als am unproblematischsten bewertet.

Der Leistungsnachweis der Zwischenlagergebäude wird aufgrund der Möglichkeit, bei Alterungsmechanismen oder neuen Bedrohungsarten ein neues Gebäude zu errichten, weitgehend als erfüllt beurteilt. Demgegenüber kann die langfristige Funktionssicherheit des Monitorings, der Instandhaltung und insbesondere der Erhalt der Transportfähigkeit nicht abschließend unterstellt werden. Dies hängt insbesondere vom Langzeitverhalten der hochaktiven Abfälle und ihrer Transport- und Lagerbehälter ab.

Hinsichtlich einer Konditionierung für eine endgültige Entsorgung kann nur die Endlagerkonditionierung aufgrund des Vorhandenseins der Pilotkonditionierungsanlage PKA in Gorleben als machbar eingestuft werden. Auch wenn die PKA bisher nicht in Betrieb gegangen ist, enthält sie keine technischen Komponenten, die die Realisierbarkeit in Frage stellen. Weitere, für andere endgültige Entsorgungswege erforderliche Konditionierungsarten wurden bisher nicht realisiert und sind daher als nicht belastbar einzustufen. Insofern kann die endgültige Konditionierung aufgrund der Unkenntnis eines erst in mehreren hundert Jahren festzulegenden Entsorgungsweges hier noch nicht als nachgewiesen machbar bewertet werden.

Zusammenfassend ist eine Langzeitzwischenlagerung nur unter der Randbedingung, dass das Lagerungskonzept in regelmäßigen zeitlichen Abständen optimiert bzw. erneuert wird, als weitgehend realisierbar einzustufen. Die aus einer solchen Perspektive resultierenden enormen finanziellen und sonstigen Belastungen sind mit dem Grundsatz der Generationengerechtigkeit und Nachhaltigkeit nicht vereinbar.

6 Einlagerung mittels Bohrlochtechnologie

6.1 Grundlagen

Die Möglichkeit einer Endlagerung radioaktiver Abfälle in Bohrlöchern wird seit den 1950er Jahren diskutiert. (GRS 2016) verweisen auf einen ersten abgelehnten Forschungsantrag zu Deep Borehole Disposal an die US National Academy of Sciences 1957. Verschiedene nationale Forschungsprogramme haben sich seither mit Optionen der Bohrlochlagerung befasst. Die meisten Konzepte gehen dabei von vertikalen Bohrlöchern mit einer Tiefe von 3.000 bis 5.000 m aus. Als Wirtsgestein, in das die radioaktiven Abfälle eingelagert werden sollen, werden in der Regel kristalline Gesteine des Grundgebirges angenommen. Der sichere Einschluss bzw. die Rückhaltung von Radionukliden aus den eingelagerten Abfällen soll durch verschiedene geologische Barrieren, d.h. dichte überlagernde Gesteinsschichten, und einen Verschluss der Zugangswege zu den eingelagerten Abfällen mittels Bohrlochverschlüssen gewährleistet werden.

Die Endlagerkommission befasst sich in ihrem Abschlussbericht mit der Endlagerung in tiefen Bohrlöchern in einem Einlagerungsbereich in 3.000 Metern bis 5.000 Metern Tiefe in vertikalen Bohrungen im kristallinen Grundgebirge (Endlager-Kommission 2016). Sie kommt zu dem Schluss, die „Lagerung hoch radioaktiver Abfälle in bis zu 5.000 Meter tiefen Bohrlöchern“ sei „eine Form der geologischen Tiefenlagerung, die aufgrund der Tiefe und der überlagernden Gesteinsschichten als sicherer Einschluss hoch radioaktiver Abfälle prinzipiell vorstellbar ist“.

Die Entsorgung radioaktiver Abfälle über Bohrlöcher wurde in der Vergangenheit nicht nur für hochradioaktive feste Abfälle, sondern auch für schwach- und mittelradioaktive Stoffe und flüssige Abfälle diskutiert und praktiziert. So führt beispielsweise der Report „Description of Long-term Management Options for Radioactive Waste Investigated Internationally“ (Nirex 2002) neben „Deep Borehole Disposal“ noch die Varianten „Rock Melting“⁴ und „Direct Injection“⁵ auf. Nach (Rybalchenko et al. 2005) wurde 1963 in der UdSSR auf dem Gebiet des Sibirischen Chemiekombinats Tomsk-7 die Injektion mittelradioaktiver Abfälle in zwei Sandsteinhorizonten in Tiefen zwischen 270 m und 386 m erprobt. Anschließend wurde die Bohrloch-Verpressung sowohl schwach-, als auch mittel- und hochradioaktiver Abfälle in mehreren Anlagen im industriellen Maßstab umgesetzt (Rybalchenko et al. 2005). In den USA wurde auf dem Gelände des Oak Ridge National Laboratory schwach-radioaktiver flüssiger Abfall während mindestens 20 Jahren über Bohrlöcher in einen Tonsteinhorizont in 300 m Tiefe verpresst. Auch im 1. Halbjahresbericht 1972

⁴ Als Rock Melting werden Konzepte bezeichnet, bei denen wärmeentwickelnde Abfälle in eine Kaverne oder einem Bohrloch eingebracht werden. Durch die sich akkumulierende Wärme der Abfälle soll das Wirtsgestein der näheren Umgebung aufgeschmolzen und bei anschließender Abkühlung die Radionuklide in der Gesteinsmatrix eingeschlossen werden. Rock Melting wurde sowohl für flüssige als auch feste radioaktive Abfälle diskutiert. Auch die Einlagerung radioaktiver Abfälle in hitzebeständigen Containern, die durch die Wärmeleistung das unterlagernde Gestein in einem Einlagerungsbohrloch schmelzen und sich damit sukzessive tiefer in den Untergrund senken, während oberhalb das aufgeschmolzene Gestein wieder erkalte und das Bohrloch verschließt, wurde erwogen. Rock Melting ist nie über das Stadium von Laborversuchen hinausgekommen.

⁵ Mit Direct Injection wird die Verpressung flüssiger radioaktiver Abfälle in Gesteine des Untergrunds beschrieben. Die Speichergesteine müssen über ausreichende Porosität und Permeabilität verfügen und durch dichtende Gesteinseinheiten überlagert werden, um einen vertikalen Transport von Schadstoffen zu verhindern. Flüssige Abfälle werden über Bohrlöcher in die Speicherhorizonte injiziert. Das Verfahren nutzt ähnliche Techniken, wie sie zur Förderung von Erdöl und Erdgas oder zur Speicherung von Gasen, beispielsweise CO₂ oder Erdgas, im Untergrund eingesetzt werden. Es wurde in der Vergangenheit in der UdSSR, auf dem Gebiet der heutigen russischen Föderation, sowie in den vereinigten Staaten eingesetzt, und wird in Russland auch aktuell noch verfolgt

des Kernforschungszentrums Karlsruhe (KFK 1972) wird „das Einpressen von Tritiumabwässern in isolierte Aquiferspeicher des tiefen Untergrundes“ als „geeignete Möglichkeit“ zur Entsorgung empfohlen. Daher wurde „mit Unterstützung durch das Bundesministerium für Bildung und Wissenschaft die Durchführung von Versuchsversenkungen tritiumhaltiger Abwässer“ geplant.

In jüngerer Zeit wird an der Endlagerung radioaktiver Abfälle in horizontalen Bohrlöchern in Tiefen von weniger als 2000 m geforscht. Durch abgelenkte Bohrungen von der Oberfläche aus sollen Einlagerungshorizonte in Wirtsgesteinen erschlossen werden, die auch für eine Entsorgung in einem Endlagerbergwerk in Frage kommen, also beispielsweise in Tonsteinen (siehe zum Beispiel Muller et al. 2019).

Im Folgenden wird im Wesentlichen auf die verschiedenen Konzepte zur Endlagerung in tiefen vertikalen Bohrlöchern eingegangen. In Kapitel 6.4 wird eine Abgrenzung der Endlagerung in tiefen vertikalen Bohrlöchern von einer Lagerung in horizontalen Bohrlöchern in geringeren Tiefen vorgenommen.

Die Bohrlochlagerung radioaktiver Abfälle stellt eine besondere Form der Endlagerung im geologischen Untergrund dar (siehe auch Kapitel 3.5). Nach (National Research Council 2001) sind mit dieser Option dementsprechend auch die gleichen gesellschaftlichen Herausforderungen sowie langfristigen technischen Ungewissheiten (im Original: long-term technical uncertainties) verbunden.

Wie dargestellt können mittels Bohrlöchern grundsätzlich sowohl feste als auch flüssige Abfälle im Untergrund eingelagert werden. Dies gilt gleichermaßen für schwach- und mittelaktive wie für hochradioaktive Abfälle. Auch die Entsorgung verschlossener Quellen, beispielsweise aus Medizin, Landwirtschaft, Industrie und Forschung (IAEA 2020) in Bohrlöchern wird diskutiert. Technische Limitierungen bestehen im Wesentlichen hinsichtlich der realisierbaren Durchmesser von Bohrlöchern und damit der Abmessungen von Abfallgebinden, die eingelagert werden können (siehe Kapitel 6.2.1). Die wesentliche Herausforderung liegt, wie bei anderen Entsorgungsoptionen auch, in der Bewertung der Langzeitsicherheit für Mensch und Umwelt vor den Gefahren, die von im Untergrund eingelagerten radioaktiven Abfällen ausgehen.

Das Forschungsvorhaben altEr befasst sich ausschließlich mit der Entsorgung hochradioaktiver Abfälle der Bundesrepublik Deutschland. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um abgebrannte Brennelemente aus Leistungs- und Forschungsreaktoren sowie verglaste Abfälle aus der Wiederaufarbeitung (siehe Kapitel 3.2 und 3.3). Flüssige hochradioaktive Abfälle sind in der Bundesrepublik Deutschland nicht zu entsorgen. Im Rahmen dieses Berichts wird daher ausschließlich die Lagerung fester, hochradioaktiver Abfälle in Bohrlöchern betrachtet.

6.2 Rahmenbedingungen von Bohrlöchern als Entsorgungsoption

6.2.1 Veränderung der Abfallmenge und Zusammensetzung

Die chemische, physikalische und geometrische Form des zu entsorgenden Abfalls stellt eine wesentliche Randbedingung der Bohrlochlagerung dar. Bei den in Deutschland zu entsorgenden hochradioaktiven Abfällen handelt es sich um abgebrannte Brennelemente sowie um Wiederaufarbeitungsabfälle in genormten Behältern, den CSD-Kokillen⁶ (zu den hochradioaktiven Abfällen der Bundesrepublik Deutschland siehe insbesondere Kapitel 3.1 bis 3.3).

⁶ CSD: Colis standards de déchets

Die Zusammensetzung und Veränderung dieser Abfälle über längere Lagerzeiten, sowohl in abgebrannten Brennelementen als auch in Kokillen mit verglasten Spaltproduktlösungen, wird in Kapitel 5.2.1 dargestellt. Für die Endlagerung in Bohrlöchern ist, analog zur Endlagerung in einem Bergwerk, die Wärmeentwicklung der Abfälle von Bedeutung. Dabei ist die Temperatur von Abfallgebinden neben den Implikationen für Handhabbarkeit und Einlagerungstechnik insbesondere unter dem Gesichtspunkt der Langzeitsicherheit von Bedeutung. Alle technischen, geotechnischen und geologischen Barrieren und die geometrische Konfiguration des Einlagerungsbereichs müssen so ausgelegt sein, dass sie von der Wärmeentwicklung eingelagerter Abfallgebinde nicht negativ beeinflusst werden und der sichere Einschluss der Abfälle nicht beeinträchtigt wird.

Bei Bohrlochlagerung sind der geometrischen Anordnung von Abfallgebinden sowie der Verwendung technischer und geotechnischer Barrieren durch die Geometrie der Bohrlöcher enge Grenzen gesetzt. Daher könnte es sinnvoll sein, Abfallgebinde angepasst an ein bestehendes Sicherheitskonzept zur Bohrlochlagerung zu produzieren. (Kochkin et al. 2021) gehen beispielsweise bei der Berechnung von Temperaturfeldern in Einlagerungsbohrlöchern von unterschiedlichen Durchmesser für zylindrische Abfallformen und unterschiedlicher chemisch-radiologischer Zusammensetzung der eingelagerten Abfälle aus. Dabei werden nicht bereits existierende Abfallgebinde betrachtet, sondern ermittelt, in welche Form (Wiederaufarbeitungs- bzw. Transmutations-) Abfälle idealerweise zu konditionieren sind, um bestimmte Kriterien hinsichtlich der Wärmeentwicklung einzuhalten. Die Abfallformen nach den Bedürfnissen des Entsorgungskonzepts zu fertigen setzt jedoch voraus, dass dieses Konzept bei Anfall der Abfälle bekannt ist.

6.2.2 Reversibilität, Rückholbarkeit, Bergbarkeit

Das Standortauswahlverfahren für ein Endlager für die hochradioaktiven Abfälle der Bundesrepublik Deutschland ist nach § 1 Abs. 5 StandAG (zu den regulatorischen Rahmenbedingungen siehe Kapitel 6.2.5) reversibel. Reversibilität wird dabei als Möglichkeit zur Fehlerkorrektur im Standortauswahlverfahren verstanden. Darüber hinaus enthält das StandAG Regelungen zu Rückholbarkeit und Bergbarkeit, die über die Standortauswahl hinausweisen. So sind „die Möglichkeit einer Rückholbarkeit für die Dauer der Betriebsphase des Endlagers und die Möglichkeit einer Bergung für 500 Jahre nach dem geplanten Verschluss des Endlagers“ vorzusehen (StandAG 2017). Anforderungen an Rückholbarkeit und Bergbarkeit sind nach § 26 StandAG in die durch das BMU zu erlassenden Sicherheitsanforderungen aufzunehmen. Diese sind im Oktober 2020 als Endlagersicherheitsanforderungsverordnung (EndlSiAnfV) in Kraft getreten.

Wie in Kapitel 6.2.5 dargestellt, liegt dem gesetzlichen Regelwerk zur Entsorgung radioaktiver Abfälle in Deutschland der Gedanke der Endlagerung in einem Bergwerk zu Grunde. Für Endlagerung in Bohrlöchern müssten die Anforderungen an Rückholbarkeit und Bergbarkeit von Abfällen deshalb unter Umständen angepasst werden (s.u.).

Die Anforderungen an Rückholbarkeit und Bergbarkeit nach EndlSiAnfV beinhalten:

- Rückholbarkeit bis zum Beginn der Stilllegung des Endlagers
- Vorhalten der zur Rückholung erforderlichen technischen Einrichtungen während des Betriebs
- Die Bergung der eingelagerten Endlagergebinde muss während der Stilllegung und für einen Zeitraum von 500 Jahren nach dem vorgesehenen Verschluss des Endlagers möglich sein

- Währenddessen müssen die eingelagerten Endlagergebilde individuell aufgefunden und identifiziert werden können, mechanisch stabil genug zur Handhabung sein und es darf dabei keine Freisetzung von Aerosolen zu erwarten sein, d.h., die Gebinde müssen dicht sein

In der Forschung zur Bohrlochlagerung radioaktiver Abfälle wird die Frage nach Möglichkeiten zur Rückholbarkeit und Bergung intensiv diskutiert. Grundsätzliche Schwierigkeiten der Bergbarkeit von eingelagerten Abfallbehältern aus Bohrlöchern sind neben dem Einbau von Bohrlochverschlüssen und der Verfüllung bzw. Zementation des Bohrlochs nach Ende der Einlagerung, um einen Schadstofftransport entlang des Einlagerungsbohrlochs zu verhindern, die Gebirgskonvergenz, d.h. die Verformung des Bohrlochs und möglicherweise der Einlagerungsbehälter unter Gebirgsdruck, und die Korrosion von Endlagerbehältern und Verrohrung mit fortschreitender Zeit. Ein Überbohren eingelagerter Behälter erfordert einerseits einen größeren Bohrdurchmesser als das Einlagerungsbohrloch, zum anderen besteht die Gefahr der Beschädigung der eingelagerten Behälter. Der Möglichkeit, ein Bergwerk zur Bergung aufzufahren, sind hinsichtlich der Tiefe auf Grund der Zunahme von Temperatur und Gebirgsdruck Grenzen gesetzt. (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018) halten daher fest, „ein sicheres Bergen der Endlagergebilde aus einem tiefen Bohrloch in 3 000 m bis 5 000 m Teufe nach einer Lagerzeit von bis zu 500 Jahren“ sei „technisch und sicherheitstechnisch unmöglich“.

(Beswick 2008) geht davon aus, dass Rückholbarkeit keine Anforderung an Bohrlochlagerung darstellt und nur im Fall einer Havarie erforderlich ist. Für diesen Fall sollen Einlagerungsbehälter an ihrem oberen Ende so gestaltet sein, dass sie im Bohrloch von oben geangelt (im englischen Original: fishing) und zurückgeholt werden können. (Beswick et al. 2014) halten fest, dass die Rückholung eingelagerter Abfälle vor Verschluss eines Bohrlochs ähnlich einfach möglich sei wie die Einlagerung, nach der Zementierung einzelner Abfallbehälter oder dem Verschluss des Einlagerungsbohrlochs eine Bergung jedoch sehr schwierig und teuer werde.

(Bracke et al. 2019) gehen mit Blick auf die zum Zeitpunkt der Veröffentlichung noch nicht erlassenen Verordnungen zu Sicherheitsanforderungen und vorläufigen Sicherheitsuntersuchungen davon aus, dass die Anforderung der Rückholbarkeit in einem Bohrloch-Endlager ebenfalls erfüllt werden könne. Die Anforderung von Bergbarkeit nach Verschluss für einen Zeitraum von 500 Jahre sei möglicherweise auch mit korrosionsbeständigen Endlagerbehältern nicht erreichbar.

(Muller et al. 2019) nehmen auch für die Einlagerung in horizontalen Bohrlöchern (siehe dazu Kapitel 6.4) an, dass eingelagerte Abfallbehälter bei Bedarf zurückgeholt werden können. Auch hier wird (s.o.) das Bild der Angel (im Original: using „fishing“ technology) bemüht. Kritischer äußern sich (Krall et al. 2020). Unter Verweis auf die nationalen Entsorgungseinrichtungen Schwedens und des Vereinigten Königreichs wird Rückholbarkeit als eine von mehreren Wissenslücken identifiziert, die durch ein umfassendes Forschungs- und Entwicklungsprogramm gelöst werden müssten. Fast wortgleich äußern sich (Kochkin et al. 2021), die darauf verweisen, Entsorgungseinrichtungen der Vereinigten Staaten, Schwedens, des Vereinigten Königreichs, Deutschlands und anderer Staaten haben Ungewissheiten hinsichtlich der Bohrlochlagerung identifiziert, die ein umfassendes Forschungs- und Entwicklungsprogramm erfordern. In diesem Zusammenhang wird von den Autoren auch die Rückholbarkeit eingelagerter Abfallgebilde angeführt.

Die kanadische Nuclear Waste Management Organization (NWMO) stellte 2020 in einem Update ihres Watching Briefs, einer Zusammenfassung neuer Entwicklungen zu Brennstoffkreislauf und der Entsorgung radioaktiver Abfälle, fest, eine der drei hauptsächlichen Schwierigkeiten tiefer Bohrlochlagerung sei die zweifelhafte Rückholbarkeit (NWMO 2020).

Praktische Erfahrungen zur Rückholbarkeit von Abfallgebinden aus Bohrlöchern liegen ebenfalls vor. In einem Versuch wurden 1980 in Nevada 11 Abfallcontainer mit Druckwasserbrennelementen in ein 420 m tiefes Bohrloch eingelagert und nach etwa 3 Jahren wieder zurückgeholt (LLNL 1982; Sandia 2011). Im Januar 2019 wurde von der Firma Deep Isolation in einem Feldversuch die erfolgreiche Rückholung eines Containers demonstriert. Der Behälter wurde auf einem Testgelände für Bohrtechnik in eine Tiefe von mehr als 2.000' (> 600 m) abgesenkt und mittels eines sogenannten Traktors in ein horizontales Einlagerungsbohrloch eingebracht. Der Traktor und das Lastkabel wurden anschließend aus dem Bohrloch entfernt. Nach mehreren Stunden wurde der Traktor erneut in das Bohrloch abgelassen und der eingelagerte Container erfolgreich zurückgeholt⁷. Mit Blick auf eine mögliche Endlagerung in horizontalen Bohrlöchern in Tiefen von nicht mehr als 1.500 m ist auch die Frage der Bergbarkeit anders zu bewerten. Hier könnte Bergbarkeit unter Umständen durch das Auffahren eines Bergwerks realisiert werden.

Rückholbarkeit spielt bei der Bohrlochlagerung nicht nur mit Blick auf regulatorische Anforderungen eine Rolle, sondern auch hinsichtlich möglicher Havarien. Während der Einlagerung kann es beispielsweise zum Verkanten von Containern im Bohrloch kommen. Anders als bei Havarien in einem Endlagerbergwerk ist ein Eingriff durch Personal in einem Bohrloch nicht möglich. GRS (2016) schlagen als mögliche Maßnahmen die Rückholung des Behälters oder den Verschluss des Bohrlochs vor. Weiter kann ein zusätzliches Führungsrohr verwendet werden, „um Behälter verlässlich rückholen zu können“ (GRS 2016). Darüber hinaus kann „ein zusätzliches nicht zementiertes Rohr (Liner-Verlängerung) vom einzementierten Liner bis zur Oberfläche formschlüssig geführt werden. Dieses Rohr kann ggf. zusammen mit einem havarierten Behälter gezogen werden“ (GRS 2016).

6.2.3 Langzeitsicherheit und Isolation von der Biosphäre

An die Endlagerung hochradioaktiver Abfälle in Bohrlöchern sind grundsätzlich die gleichen Maßstäbe hinsichtlich Sicherheit anzulegen wie an ein Endlagerbergwerk. Erreicht werden soll gemäß § 1 Abs. 2 StandAG der dauerhafte „Schutz von Mensch und Umwelt vor ionisierender Strahlung und sonstigen schädlichen Wirkungen“ der eingelagerten Abfallstoffe „für einen Zeitraum von einer Million Jahren“ (StandAG 2017).

Mit einer Bohrung können zur Einlagerung Gesteinshorizonte in Tiefen genutzt werden, die mit einem Bergwerk nicht erschlossen werden können. Konzepte zur Bohrlochlagerung zielen daher meist auf Gesteine des kristallinen Grundgebirges⁸. Aktuelle Forschungs- und Entwicklungsarbeiten, die sich mit der Möglichkeit der Endlagerung in horizontalen Bohrlöchern in geringeren Tiefen und Sedimentgesteinen beschäftigen, werden in Kapitel 6.4 dargestellt.

Durch die plutonische oder metamorphe Entstehungsgeschichte sind kristalline Gesteine häufig geklüftet. Klüfte stellen potenzielle Wegsamkeiten für den Zutritt von Wasser in ein Endlager und den Austrag von Schadstoffen auf dem Wasserpfad dar. Es kann daher, analog zu einem Endlagerbergwerk in kristallinem Gestein, nicht davon ausgegangen werden, dass unter den

⁷ <https://www.deepisolation.com/press/private-company-successfully-demonstrates-deep-geologic-disposal-of-prototype-nuclear-waste-canister/>

⁸ Als kristallines Grundgebirge oder kristallines Basement werden plutonische oder metamorphe Gesteine paläozoischen oder präkambrischen Alters bezeichnet, aus denen der Untergrund der kontinentalen Erdkruste aufgebaut ist.

Bedingungen einer Bohrlochlagerung in mehreren tausend Metern Tiefe das Wirtsgestein als Barriere gegen eine Freisetzung von Schadstoffen wirkt.

Das Grundwasser in tiefen Gesteinen des Grundgebirges, die in den meisten in der Vergangenheit entwickelten Konzepten für die Endlagerung in tiefen Bohrlöchern als Einlagerungshorizont vorgesehen sind, steht in der Regel jedoch nicht in Verbindung mit oberflächennahen Grundwasserleitern und nimmt damit nicht am Wasserkreislauf teil. Bewegung dieses Wassers erfolgt im Wesentlichen durch Diffusion. Darüber hinaus sollen zur Bohrlochlagerung in allen Konzepten Horizonte genutzt werden, die durch mehrere Grundwasser-Nichtleiter, meist mesozoischen Alters, überlagert werden. Dabei handelt es sich in der Regel um tonige oder saline Gesteine, die die Ausbreitung von Schadstoffen bis in die Biosphäre verhindern oder verzögern sollen. Nach der Einlagerung soll das Bohrloch dicht verschlossen werden. Langzeitsicherheit soll demnach bei der Bohrlochlagerung durch große Tiefe und damit einen großen Abstand zur Biosphäre, einen sehr schmalen und leicht qualifiziert zu verschließenden Zugang, das Bohrloch, sowie mehrere geologische Barrieren zwischen Einlagerungshorizont und Biosphäre erreicht werden. Ein wesentliches Argument für die Bohrlochlagerung ist dabei die große Tiefe des Einlagerungsbereichs. (SKB 2010) halten fest, dass im Fall tiefer Bohrlochlagerung die erwartete langsame Grundwasserbewegung in der Einlagerungstiefe von mehreren tausend Metern als wichtigste sicherheitsrelevante Eigenschaft angesehen wird.

(GRS 2016) halten fest, „aufgrund geringer Grundwasserbewegung“ sei „in großer Tiefe ein diffusionsdominiertes Transportverhalten“ zu erwarten. „Aufgrund des großen Abstandes zwischen Einlagerungsbereichen und dem Schutzgut“ sei „von extrem langen Transportzeiten auszugehen, weswegen signifikante Radionuklideinträge in die Biosphäre unwahrscheinlich“ seien. (Sandia 2013) berechnen für das Deep Borehole Disposal Konzept die Ausbreitung von Radionukliden durch laterale Diffusion von Radionukliden aus einem Bohrloch kommen zu dem Schluss, dass innerhalb einer Million Jahre keine Freisetzung von Radionukliden in die Biosphäre zu erwarten sei. Allerdings weisen (Krall et al. 2020) auf die Gefahr diffusiven und advektiven Transports aus dem Bohrloch durch die Bohrlochverschlüsse und den Ringraum hin.

Nach (GRS 2016) ist „für die Langzeitsicherheit zu prüfen, ob durch Korrosion von Behälter und Casing und der damit einhergehenden Wasserstoffgasbildung durch Zwei-Phasenfluss eine aufwärts gerichtete Wasserbewegung entstehen kann und welche Auswirkungen dies auf die Ausbreitung von Radionukliden haben wird. Das Ausmaß eines Radionuklidtransports in möglicherweise gestörten Randbereichen der geologischen Barriere und im Umfeld des Einlagerungsbereichs ist zu betrachten.“ Im Rahmen des Gutachtens konnte diese Betrachtung jedoch nicht erfolgen. (GRS 2020) stellt dar, dass im Rahmen einer von der Firma Deep Isolation durchgeführten numerischen Sicherheitsanalyse einer generischen Bohrlochlagerung „die Gasbildung durch die Metallkorrosion [...] nicht berücksichtigt“ wird, „da diese als vernachlässigbar eingeschätzt wird“. (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018) weisen darauf hin, dass Verrohrungen, die Langzeitdichtigkeit gegenüber Gasdiffusion bieten, bisher nicht zur Verfügung stehen. Es wird ausgeführt, dass zur Langzeitdichtigkeit von Rohren, „vor allem in Bezug auf Diffusionsvorgänge und Versprödung, [...] nur wenige belastbare Kenntnisse“ vorliegen.

Um die langfristige Sicherheit eines Endlagers beurteilen zu können, müssen detaillierte Informationen über die geologische Situation vorliegen. Im Fall von Bohrlochlagerung können während des Abteufens von Bohrungen Daten gewonnen werden. Sie beruhen auf dem zutage geförderten Bohrklein oder, je nach Bohrverfahren, Bohrkernen, sowie geophysikalischen Bohrlochmessungen. Die Erkundung erfolgt ausschließlich von der Oberfläche aus.

Die für die Bewertung der Langzeitsicherheit notwendige Kenntnis der physikalischen, hydrogeologischen und geochemischen Eigenschaften des Gebirges und die Übertragbarkeit von aus Erkundungsbohrungen gewonnenen Informationen auf einen größeren zu bewertenden Gebirgsbereich stellen eine zentrale Herausforderung für die Bohrlochlagerung radioaktiver Abfälle dar. Zur besseren Charakterisierung des Gebirges könnten zusätzlich Erkundungsbohrungen in der näheren und weiteren Umgebung der Einlagerungsbohrlöcher niedergebracht werden.

6.2.4 Zeithorizont

Die Bohrlochlagerung wird derzeit von keinem Staat als Entsorgungsweg für hochradioaktive Abfälle verfolgt. Entsprechend sind Aussagen zum Zeitbedarf für die Umsetzung dieser Option mit großen Unsicherheiten behaftet. Die Technologie wird jedoch als mögliche Option für die Zukunft beobachtet; so hielt die Endlagerkommission „eine weitere Verfolgung und regelmäßige Beobachtung der zukünftigen Entwicklung auf dem Gebiet der tiefen Bohrlochtechnik [...] grundsätzlich für sinnvoll“ (Endlager-Kommission 2016). Die Blue Ribbon Commission der USA hält in ihrem Abschlussbericht fest, dass eine Reihe möglicher Vorteile weitere Untersuchungen zur Option der tiefen Bohrlochlagerung unterstützen.

Der Entwicklungsstand und Forschungsbedarf der Option werden in Kapitel 6.4 dargestellt. Wesentliche Herausforderungen stellen demnach die Rückholbarkeit, Bergbarkeit sowie die Charakterisierung des Gebirges im Einlagerungsbereich bzw. der geologischen Barrieren dar. Das betrifft auch die Entwicklung eines Sicherheitskonzepts bzw. von Methoden zur Bewertung der Langzeitsicherheit. Für das Konzept der Lagerung in horizontalen Bohrlöchern in Tiefen zwischen 1.000 m und 2.000 m wird durch die Firma Deep Isolation aktiv zu dieser Frage geforscht (Deep Isolation, Inc. 2020).

6.2.5 Regulatorische und gesellschaftliche Aspekte

Ziel der Endlagerung ist es, Schadstoffe von der Biosphäre fernzuhalten und auf diese Weise eine Schädigung von Mensch und Umwelt auszuschließen. Für einen definierten Zeitraum, in Deutschland für eine Million Jahre, muss gezeigt werden, dass die radioaktiven Abfälle sicher eingeschlossen bleiben.

Die Entsorgung hochradioaktiver Abfälle wird in der Bundesrepublik Deutschland durch das Atomgesetz (AtG) und das StandAG sowie verschiedene nachgeordnete Regelwerke bestimmt. § 9a AtG hält fest, der Bund habe „Anlagen zur Sicherstellung und zur Endlagerung radioaktiver Abfälle einzurichten“. Art der Anlagen und Umfang der jeweils eingelagerten Abfälle werden im AtG nicht näher spezifiziert. In § 1 Abs. 4 StandAG wird präzisiert, dass die Endlagerung in einem für diese Zwecke errichteten Endlagerbergwerk mit dem Ziel des endgültigen Verschlusses erfolgen soll. Derzeit wird in der Bundesrepublik auf Grundlage des StandAG „ein Standort mit der bestmöglichen Sicherheit für eine Anlage zur Endlagerung nach § 9a Abs. 3 Satz 1 des Atomgesetzes in der Bundesrepublik Deutschland“ gesucht.

Im Oktober 2020 trat die Verordnung über Sicherheitsanforderungen an die Endlagerung hochradioaktiver Abfälle (Endlagersicherheitsanforderungsverordnung - EndlSiAnfV) in Kraft. Die darin ausgeführten Anforderungen für Anlagen zur Entsorgung radioaktiver Abfälle wären nach derzeitigem Stand im Falle einer Bohrlochlagerung, ergänzend oder an Stelle der Endlagerung in einem Bergwerk, entsprechend anzuwenden. Viele der Bestimmungen dieser Sicherheitsanforderungen sind, wie auch das StandAG, „vor dem gedanklichen Hintergrund einer

Endlagerung in einem [...] Bergwerk aufgestellt“ (GRS 2016; 2017)⁹ worden. Exemplarisch sei hier § 15 Abs. 2 Nr. 3 EndSiAnfV genannt, wonach zur Errichtung des Endlagers „das Auffahren der untertägigen Infrastrukturbereiche und das Auffahren der Ansatzpunkte für Zugangsstrecken zu den Bereichen des Endlagerbergwerks, die für die Einlagerung von radioaktiven Abfällen vorgesehen sind“, zählen.

Das Regelwerk in der Bundesrepublik Deutschland ist also nach heutigem Stand auf die Endlagerung in einem Bergwerk ausgerichtet. Das gilt auch für das laufende Standortauswahlverfahren, mit dem seit 2017 „in einem partizipativen, wissenschaftsbasierten, transparenten, selbsthinterfragenden und lernenden Verfahren“ (StandAG 2017) der Standort mit der bestmöglichen Sicherheit für ein Endlager für die hochradioaktiven Abfälle Deutschlands ermittelt wird. Insbesondere die Anforderungen an die Rückholbarkeit eingelagerter Abfallgebände während der Betriebsphase sowie an die Möglichkeit zur Bergung für bis zu 500 Jahre nach dem vorgesehenen Verschluss des Endlagers stellen besondere technische Herausforderungen für Konzepte zur Endlagerung in Bohrlöchern dar. In Kapitel 6.2.2 wird näher auf diese Thematik eingegangen.

Teil des Standortauswahlverfahrens für ein Endlager für hochradioaktive Abfälle nach dem StandAG ist die intensive Öffentlichkeitsbeteiligung. Beginnend mit der Fachkonferenz Teilgebiete, die von Februar bis August 2021 den Zwischenbericht Teilgebiete der BGE diskutiert und Empfehlungen formuliert hat wird die Öffentlichkeit in das Verfahren eingebunden. Nachdem im weiteren Verfahren Standortregionen für die übertägige Erkundung ermittelt werden, werden Regionalkonferenzen und ein Rat der Regionen eingerichtet werden, um den Prozess zu begleiten. Auch die Standortauswahl für ein Endlager in Bohrlöchern müsste in ähnlicher Weise begleitet werden.

6.3 Sicherheitsaspekte

6.3.1 Anlagensicherheit und radiologische Auswirkungen

Es ist davon auszugehen, dass eine Anlage zur Bohrlochlagerung hochradioaktiver Abfälle sich technisch nur hinsichtlich der Handhabung von Abfallgebänden von einer Bohranlage, beispielsweise aus dem Bereich der Erdöl- und Erdgastechnik, unterscheidet. Durch die Geometrie von Bohrlöchern, insbesondere den limitierten Durchmesser (siehe Kapitel 6.2.1 und 6.4), ist eine radiologische Abschirmung von Einlagerungsbehältern nach heutigem Stand nicht zu realisieren. So schlagen (GRS 2016) einen Abfallbehälter vor, der „nicht selbstabschirmend jedoch aerosoldicht“ ist. Endlagergebände müssen „daher in einem Transportbehälter in den Überwachungsbereich der Einlagerungshalle transportiert werden“ (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018). Darüber hinaus „muss die Anlage zum Ablassen der Behälter über Abschirmungsmechanismen verfügen“ (GRS 2016). (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018) schlagen die Verwendung einer „Preventer-Vorrichtung, die das Innere des Bohrloches abschirmt“, vor. Auch (Muller et al. 2019) gehen in ihrer Darstellung des Konzepts der Bohrlochlagerung in horizontalen Bohrlöchern von nicht-abgeschirmten Einlagerungsbehältern und der Verwendung abschirmender Transportbehälter für die Anlieferung zum Bohrloch aus. Davon ausgehend, dass die Anlieferung von Abfallgebänden und die Einlagerung in abgeschirmten Umgebungen weitgehend fernhantiert

⁹ Die Autoren beziehen sich in ihren Arbeiten jeweils auf die Sicherheitsanforderungen des Bundesumweltministeriums von 2010 (BMU (2010)). Das seitdem weiterentwickelte Regelwerk baut jedoch auf diesen Arbeiten auf und die Aussage kann als auf das StandAG und die EndSiAnfV übertragbar angesehen werden.

erfolgen, können radiologische Belastungen für das Personal sowie für Mensch und Umwelt mutmaßlich gering gehalten werden.

6.3.2 Proliferation

Alle Konzepte zur Bohrlochlagerung gehen von einem Verschluss des Bohrlochs nach Einlagerung der Abfallgebinde aus. Dabei werden, je nach Konzept, verschiedene geotechnische Barrieren in Form von Bohrlochverschlüssen installiert. Nach (Sandia 2015) können dabei beispielsweise Bentonit und Zement zum Einsatz kommen. Auch die natürlichen duktilen Eigenschaften durchbohrter Salzschiefer können zum Verschluss des Bohrlochs genutzt werden, wie beispielsweise (GRS 2016) oder (Kochkin et al. 2021) darstellen. Die Endlagerkommission hält in ihrem Abschlussbericht fest, „im Bereich geologischer Barrieren aus Salzgestein und Tonschichten müsste die Verrohrung beim Verschluss des Bohrlochs rückgebaut werden, um Konvergenz und Selbstheilung der geologischen Barrieren nicht zu beeinträchtigen“ (Endlager-Kommission 2016).

Da die Verrohrung von Bohrlöchern in der Regel zementiert wird, wird ein Rückbau in der Regel nicht vorgesehen, sondern die Rohre verbleiben beim Verschluss im Bohrloch. (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018) stellen dar, dass es „unter bestimmten Bedingungen [...] möglich“ sei, „einen Salzhorizont, welcher später als abdichtende Schicht fungieren soll, vorübergehend durch ein unzementiertes Casing zu verrohren (beispielsweise bei Erkundungsbohrungen, die nur kurzfristig benutzt werden). Zum Verschluss der Bohrung kann ein solches Casing leichter abgefräst und ausgebaut werden, um das Zusammenfließen des Salzes und die Entstehung einer natürlichen Abdichtung zu gewährleisten“.

Das Herausholen von Abfallgebänden aus einem verschlossenen und zementierten Bohrloch kann nach heutigem Stand als sehr unwahrscheinlich angesehen werden. Bezogen auf die Endlagerung in tiefen Bohrlöchern wird auch im Abschlussbericht der Endlagerkommission darauf hingewiesen, dass „die große Einlagerungstiefe als Merkmal einer erhöhten Proliferationssicherheit gesehen“ (Endlager-Kommission 2016) wird.

6.4 Entwicklungsstand der Entsorgung hoch radioaktiver Abfälle in Bohrlöchern

6.4.1 Bohrtechnik

Wesentliche Anwendungszwecke von Tiefbohrungen sind die Kohlenwasserstoffexploration und -förderung. Darüber hinaus werden Bohrungen zur weiteren Nutzung des Untergrundes wie z. B. Geothermie oder der Speicherung von Gasen sowie zu Forschungszwecken benötigt. Im Bericht (GRS 2016) für die Endlagerkommission ist ein umfassender Überblick über die aktuell zur Verfügung stehende Bohrtechnik und deren Anwendungsmöglichkeiten bei der Lagerung radioaktiver Abfälle in tiefen Bohrlöchern enthalten. Nach (GRS 2020) ist der Stand der Bohrtechnik seit Erscheinen des Berichts weitgehend unverändert.

Um ein Bohrloch bis in Tiefen von mehreren 1.000 m abzuteufen und anschließend nutzen zu können, muss es gegen den Gebirgsdruck in der entsprechenden Tiefe stabilisiert werden. Dazu muss das Bohrloch zum einen verrohrt werden, zum anderen muss das Bohrloch während des Bohrens und des anschließenden Einlagerungsbetriebs fluidgefüllt sein.

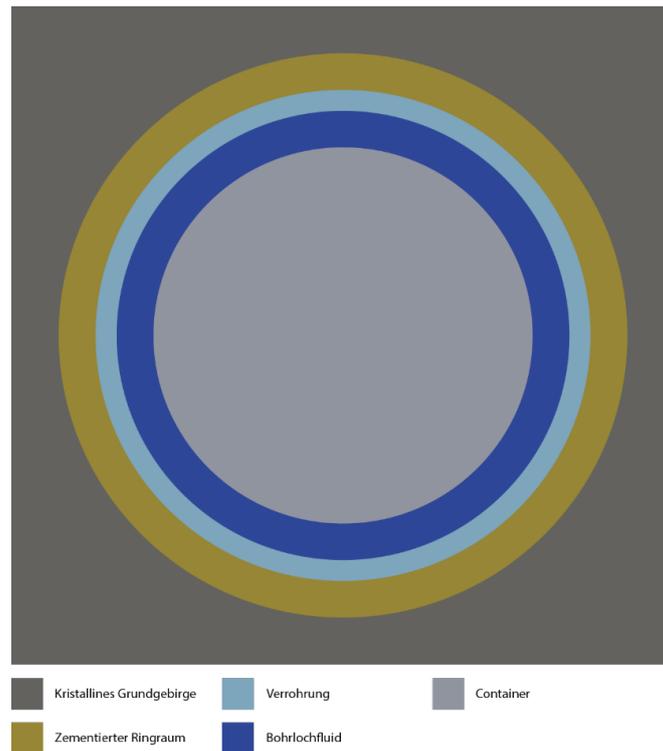
Die Verrohrung von Tiefbohrungen erfolgt meist mit standardisierten Materialien nach den Normen des American Petroleum Institute (API). Der nutzbare Durchmesser des verrohrten Bohrlochs nimmt

zur Tiefe hin schrittweise ab, da die Verrohrung dem Bohrfortschritt folgend von oben nach unten erfolgt und daher die Rohre jeweils durch bereits verrohrte Abschnitte des Bohrlochs abgesenkt werden müssen. Dieses Vorgehen wird als Teleskopverrohrung bezeichnet (siehe Abbildung 6-2).

Zwischen Bohrlochwand und Verrohrung verbleibt zudem jeweils ein Ringraum, der mit Zement verfüllt wird, um die Rohre im Bohrloch zu verankern (siehe auch Abbildung 6-1). Die Bemaßung nach API erfolgt nicht metrisch, sondern in Fuß (Einheitensymbol ') und Zoll (Einheitensymbol "). Ein Fuß entspricht 30,48 cm, ein Zoll 2,54 cm. Umrechnungen in metrische Angaben sind aufgrund der Verwendung von Bruchteilen der Basiseinheiten häufig gerundet. So entsprechen beispielsweise 13 3/8 " einer Länge von 33,9725 cm.

Wie in Kapitel 6.1 und 6.2.1 dargestellt, stellt der realisierbare Bohrlochdurchmesser in der Tiefe des jeweiligen Einlagerungshorizonts eine wesentliche technische Limitierung der Bohrlochlagerung dar. Nach (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018) werden Bohrungen der Erdöl- und Erdgasindustrie „daraufhin optimiert, die Kosten unter Berücksichtigung der hohen Sicherheitsanforderungen zu minimieren und gleichzeitig eine maximale Förderung der Rohstoffe zu ermöglichen, ohne die Lagerstätte zu beschädigen. Typische Enddurchmesser von Öl- und Gasbohrungen liegen bei 4 bis 8 ½ Zoll, also ca. 10,2 cm bis 21,6 cm“.

Abbildung 6-1 Querschnitt eines Bohrlochs mit eingelagertem Abfallcontainer vor Verschluss

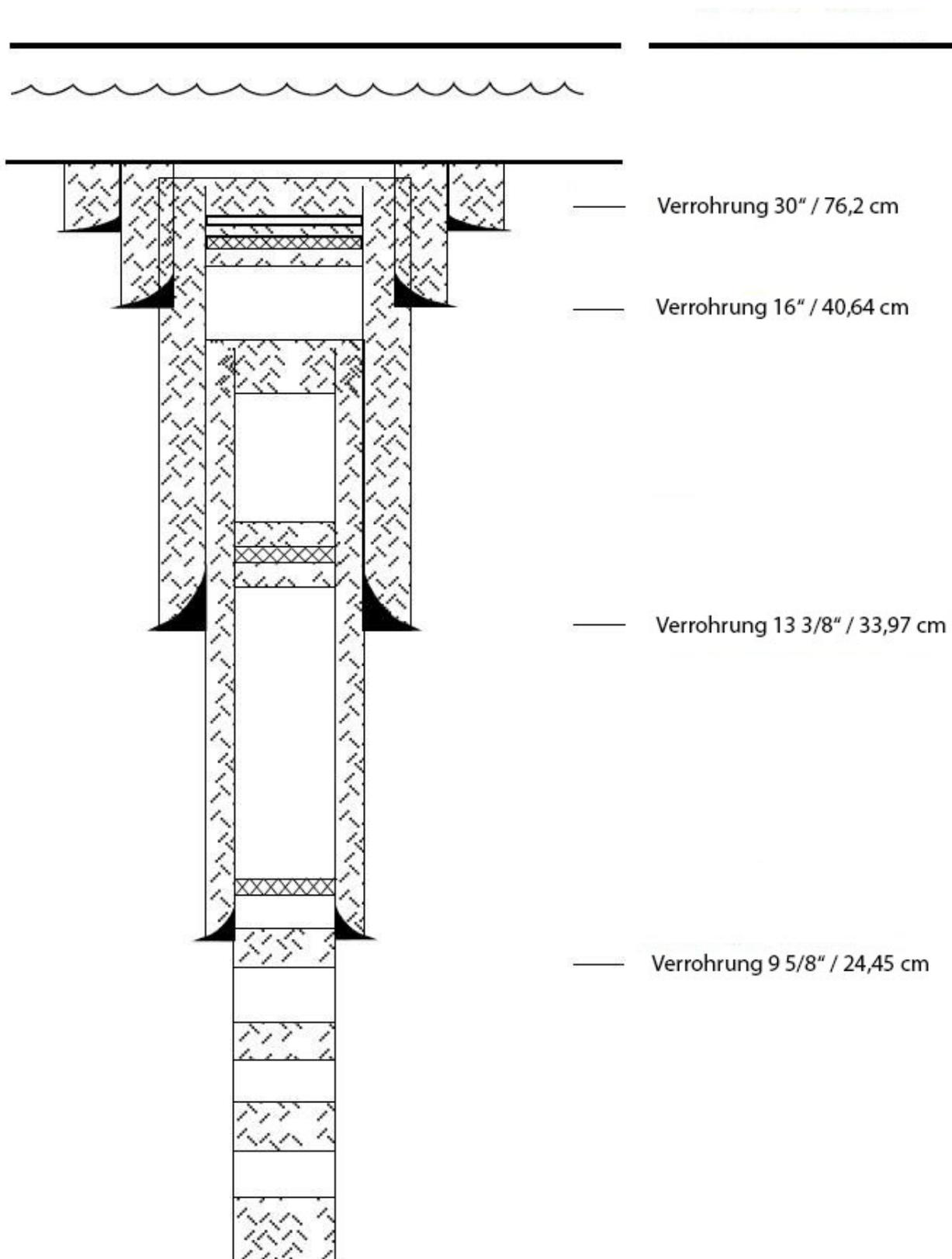


Quelle: Eigene Darstellung

Die erreichbaren Enddurchmesser von Bohrungen in einer gegebenen Tiefe sind dabei von einer Reihe von Faktoren abhängig. Mit zunehmender Tiefe nimmt der Gebirgsdruck zu. Damit sind für den Ausbau eines Bohrlochs Rohre mit größeren Wandstärken erforderlich. Lockergesteine und Gesteine, die unter Druck plastisch reagieren, erfordern einen höheren Aufwand zur Stabilisierung des Bohrlochs als Hartgesteine wie beispielsweise Granit. Die Planung der Sandia National Laboratories (Sandia 2016) für einen Feldversuch zur Bohrlochlagerung sieht Abschnitte ohne Bohrlochverrohrung vor. Auf diese Weise können ebenfalls größere Enddurchmesser im Einlagerungshorizont erreicht werden. In weichen Gesteinen, insbesondere klastischen Sedimentgesteinen wie Sandstein, lassen sich größere Bohrlochdurchmesser erzielen als in harten, kristallinen Gesteinen wie Granit. Eine einfache Beziehung zwischen Tiefe und Enddurchmesser lässt sich daher nicht darstellen.

In (GRS 2016) wird von der Realisierbarkeit nutzbarer Bohrlochdurchmesser von 450 mm bis in eine Tiefe von 5.000 m ausgegangen. Im Abschlussbericht des Forschungsvorhabens CREATIEF (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018) wird ein Durchmesser von etwa 445 mm (17,5 "; entspricht exakt 44,45 mm) in 5.000 m Tiefe in Kristallingestein als Stand der Technik genannt. Die von (Sassani 2017) vorgestellte Planung des Feldversuchs sieht neben einer Erkundungsbohrung mit einem Durchmesser von 216 mm eine Testbohrung zur Einlagerung von 432 mm Durchmesser vor. Abbildung 6-2 zeigt exemplarisch die Teleskopverrohrung eines Bohrlochs.

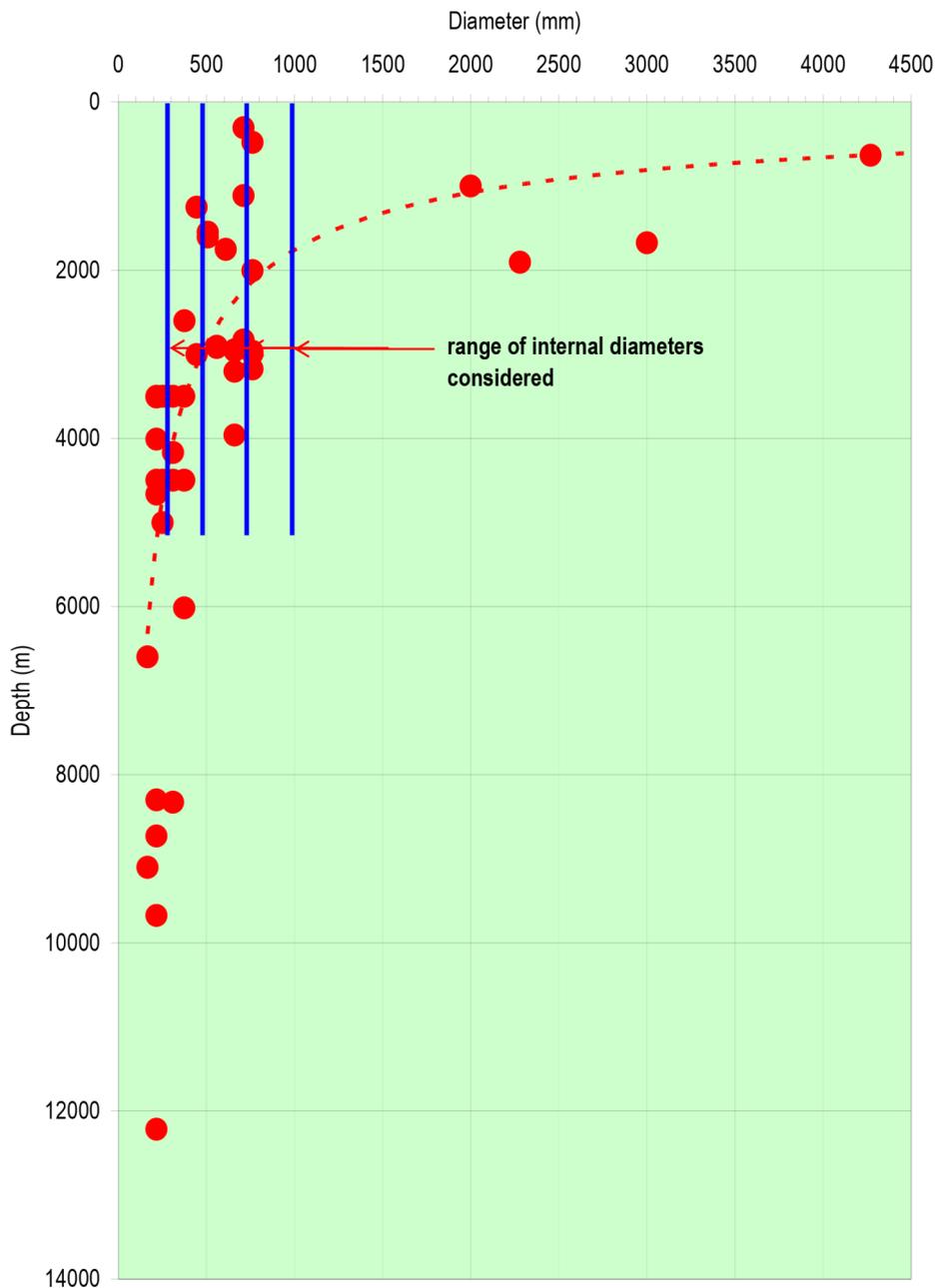
Abbildung 6-2 Teleskopverrohrung eines Bohrlochs



Quelle: Bearbeitet nach <https://de.wikipedia.org/wiki/Datei:Casing-Diagram.jpg>. Die Originalquelle ist nicht mehr online verfügbar, der Hyperlink verweist auf eine Kopie der Darstellung.

Einen Überblick über Bohrungen, die zu verschiedenen Zwecken abgeteuft wurden, und deren maximale Durchmesser bietet (Beswick 2008). Abbildung 6-3 zeigt anhand von Beispielen existierender Bohrungen erreichbare Innendurchmesser der Bohrlochverrohrung in Abhängigkeit von der Tiefe der jeweiligen Bohrung. Die blauen Linien indizieren Innendurchmesser von 300 mm, 500 mm, 750 mm und 1.000 mm. Bei einigen dargestellten Bohrungen, insbesondere im Bereich zwischen 3.000 m und 4.000 m Tiefe, handelt es sich um Tiefwasser-Offshore-Bohrungen, die ab der Bohrplattform gemessen wurden; in diesem Fällen müsste noch der jeweilige Abstand zum Meeresboden abgezogen werden.

Abbildung 6-3 Zusammenhang zwischen Bohrlochtiefe und -durchmesser



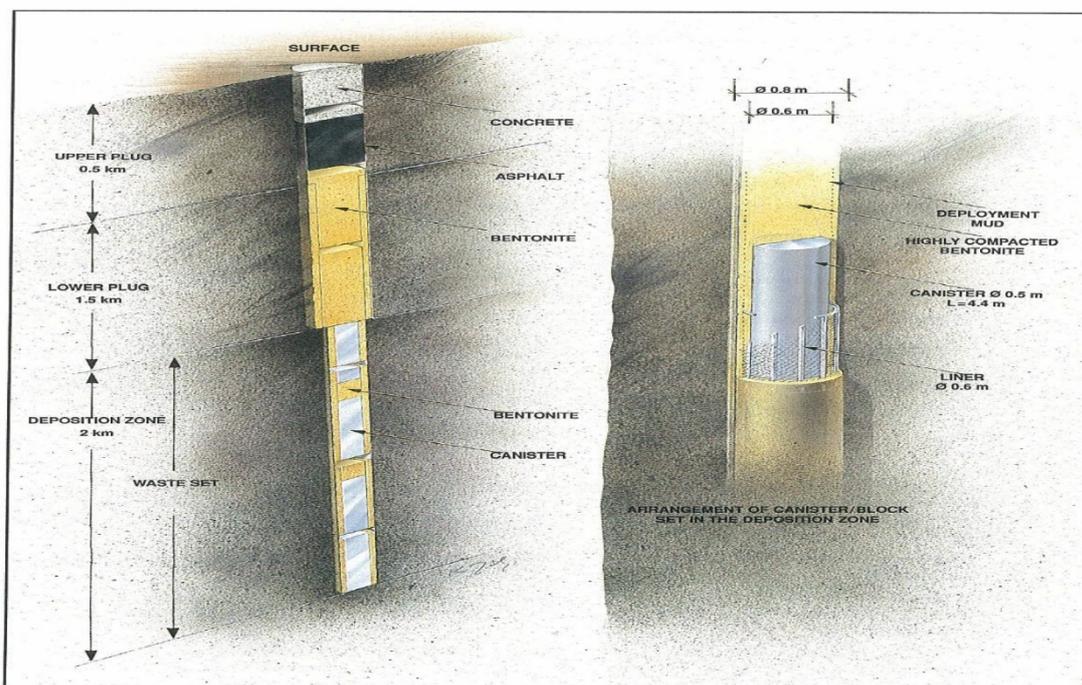
Quelle: (Beswick 2008)

6.4.2 Tiefe Bohrlöcher zur Endlagerung radioaktiver Abfälle

Sowohl in der Vergangenheit als auch aktuell wurden und werden eine Reihe von Konzepten entwickelt und veröffentlicht, die sich mit der Endlagerung hochradioaktiver Abfälle in tiefen Bohrlöchern befassen. Im Folgenden sollen historische Konzepte cursorisch dargestellt, die wesentlichen aktuellen Entwicklungen kurz vorgestellt und deren Anwendbarkeit auf die Bundesrepublik Deutschland unter Berücksichtigung des Abfallinventars und des nationalen Regelwerks diskutiert werden.

Im Detail wurde die Bohrlochlagerung hochradioaktiver Abfälle Ende der 1980er Jahre in Schweden im Rahmen des „Project on Alternative Systems Study“ (PASS) diskutiert. Das von der Svensk Kärnbränslehantering (SKB) untersuchte, aber nicht umgesetzte Konzept Very Deep Holes (VDH, siehe (SKB 1998)) beruhte auf der Einlagerung von Behältern aus einer Titaniumlegierung, eingebettet in eine Bentonit-Packung, in einer Tiefe von 2.000 – 4.000 m unter GOK (SKB 1992) (siehe Abbildung 6-4). Im Konzept wird davon ausgegangen, dass der maximal realisierbare Durchmesser eines Bohrlochs in 4.000 m Tiefe bei 800 mm liege.

Abbildung 6-4 Modell der Very Deep Holes, SKB



Quelle: Project on Alternative Systems Study (PASS) Final Report (SKB 1992)

Als Einlagerungskanister wurde ein betongefüllter Titanbehälter vorgeschlagen, der einen Außendurchmesser von 500 mm aufweist. Der sichere Einschluss sollte im Wesentlichen durch die hohe Salinität des Grundwassers in der angestrebten Einlagerungstiefe und dadurch bedingt geringe Bewegung und Austausch mit höheren Grundwasserstockwerken erreicht werden. Bei einem erneuten Methodenvergleich 2010 kommt SKB jedoch zu dem Schluss, dass aktuelle Bohrtechnik in einer Tiefe von 4.000 m nur Bohrlöcher mit einem Durchmesser von 445 mm erlaube. 800 mm durchmessende Bohrungen, die zur Einlagerung von Kanistern mit intakten Brennelementen von Druckwasserreaktoren benötigt würden, seien technisch nicht umsetzbar (SKB 2010).

Spätere Konzepte und Studien anderer Staaten bauen auf den Ergebnissen von PASS auf. So diskutieren (Chapman und Gibb 2003) eine Reihe von in der Vergangenheit vorgeschlagenen alternativen Entsorgungsoptionen auf Basis von Bohrlochlagerung, die sie in sieben generische Kategorien gruppieren (Tabelle 6-1). Von diesen wird lediglich das Entsorgungsmodell „Low-Temperature (Encapsulated) Borehole Disposal“¹⁰, das auf dem schwedischen VDH-Konzept aufbaut (siehe oben), als realistisch eingeschätzt und intensiv diskutiert. Darüber hinaus wird auf weitere mögliche Wirtsgesteine für die Endlagerung in tiefen Bohrlöchern hingewiesen wie beispielsweise Tongesteine in Italien oder Salzformationen in den USA (Tabelle 6-1).

In den USA rückte die Idee der Bohrlochlagerung kurzfristig erneut in den Fokus, nachdem die Arbeiten am Endlagerbergwerk im Yucca Mountain 2011 eingestellt worden waren. So hat das Department of Energy (US-DOE) der USA die Forschung zur Endlagerung in tiefen Bohrlöchern zunächst intensiviert und ein Projekt für einen Feldtest ins Leben gerufen. Das Projekt wurde allerdings im Mai 2017 eingestellt, der projektierte Feldversuch nicht durchgeführt¹¹. Die Konzeptentwicklung Deep Borehole Disposal (DBD) durch die Sandia National Laboratories (Sandia 2016) sieht eine gestapelte Einlagerung von Containern in einer Tiefe zwischen 3.000 m und 5.000 m unter GOK vor, versiegelt durch eine Folge von Bohrlochverschlüssen in einem unverrohrten Bohrloch bis in eine Tiefe von 2.000 m unter GOK und weitere Verschlüsse oberhalb in einem verrohrten Bohrloch (siehe Abbildung 6-4). Das Referenzbohrloch des Konzepts wurde mit einem Anfangsdurchmesser von 36" (~ 910 mm) und einem Durchmesser im Einlagerungsbereich von 17" (~ 430 mm) geplant. Die Teleskopverrohrung sollte im Einlagerungsbereich einen Durchmesser von 13 3/8" (~ 340 mm) erreichen. Als Referenzkanister wurde ein Stahlkanister mit einem Durchmesser von 10,75" (~270 mm) vorgesehen.

Variante A geht von einer Einlagerungstiefe von 5.000 m und einem Bohrlochdurchmesser von 100 cm gemäß einer Vorgabe der Endlagerkommission für die Studie aus. Variante A 1 berücksichtigt eine Optimierung durch Reduzierung der Wandstärke des generischen Einlagerungsbehälters unter Berücksichtigung von Anforderungen wie Widerstand gegenüber Korrosionsprozessen.

Variante B geht von einer auf 4.200 m verringerten Einlagerungstiefe aus, wodurch eine weitere Verringerung der Wandstärke des Behälters und damit eine geringerer Bohrlochdurchmesser realisiert werden könnten. In Variante C wird durch eine weitere Verringerung der Einlagerungstiefe und dadurch mögliche weitere Verringerung der Wandstärke des Einlagerungsbehälters eine Verringerung des benötigten Bohrlochdurchmessers auf 75 cm erreicht.

¹⁰ Die Bezeichnung „Low-Temperature Borehole Disposal“ wird von den Autoren gewählt, um das Verfahren von anderen Konzepten einer Bohrlochlagerung abzugrenzen, bei denen Abfälle mit einer Wärmeleistung eingebracht werden sollen, die ausreicht, das Gestein in der Umgebung des Bohrlochs zu schmelzen (Rock Melting). Auf diese Weise sollen die Abfälle sukzessive tiefer in die Erdkruste sinken. Siehe dazu auch Kapitel 6.1.

¹¹ Siehe unter <https://www.energy.gov/articles/studying-feasibility-deep-boreholes>

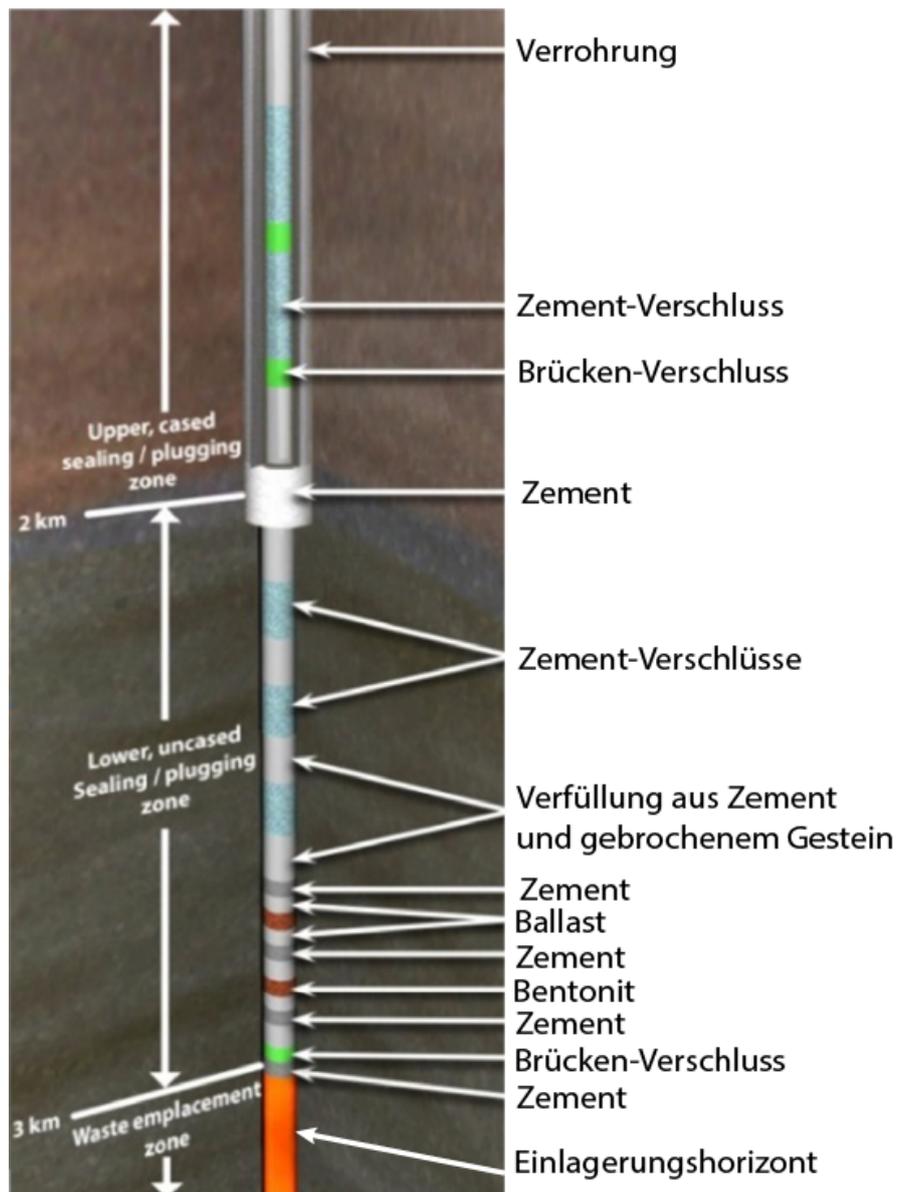
Tabelle 6-1 Techniken zur Bohrlochlagerung nach (Chapman und Gibb 2003)

Gruppe von Entsorgungsoptionen	Kurzbeschreibung
In-Situ-Melting	Mehrere kleine HLW ¹² -Container werden am Boden eines Bohrlochs oder einer Kaverne positioniert und mit Gesteinsbruch eingeschlossen. Durch die Wärmeentwicklung werden Abfälle, Container und Gestein miteinander verschmolzen
Deep Self-Burial	In dieser Gruppe werden verschiedene Möglichkeiten zum Rock-Melting (siehe Kapitel 6.1) zusammengefasst, also Konzepte, die ein Aufschmelzen von Gestein durch die Wärmeleistung der radioaktiven Abfälle und gravitatives Einsinken der Abfallgebinde in die Erdkruste zugrunde legen
Low-Temperature (Encapsulated) Borehole Disposal	Diese Gruppe umfasst Konzepte zur Entsorgung hochradioaktiver Abfälle in Containern am Boden von Bohrlöchern, die anschließend versiegelt werden
Disposal in Former Hydrocarbon Wells	Einlagerung hochradioaktiver Abfälle in schmalen Containern in ausgeförderten Kohlenwasserstoff-Förderbohrungen
High-Temperature (Encapsulated) Borehole Disposal	Hitzebeständige HLW-Container werden am Boden von Bohrlöchern in 4-5 km Tiefe in Granit eingelagert. Durch die Wärmeentwicklung der Abfälle schmilzt das umgebende Gestein bei etwa 850 °C auf und schließt die Abfallgebinde ein, wenn die Wärmeleistung nachlässt
Hybrid (Encapsulated) Borehole Disposal	Einlagerung von HLW-Containern in Bohrlöchern. Um die Bohrlöcher zu versiegeln, werden in regelmäßigen Abständen einzelne Container mit besonders hoher Wärmeleistung eingebracht, um das Wirtsgestein zu schmelzen und auf diese Weise einen Bohrlochverschluss herzustellen. Alternativ soll ein Verschluss durch elektrisches Aufheizen des Gesteins herbeigeführt werden
Spent Sealed-Source Disposal	Entsorgung nicht mehr genutzter verschlossener Strahlenquellen aus Medizin, Forschung und industriellen Anwendungen in Bohrlöchern von wenigen hundert Metern Tiefe

Quelle: Techniken zur Bohrlochlagerung nach (Chapman und Gibb 2003)

¹² High Level Waste (hochradioaktiver Abfall)

Abbildung 6-5 Konzept des Deep Borehole Disposal, Sandia National Laboratories



Quelle: Bearbeitet nach: (Sandia 2016) Deep Borehole Field Test Conceptual Design Report

In Deutschland stellen die Arbeiten von (GRS 2016), (GRS 2017) sowie (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018) die aktuellsten konzeptionellen Arbeiten zur Bohrlochlagerung dar. Das von (GRS 2016) entwickelte Grundkonzept geht, wie das DBD-Konzept, von einem Einlagerungsbereich in einer Tiefe zwischen 3.000 und 5.000 m aus (GRS 2016, S. 42). Mehrere geologische Barrieren sollen den langfristig sicheren Einschluss der Abfallstoffe gewährleisten. Dazu gehören abdichtende Gesteinsschichten im Hangenden des Einlagerungshorizonts – genannt werden Tongesteine und Salz – sowie eine Fallenstruktur für Gase, die im Einlagerungsbereich freigesetzt werden könnten. „Zwei unabhängig wirkende geologische Barrieren“ (GRS 2016) werden als Mindestanforderung genannt. Von den Autoren wird unter anderem detailliert auf Anforderungen an mögliche Behälterdesigns und daraus resultierend benötigte Bohrlochdurchmesser eingegangen. Dazu werden auch zwei Varianten mit geringeren Einlagerungstiefen von 4.200 m bzw. 3.600 m

untersucht und die minimal benötigten Bohrl Lochdurchmesser für eine Lagerung hochradioaktiver Abfälle der Bundesrepublik Deutschland berechnet (Siehe Abbildung 6-6).

Abbildung 6-6 Varianten für generische Konzepte zur Bohrlochlagerung

Tab. 7-14 Vergleich Kenndaten Bohrloch und Behälter Varianten A, A1, B, C

Variante	Bohrloch- teufe [m]	Bohrloch- durchmesser [cm]	Wandstärke Behälter [cm]	Anzahl Be- hälter je Bohrloch	Anzahl be- nötigte Bohrlöcher
A	5.000	100	15,1	356	31
A1, optimiert	5.000	90	10,0	363	31
B	4.200	80	6,5	205	55
C	3.600	75	4,5	103	107

Quelle: (GRS 2016)

In (GRS 2017) wird an diese Arbeiten angeknüpft und ein „Endlagerkonzept einer tiefen Bohrlochlagerung (Deutschland)“ (GRS 2017) diskutiert. Hier wird von einer Tiefe des Einlagerungsbereichs von 1.500 m bis 3.500 m ausgegangen. (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018) vergleichen die generischen Konzepte von (GRS 2016) mit den Konzepten DBD (Sandia National Laboratories) und VDH (SKB). Die Autoren setzen sich mit technischer Machbarkeit, den Anforderungen an einen Sicherheitsnachweis und dem Forschungsbedarf auseinander. Sie definieren dazu zunächst den Begriff der Tiefen Bohr Löcher für ihr Forschungsvorhaben als „Bohr Löcher mit einer Tiefe von 3000 m bis 5000 m ab der Geländeoberfläche“ (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018). Zwei Konzepte, die sich im Wesentlichen durch den Enddurchmesser des Bohr Lochs (900 mm / 445 mm) unterscheiden, werden einander gegenübergestellt und Chancen und Risiken der Konzepte tabellarisch dargestellt und bewertet. Der Bohr Lochdurchmesser von 900 mm wird dabei aus dem optimierten Konzept nach (GRS 2016) für eine Tiefe von 5.000 m abgeleitet (siehe Abbildung 6-6), 445 mm stellen nach den Autoren den „Stand der Technik der konventionellen Tiefbohrtechnik der Öl- und Gasindustrie“ dar (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018). Bezogen auf den Bohrdurchmesser von 900 mm wird betont, dass „ein so großer Bohrdurchmesser mit dem derzeitigen Stand der Technik nicht umsetzbar“ sei (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018).

Das britische Committee on Radioactive Waste Management (CoRWM) setzt sich in einem Positionspapier vom 4. Juli 2019 mit der Möglichkeit der Endlagerung radioaktiver Abfälle in tiefen Bohr Löchern auseinander. Es wird festgehalten, dass die Bohr Lochlagerung keine Option für die Endlagerung aller radioaktiven Abfälle des Vereinigten Königreichs darstellt, jedoch unter Umständen eine Entsorgungsoption für bestimmte Stoffe darstellen könne (CoRWM 2019).

6.4.3 Weitere Konzepte zur Bohrlochlagerung

Neben den oben dargestellten Konzepten zur Endlagerung radioaktiver Abfälle in vertikalen Bohrlöchern mit einer Tiefe von mehreren tausend Metern wird in den letzten Jahren verstärkt die Möglichkeit von Bohrlochlagerung in horizontalen Bohrlöchern in geringeren Tiefen diskutiert. Das Konzept wird im Wesentlichen von der 2016 gegründeten Firma Deep Isolation, Inc. vertreten.

Die Firma arbeitet an der Entwicklung eines kommerziellen Konzepts. Dabei soll zunächst eine vertikale Bohrung abgeteuft und in entsprechender Tiefe so abgelenkt werden, dass ein horizontales, leicht ansteigendes Bohrloch entsteht, in dem Container mit radioaktiven Abfällen eingelagert werden können (Abbildung 6-7). (Muller et al. 2019) stellen die Idee der Lagerung ganzer Brennelemente in Containern in horizontalen Bohrlöchern in einer Tiefe von mehr als 1.000 m vor. Der Durchmesser des vorgesehenen Bohrlochs beträgt 450 mm. Die Autoren zählen eine Reihe von Vorteilen des Konzepts auf:

- Vereinfachte Standortauswahl, Konstruktion, Handhabung von Abfallgebinden, Transport, Einlagerung und Verschluss
- leichtere Konstruktion technischer Barrieren, in diesem Fall Bohrlochverschlüsse, durch den begrenzten Bohrl Lochdurchmesser
- geringere Auflockerungszone um ein Bohrloch im Vergleich zu Schächten und Strecken in einem Bergwerk
- bessere Wärmeverteilung durch die geringere Abfalldichte auf Grund der Bohrlochgeometrie
- Flexibilität zur Anpassung an geographische und geologische Gegebenheiten sowie die Spezifikationen des jeweiligen Abfallinventars
- Keine Notwendigkeit zum Einsatz von Personal unter Tage, Reduzierung von Transporten durch die Möglichkeit zur Errichtung von Bohrlochlagern am Ort des Anfalls der Abfälle oder in dessen Nähe

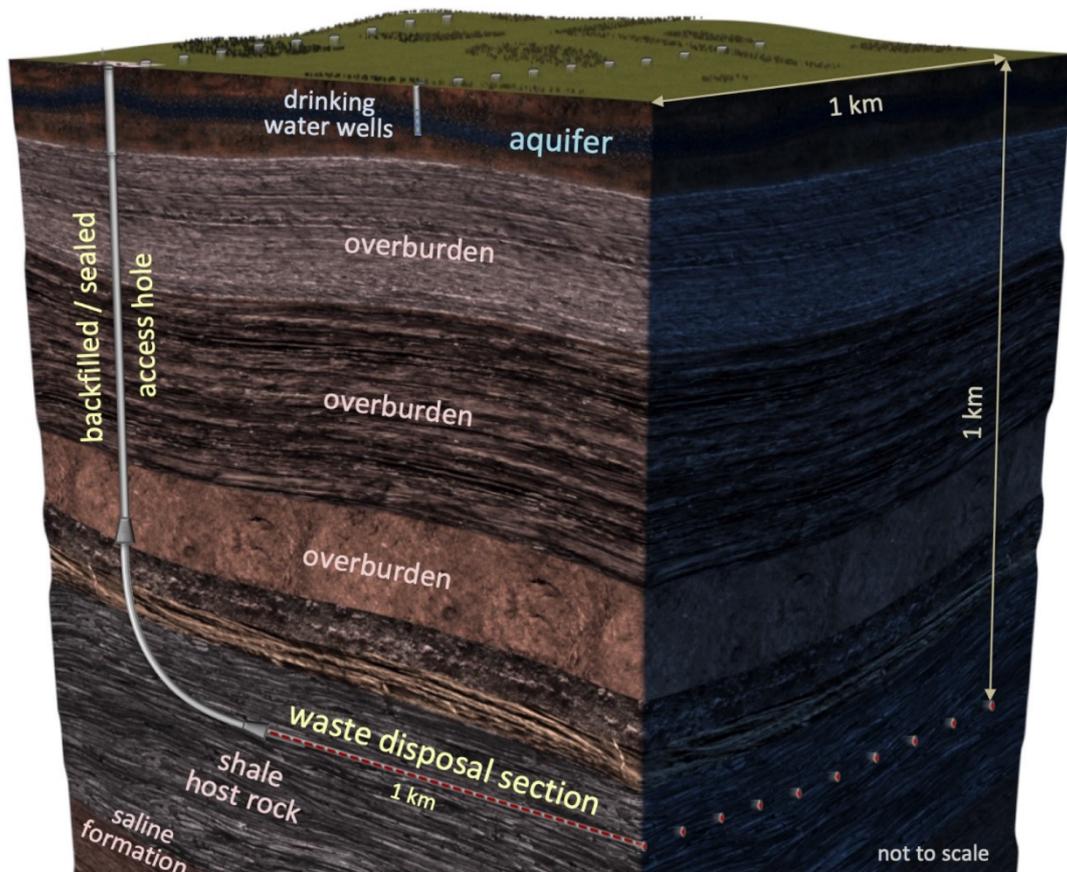
Als Herausforderungen für die Umsetzung des Konzepts werden die folgenden Punkte aufgezählt:

- Das Fehlen eines Regelwerks zur Genehmigung der Endlagerung radioaktiver Abfälle in Bohrlöchern (bezogen auf die USA)
- Die direkte Beurteilung des Wirtsgesteins unter Tage durch Menschen ist nicht möglich. Es wird aber davon ausgegangen, dieses Defizit durch technische Lösungen zur Charakterisierung sowohl aus dem Bohrloch heraus als auch durch geophysikalische Methoden von Übertragung kompensieren zu können
- Wissenschaftler, Ingenieure, Regulierungsbehörden, Stakeholder und die Öffentlichkeit müssen Vertrauen in die Eignung und Sicherheit der Bohrlochlagerung haben. Als wichtigste Maßnahme dazu werden die Durchführung einer umfassenden Eignungsbewertung und einer Sicherheitsanalyse genannt

Von (Krall et al. 2020) werden insbesondere die Vorteile der Flexibilität und der Möglichkeit einer Errichtung eines Bohrloch-Endlagers jeweils an den Orten des Abfallaufkommens in Zweifel gezogen. Sie gehen davon aus, dass geeignete geologische Bedingungen für die Bohrlochlagerung hochradioaktiver Abfälle deutlich seltener anzutreffen sind als angenommen und ein robustes

ortsspezifisches Forschungsprogramm zur Charakterisierung jedes Standortes benötigt wird. Auch verweisen (Krall et al. 2020) darauf, dass die Datenerhebung aus einem Bohrloch heraus nicht mit den Möglichkeiten vergleichbar sind, die ein Erkundungsbergwerk bietet, und daher Modelle zur Langzeitsicherheit immer mit hohen Unsicherheiten behaftet sein werden.

Abbildung 6-7 Schemazeichnung zur horizontalen Bohrlochlagerung



Quelle: (Deep Isolation, Inc. 2020)

Im Mai 2020 wurden numerische Simulationen zu einem möglichen Langzeitsicherheitsnachweis für das von der Firma entwickelte Konzept zur Bohrlochlagerung veröffentlicht (Deep Isolation, Inc. 2020). (GRS 2020) fasst die Durchführung und Ergebnisse dieses generischen Safety Cases zusammen. Die Autoren der Studie (Deep Isolation, Inc. 2020) kommen zu dem Schluss, die Endlagerung in horizontalen Bohrlöchern sei ein gangbares Konzept für die Endlagerung abgebrannter Brennelemente. Gleichzeitig wird darauf hingewiesen, dass es sich bei der dargestellten Simulation um vorläufige Berechnungen auf Grundlage vereinfachter Annahmen handelt.

Am 9. Februar 2021 stellte Deep Isolation die Ergebnisse einer Untersuchung zur Umsetzung ihres Konzepts in Estland im Rahmen der Fermi Nuclear Energy Conference¹³ vor. Das Unternehmen kommt zu dem Schluss, dass eine Endlagerung in horizontalen Bohrlöchern in etwa 1.500 m Tiefe in Estland möglich ist.

¹³ <https://fermi.ee/conference/>

Im September 2019 wurde im Rahmen eines öffentlichen Symposiums zum Verordnungsgebungsverfahren¹⁴ für Endlagersicherheitsanforderungsverordnung und Endlagersicherheitsuntersuchungsverordnung die Idee des Deep Big Hole Disposal vorgestellt. Die Studie sieht einen Schacht mit einem Durchmesser von 12 m vor, der als Bohrung bis zu 2.700 m tief in ein Steinsalzvorkommen abgeteuft wird (Deep Big Hole Disposal¹⁵). Im Einlagerungsbereich soll die Schachtröhre auf einen Durchmesser von bis zu 23 m erweitert werden. Abfälle sollen in Transport- und Lagerbehältern eingelagert werden und der Schacht anschließend verfüllt und verschlossen. Von diesem Konzept existieren bisher lediglich Zeichnungen und Animationen¹⁶. Kenntnisse über Feldversuche oder konkrete Umsetzungspläne liegen nicht vor.

6.4.4 Aktuelle Beiträge zur Bohrlochlagerung hochradioaktiver Abfälle

Die Endlagerung hoch radioaktiver Abfälle mittels Bohrlöchern ist Gegenstand von Forschung. Besonders Fragen der Langzeitsicherheitsbewertung spielen dabei eine Rolle.

In einem Abstract zur Goldschmidt-Konferenz 2020 schlagen (Bracke und Schäfer 2020) vor, während der Einlagerung von Abfällen in tiefe Bohrlöcher die Bohrspülung zu nutzen, um durch Monitoring mittels Ultra-Spurenanalyse von darin gelösten oder gasförmigen Radionukliden Leckagen aufzuspüren.

Mitarbeiter der Sandia National Laboratories kommen in einer Studie (Lopez et al. 2020) zu dem Schluss, dass in einem 2D-System mit homogener Permeabilität die hydraulische Isolation eines Bohrlochs nach Verschluss für eine Million Jahre unter bestimmten Voraussetzungen gewährleistet werden kann. Dies sind vor allem ein hoher Dichte-Kontrast und eine niedrige Permeabilität. Die Dichte von Lösungen in der Umgebung des Bohrlochs korreliert demnach direkt mit deren Transportverhalten.

(Travis et al. 2020) befassen sich mit der Isolation von Schadstoffen in einem Einlagerungsbohrloch von oberflächennahen Grundwasserleitern, die in tiefen Bohrlöchern unter anderem durch die Dichteschichtung in tiefen Grundwasserleitern gewährleistet werden soll. Ausgangspunkt ist dabei die Annahme eines 5.000 m tiefen Einlagerungsbohrlochs, das anschließend mit Frischwasser gefüllt wird. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass sich ein physikalisches Gleichgewicht in der Umgebung eines tiefen Bohrlochs nach ca. 10.000 Jahren wieder einstellt, nachdem durch dessen Abteufung die lokalen Druckverhältnisse gestört wurden. Für diesen Zeitraum müssen technische Barrieren eine Migration von Stoffen aus den eingelagerten Abfallgebinden verhindern; anschließend verhindert die wieder eingestellte höhere Salinität bzw. die höhere Dichte tiefer Grundwasserstockwerke effektiv einen Austausch mit den Lösungen in hangenden Schichten.

(Yudintsev et al. 2021) berechnen die Wärmefelder in der Umgebung von Bohrlöchern unter der Annahme, dass Wiederaufarbeitungsabfälle eingelagert werden, die im Wesentlichen die Isotope ¹³⁷Cs und ⁹⁰Sr sowie Am und Cm enthalten. Für diese Stoffe werden Geometrien von Abfallgebinden berechnet, die für die Einlagerung in Bohrlöchern geeignet sind.

¹⁴ Neben der fachlichen Diskussion wurden auch Möglichkeiten zu einer erweiterten Öffentlichkeitsbeteiligung bei Verordnungsgebungsverfahren erprobt und evaluiert. Die Ergebnisse wurden in einer Handreichung für verfahrensführende Behörden (BMU (2020b) festgehalten. Siehe dazu https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Forschungsdatenbank/fkz_4718E03290_praxistipps_bf.pdf

¹⁵ <https://www.youtube.com/watch?v=mg8vk4JpnF8>

¹⁶ <https://www.youtube.com/watch?v=mg8vk4JpnF8>

6.5 Konsequenzen für die Entsorgung radioaktiver Abfälle in Deutschland

6.5.1 Rahmenbedingung der Entsorgungsoption

Ausgehend von der Verabschiedung des Gesetzes zur Suche und Auswahl eines Standortes für ein Endlager für hochradioaktive Abfälle (Standortauswahlgesetz - StandAG) ist seit 2013 das Regelwerk zur Entsorgung hochradioaktiver Abfälle in der Bundesrepublik Deutschland aktualisiert worden. Im Rahmen ihrer Arbeit zur Evaluierung des StandAG ist das Konzept der tiefen Bohrlochlagerung zuletzt durch die Kommission Lagerung hoch radioaktiver Abfallstoffe (Endlagerkommission) in Deutschland diskutiert worden (siehe Kapitel 6.1). In einem Gutachten für die Endlagerkommission kommen GRS (2016) zu dem Schluss, „eine Lagerung hoch-radioaktiver Abfälle in großen Tiefen mittels tiefer Bohrungen“ könne „unter der Voraussetzung einer aktiven Unterstützung von Forschung und Entwicklung sowie Verzicht auf eine Bergbarkeit mittelfristig in Deutschland eine denkbare technische Option sein“.

Wesentliche Rahmenbedingungen für eine Entsorgung hochradioaktiver Abfälle der Bundesrepublik Deutschland in Bohrlöchern sind neben der Bohrtechnik selber (siehe Kapitel 6.4.1 und 6.4.2) die zu entsorgenden Abfälle sowie das geltende nationale Regelwerk (siehe Kapitel 6.5.2). Die zur Aufbewahrung von deutschen Wiederaufarbeitungsabfällen verwendeten CSD-Kokillen haben einen Durchmesser von 430 mm. Während Brennelemente zerlegt und die Brennstäbe anschließend in Container mit einem für die Bohrlochlagerung geeigneten Durchmesser umverpackt werden könnten, ist die Anpassung bereits verglaste oder hochdruckkompaktierter Abfälle nur mit sehr hohem Aufwand möglich. Diese Abfälle müssten dafür erneut aufgeschmolzen bzw. zertrennt und neu verpackt werden. Voraussetzung für diese Arbeiten wäre eine spezielle kerntechnische Anlage, die geplant, genehmigt, errichtet, betrieben und schließlich ebenfalls entsorgt werden müsste. Eine Neukonditionierung von in Kokillen verpackten Abfällen wird daher von allen Autoren (siehe beispielsweise (GRS 2016), (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018) als zu aufwändig eingestuft. Darüber hinaus weisen (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018) darauf hin, dass die Errichtung einer Anlage zur Rekonditionierung verglaste Abfälle „als Wiedereinstieg in die Kerntechnikindustrie angesehen werden kann und damit im Widerspruch zur gültigen Gesetzeslage steht“.

Der Durchmesser der Kokillen bestimmt folglich den benötigten Innendurchmesser des verrohrten Bohrlochs im Einlagerungsbereich, das die Abfälle aufnehmen muss. (GRS 2016) weisen darauf hin, dass CSD-Kokillen nicht druckstabil sind und zur Einlagerung in Bohrlöchern in einen druckstabilen Einlagerungsbehälter verpackt werden müssten. Zwischen diesem Container und der Innenwand der Bohrlochverrohrung muss zudem ein Ringraum verbleiben, um den Behälter handhaben zu können.

(Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018) berechnen für ein Bohrloch von 44,45 mm Durchmesser (17 ½ "), siehe auch Kapitel 6.2.1, mit einer Verrohrung nach API-Standard und einem freien Ringraum um einen Endlagerbehälter von 24 mm einen maximalen Behälteraußendurchmesser von 265 mm. Die Einlagerung von CSD-Kokillen in tiefen Bohrlöchern zwischen 3.000 m und 5.000 m ist nach dem derzeitigen Stand der Technik demnach nicht möglich. Um die Einlagerung von CSD-Kokillen in Bohrlöchern in mehreren tausend Metern Tiefe zu ermöglichen, besteht entsprechend Forschungs- und Entwicklungsbedarf. Nach (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018) betrifft dies Tiefbohrtechnik zur Herstellung tiefer Bohrlöcher für die Endlagerung, die Möglichkeit der Bergung eingelagerter Abfälle aus Bohrlöchern,

den Nachweis eines einschlusswirksamen Gebirgsbereichs¹⁷, Erkundungsverfahren, die eine präzisere Beschreibung der geologischen Verhältnisse im Einlagerungsbereich und im Umkreis bis ca. 50 m erlauben, die Entwicklung geeigneter Einlagerungsbehälter und Einlagerungstechnik und deren Erprobung sowie die Erprobung von Bohrlochverschlüssen und die Entwicklung von Maßnahmen zur Havariebewältigung.

Wie in Kapitel 6.2.5 dargestellt, geht das deutsche Regelwerk von der Entsorgung hochradioaktiver Abfälle in einem Endlagerbergwerk aus. (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018) stellen daher fest, dass „Eine Prüfung, inwieweit einzelne Randbedingungen bei einer Endlagerung in tiefen Bohrlöchern die derzeitigen gesetzlichen Vorgaben und Anforderungen in den Verordnungen erfüllen, [...] jedoch letztlich nur eingeschränkt sinnvoll durchführbar“ sei. „Dementsprechend müssten die gesetzlichen Vorgaben und Anforderungen sinnvoll im Hinblick auf eine Endlagerung in tiefen Bohrlöchern um- oder neu formuliert werden (Technische Universität Bergakademie Freiberg 2018)“. Ähnliches hatte schon die Blue Ribbon Commission der USA¹⁸ festgehalten. Sie kam zu dem Schluss, dass im Zusammenhang mit alternativen Entsorgungsoptionen wie der Endlagerung in tiefen Bohrlöchern möglicherweise nicht das gleiche Maß an Rückholbarkeit umsetzbar oder notwendig sei und regulatorische Anforderungen und Zeiträume im Rahmen einer Evaluierung von Anforderungen an Endlagersysteme neu bewertet werden könnten und sollten (BRC 2012 S. 53). Um die Nutzung der Bohrlochtechnologie zur Entsorgung hochradioaktiver Abfälle der Bundesrepublik Deutschland zu ermöglichen, müsste das nationale Regelwerk, insbesondere AtG, StandAG, EndSiAnfV und EndSiUntV, an die Besonderheiten der Entsorgungsoption angepasst werden.

6.5.2 Sicherheitsaspekte

Nach § 4 Abs. 2 der EndSiAnfV hat „das vorgesehene Endlagersystem [...] den sicheren Einschluss der radioaktiven Abfälle passiv und wartungsfrei durch ein robustes, gestaffeltes System verschiedener Barrieren mit unterschiedlichen Sicherheitsfunktionen zu gewährleisten“. Als wesentliche Barrieren zum Erreichen des sicheren Einschlusses werden ein oder mehrere einschlusswirksame Gebirgsbereiche oder, wenn in kristallinen Gesteinen kein einschlusswirksamer Gebirgsbereich ausgewiesen werden kann, geeignete technische und geotechnische Barrieren genannt.

Die alternative Darstellung eines langzeitsicheren Einschlusses durch die Nutzung technischer und geotechnischer Barrieren kommt bei der Bohrlochlagerung aufgrund des geringen Bohrlochdurchmessers schnell an Grenzen. Der qualifizierte und langzeitsichere Verschluss eines Bohrlochs selbst gegen einen axialen Transport von Schadstoffen durch das Bohrloch ist darstellbar. Im Konzept für den vom DOE projektierten Feldversuch gehen die Sandia National Laboratories (2016) von einem Verschluss des Bohrlochs mit einer Permeabilität von weniger als 10^{-16} m^2 aus.

Während also das Bohrloch zur Oberfläche hin sicher verschlossen werden kann, ist die Errichtung technischer und geotechnischer Barrieren gegenüber dem Wirtsgestein im Einlagerungshorizont schwerer zu realisieren. Barrieren, die die eingelagerten Abfälle radial gegen das Bohrloch abschirmen bzw. das Bohrloch gegen das umgebende Gestein, wären nach aktuellem Stand auf den Einlagerungsbehälter, die Verrohrung und den zementierten Ringraum zwischen Bohrlochwand

¹⁷ hier wird von einer Übertragung des aktuellen Regelwerks auf die Bohrlochlagerung ausgegangen

¹⁸ Die „Blue Ribbon Commission on America’s Nuclear Future (BRC)“ hatte zwischen 2010 und 2012 die Aufgabe, mögliche Entsorgungsoptionen für radioaktive Abfälle aus der Energieerzeugung zu untersuchen

und Verrohrung beschränkt. Bei einer Einlagerung in geringeren Tiefen, wie sie für das Konzept der horizontalen Bohrlochlagerung (siehe Kapitel 6.4.3) geplant werden, ist es denkbar, dass in der Zukunft auch größere Durchmesser realisiert werden, siehe Kapitel 6.2.1, wodurch die Möglichkeit zur Nutzung technischer und geotechnischer Barrieren erweitert werden kann.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass weiterer Forschungsbedarf hinsichtlich angepasster Sicherheitskonzepte für die Endlagerung in Bohrlöchern besteht. Darüber hinaus müssten Methoden zur Durchführung von Langzeitsicherheitsbewertungen und Monitoring für Endlager in Bohrlöchern entwickelt werden.

6.5.3 Entwicklungsstand

Forschungs- und Entwicklungsbedarf zur Option einer Bohrlochlagerung hochradioaktiver Abfälle der Bundesrepublik Deutschland besteht auf mehreren Ebenen. Das gilt sowohl für eine mögliche Lagerung in vertikalen Bohrlöchern in mehreren tausend Metern Tiefe, wie von der Endlagerkommission betrachtet, als auch für das jüngere Konzept der Endlagerung in horizontalen Bohrlöchern in Tiefen zwischen 1.000 m und 2.000 m.

Hinsichtlich der Bohrtechnik liegt die größte Herausforderung in der Herstellung von Bohrlöchern mit ausreichenden Durchmessern, um auch die deutschen Wiederaufarbeitungsabfälle einlagern zu können. Alle weiteren technischen Einrichtungen wie die Verrohrung von Einlagerungsbohrlöchern oder geotechnische Bohrlochverschlüsse sind angepasst an den jeweiligen Durchmesser möglicher großkalibriger Bohrungen zu entwickeln; die grundlegenden Techniken dazu existieren jedoch.

Weiterer Entwicklungsbedarf besteht hinsichtlich der Anforderungen, die an die Rückholbarkeit und Bergbarkeit von Endlagergebinden zu stellen sind. Während Rückholbarkeit eingelagerter Abfallgebände während des Betriebs aus nicht verschlossenen Bohrlöchern möglich ist und auch bereits demonstriert wurde, scheint eine Bergung aus einem verschlossenen Bohrloch, insbesondere aus großen Tiefen, bisher nicht realisierbar. Eine Möglichkeit könnte das Überbohren des Einlagerungsbohrlochs darstellen; diese Technik erfordert aber wiederum eine Bohrung mit größerem Durchmesser als das Einlagerungsbohrloch.

Weiterhin erfordert die Realisierung von Bohrlochlagern die Entwicklung angepasster Sicherheitskonzepte. Es müssen Barrieren zum sicheren Einschluss der eingelagerten Radionuklide entwickelt werden, die den besonderen Anforderungen der Bohrlochlagerung Rechnung tragen. Darauf aufbauend muss eine Methode zur Sicherheitsbewertung entwickelt werden, die den sicheren Einschluss in einem Bohrlochlager zur Grundlage hat.

Ein wesentlicher Gesichtspunkt sowohl zur Standortauswahl als auch zur Sicherheitsbewertung ist die Charakterisierung des Gebirges. Da nach heutigem Stand ein Endlager in Bohrlöchern nur wenige Möglichkeiten zur Nutzung technischer und geotechnischer Barrieren bietet, kommt der Auswahl eines geeigneten Standorts, an dem der sichere Einschluss durch mehrere geologische Barrieren gewährleistet und gezeigt werden kann, eine besondere Bedeutung zu.

Sollte die Bohrlochlagerung in der Zukunft realisiert werden, kann die Technik möglicherweise auch einen Beitrag zur Entsorgung radioaktiver Abfälle leisten, die auch nach der Beendigung der Kernenergienutzung in Deutschland weiter anfallen werden. Für geringe Abfallmengen, die beispielsweise aus Anwendungen in Medizin, Forschung und Industrie resultieren, kann die Entsorgung mittels Bohrlochlagerung unter Umständen eine sinnvolle Option darstellen.

In die Darstellung des Technology Readiness Levels für Bohrlochlagerung wurden die wesentlichen technischen und konzeptionellen Herausforderungen aufgenommen. Wie in Kapitel 6.4.1 dargestellt ist die Bohrtechnik eine weitgehend ausgereifte Technologie. Für die Anforderungen der Bohrlochlagerung muss sie an spezielle Anforderungen angepasst werden; es kann aber davon ausgegangen werden, dass diese Herausforderung bei entsprechendem Entwicklungsaufwand gelöst werden kann. Gleiches gilt für die Einlagerungstechnik, die hier mit der Bohrtechnik gemeinsam betrachtet wird. Sowohl für Bohrtechnik als auch für Einlagerung wurde die Machbarkeit nachgewiesen und, speziell für die Bohrtechnik, auch der Leistungsnachweis erbracht.

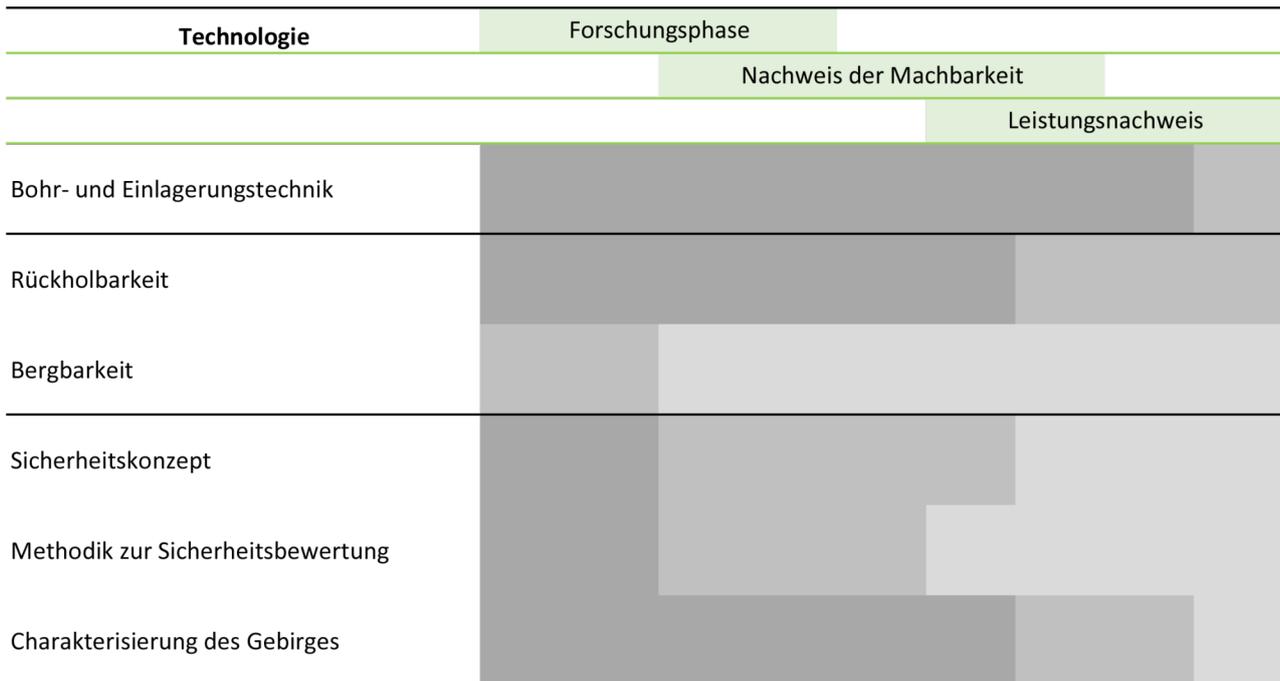
Rückholbarkeit und Bergbarkeit wurden als eigene Techniken in die TRL-Darstellung integriert. Während Rückholbarkeit aus vertikalen Bohrlöchern mit realen Abfallgebinden und für horizontale Bohrlöcher immerhin mit einem unbeladenen Container demonstriert und Machbarkeit damit nachgewiesen wurde, wird Bergbarkeit in einer frühen Forschungsphase verortet.

Sicherheitskonzepte zur Bohrlochlagerung wurden in der Vergangenheit für vertikale tiefe Bohrlöcher und werden aktuell für horizontale Bohrlöcher entwickelt. Da diese Konzepte auf Methoden aufbauen, die auch für Sicherheitskonzepte in Endlagerbergwerken verwendet werden, wird davon ausgegangen, dass für Teile der genutzten Techniken Machbarkeit oder sogar ein Leistungsnachweis vorliegen.

Die Methodik zur Sicherheitsbewertung wird als weniger weit entwickelt eingestuft. Während das Sicherheitskonzept sich auf geologischen Barrieren und damit bekannter Technik abstützt, muss zur Sicherheitsbewertung eine Methodik entwickelt werden, die ohne die Möglichkeiten zum Ziel führt, die ein Erkundungsbergwerk bietet.

Gleiches gilt für die Charakterisierung des Gebirges. Hier wird jedoch ein höherer TRL angenommen, da auch die Datenerhebung zur Charakterisierung von Wirtsgestein und geologischen Barrieren für ein Endlagerbergwerk zu weiten Teilen von der Oberfläche aus erfolgt.

Abbildung 6-8 Technology Readiness Level für Bohrlochlagerung



Quelle: Eigene Abschätzungen

Der Technology Readiness Level ist ein relativer Maßstab. Trotz einer Einordnung in denselben Entwicklungsstand können sich zwei Technologien bezüglich des jeweils benötigten absoluten Aufwandes (Kosten, Zeiten) deutlich unterscheiden, auch ist der Aufwand nicht proportional zum Technology Readiness Level

7 Partitionierung und Transmutation (P&T)

7.1 Grundlagen

P&T umfasst verschiedene Verfahren und Varianten, um langlebige radioaktive Substanzen aus den nuklearen Abfällen gezielt abzutrennen (Partitionierung, P) und durch Bestrahlung in spezifischen Kernreaktoren in kurzlebige Isotope umzuwandeln (Transmutation, T). P&T verspricht damit im Wesentlichen die Möglichkeit, das Risiko der Entsorgung hoch radioaktiven Atommülls zu reduzieren oder sogar die Notwendigkeit eines geologischen Endlagers ganz zu beseitigen. Damit wäre eines der Hauptprobleme der nuklearen Energieerzeugung gelöst.

Statt die abgebrannten Brennelemente aus dem Reaktor bzw. dem Brennelementbecken direkt in Behälter zu verladen, in ein Zwischenlager zu transportieren und nach der erforderlichen Zwischenlagerzeit in ein Endlager zu verbringen, werden sie in einer P&T Anlage mit chemisch-physikalischen Verfahren behandelt.

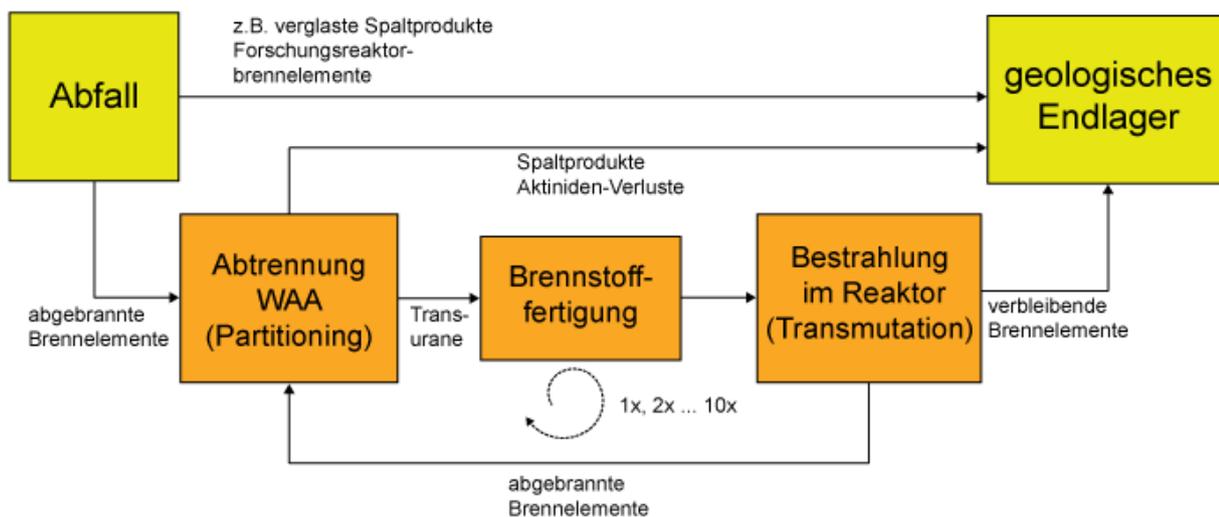
Die Umsetzung einer P&T-Strategie beinhaltet im Wesentlichen die Schritte (siehe Abbildung 7-1):

1. *Partitionierung*: Abgebrannte Brennelemente aus Reaktoren werden nach der erforderlichen Abklingzeit in einem Zwischenlager in eine Wiederaufbereitungsanlage (WAA) verbracht. Dort werden die Brennstoffpellets chemisch aufgelöst und die enthaltenen radioaktiven Stoffe in verschiedenen chemischen Prozessschritten in mehrere Produktströme separiert. Großtechnisch wird schon seit den 1950er Jahren Plutonium und Uran in Wiederaufbereitungsanlagen abgetrennt. Für viele P&T Konzepte sollen dazu noch die Minoren Aktinide abgetrennt werden. Es gibt auch Überlegungen bestimmte Spaltprodukte aus dem abgebrannten Kernbrennstoff abzutrennen. Jedes Element benötigt einen spezifischen chemischen Prozess für die Separation, es gibt aber auch Prozesse für eine gemeinsame Abtrennung chemisch ähnlicher Elemente.
2. *Brennstofffertigung*: Aus den separierten Transuranen werden anschließend frische Brennelemente gefertigt. Eine Möglichkeit besteht darin, Transurane in eine Uranmatrix einzubetten. Dies wird heute schon großtechnisch bei der Verwendung von abgetrenntem Plutonium in Uran/Plutonium Mischoxidbrennstoffen (MOX), die in herkömmlichen Leichtwasserreaktoren eingesetzt werden können, durchgeführt. Für P&T käme die Einbettung der Minoren Aktinide hinzu. Zur Transmutation ist es in den meisten Konzepten notwendig, zunächst die zu transmutierenden Elemente aus den hoch radioaktiven Abfällen abzutrennen, um danach aus ihnen neue Brennelemente, bzw. im Falle der Separation von Spaltprodukten geeignete Targets für eine Bestrahlung zu fertigen.
3. *Transmutation*: Die frischen Brennelemente werden in speziellen Transmutationsreaktoren eingesetzt und dort bestrahlt, um die enthaltenen Transurane zu spalten. Als Transmutationsreaktoren werden meist sogenannte *Schnelle Reaktoren* mit Mischoxid-Brennstoffen aus Uran, Plutonium und dem Zusatz von Minoren Aktiniden diskutiert. Die Bezeichnung „schnell“ beruht dabei auf der schnelleren Geschwindigkeitsverteilung der Neutronen im Reaktorkern im Vergleich zu den heute gängigen kommerziellen Leichtwasserreaktoren. Eine schnelle Geschwindigkeit der Neutronen begünstigt die Spaltung von Transuranen. Leichtwasserreaktoren sind für die Transmutation eher ungeeignet.
4. *Rezyklierung*: Nach der Bestrahlung in einem Transmutationsreaktor ist nur ein geringer Teil der ursprünglich eingesetzten Transurane gespalten. Je nach angestrebter Reduktion der Transmutation müssen daher die Schritte 1 bis 3 vielfach durchlaufen werden.

5. *Endgültige Entsorgung*: Verbleibende Abfälle werden zur Entsorgung ins Endlager abgegeben. Abhängig von den Einlagerungsbedingungen kann eine erneute Konditionierung und Umverpackung erforderlich sein.

Wie schon aus dieser Prinzipdarstellung sichtbar wird, ist eine Vielzahl an Kombinationen der einzusetzenden Technologien für den P&T-Prozess möglich. Grundsätzlich unterscheiden sich Strategien danach, ob die P&T-Technik im Rahmen einer langfristigen Strategie zur Kernenergienutzung eingebettet ist (geschlossener Brennstoffkreislauf mit Plutoniumwirtschaft, MOX-Brennstoffe) oder ob vor allem die Reduktion der Bestände an Plutonium und Minoren Aktiniden das Ziel ist. Eine weitere Unterscheidung besteht darin, ein P&T-Programm rein national oder in Kooperation mit anderen Ländern durchzuführen, so wurde etwa in (Acatech 2014) eine P&T-Strategie im europäischen Verbund betrachtet.

Abbildung 7-1 Schematische Darstellung der Transmutation



Quelle: Öko Institut e.V.

7.2 Rahmenbedingungen von P&T als Entsorgungsoption

Das Ziel, Mensch und Umwelt vor künftig möglichen schädlichen Auswirkungen radioaktiver Stoffe zu schützen, soll bei Anwendung von P&T primär durch deren kernphysikalische Umwandlung in nicht radioaktive oder zumindest kurzlebige radioaktive Stoffe erreicht werden und nicht durch den langfristigen sicheren Einschluss der Abfälle. Idealerweise, so lauten manche Versprechungen, soll nach einer vollständigen Umwandlung und Abklingzeit der kurzlebigen Stoffe sogar der Verzicht auf ein Endlager möglich werden, im Widerspruch zu Schritt fünf oben.

Typische Kriterien, die als Anforderungen an ein Endlager herangezogen werden, sind die Langzeitsicherheit des Einschlusses, die Wärmeentwicklung und das Volumen der Abfälle sowie der Zeitraum für Bau und Betrieb. Entscheidend für die Konzeption sind die Zusammensetzung und die Menge, der durch das Verfahren produzierten radioaktiven Abfallströme. Der derzeitige Wissensstand wie sich P&T auf diese Kriterien auswirkt, wird in diesem Kapitel (7.2) vorgestellt.

Für die Bewertung von P&T Verfahren (siehe Kapitel 7.5) als Entsorgungsmöglichkeit in Deutschland spielen auch die Zeiträume für die Entwicklung der entsprechenden Technologien eine Rolle (siehe Kapitel 7.4).

7.2.1 Veränderung der Abfallmenge und Zusammensetzung

7.2.1.1 Verbleibende Abfallströme

In bisher geplanten geologischen Endlagern sollen Transurane und lang- und kurzlebige Spaltprodukte zusammen entsorgt werden. Die Anforderungen an das Endlager sind daher durch die Eigenschaften dieser Abfallgruppen bestimmt. Die Idee von P&T ist es, die Materialgruppen und damit auch die Anforderungen an die Entsorgung zu separieren.

Transurane: Bei den Transuranen soll ein Großteil des Inventars in den Abfällen durch Spaltung in Spaltprodukte umgewandelt werden. Aber selbst wenn für sämtliche Abfallformen Abtrenntechnologien vorhanden wären und für alle relevanten Transurane (Plutonium, Neptunium, Americium, Curium) entsprechende Technologien zur Transmutation zur Verfügung stehen würden, verblieben Restmengen in den Abfallströmen:

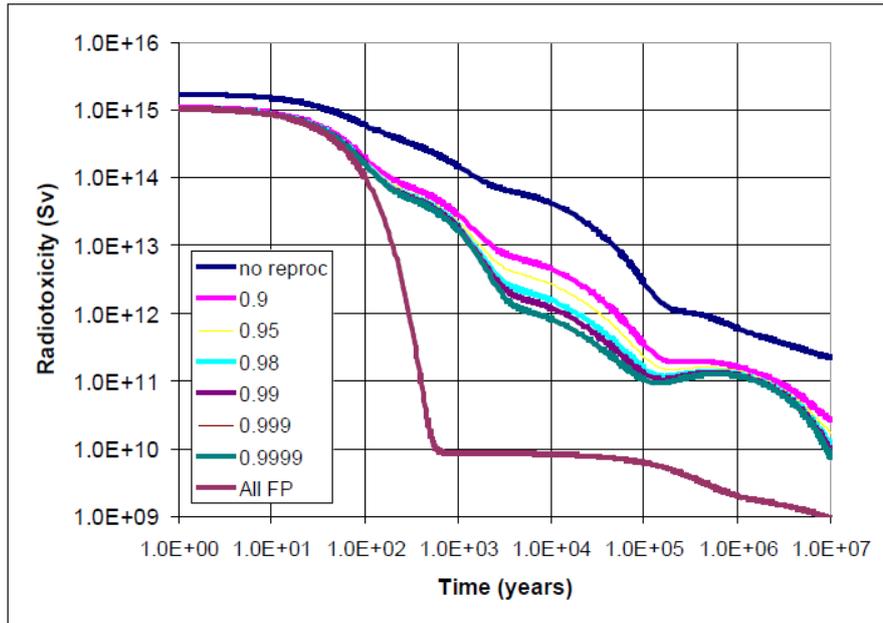
- *Transmutationseffizienz:* Da pro P&T-Zyklus nur ein bestimmter Prozentteil des jeweiligen Inventars transmutiert wird, verbleibt immer eine Restmenge an Transuranen im hoch radioaktiven Abfall, für die weiter ein Endlager benötigt wird. Je nachdem wie viele P&T Zyklen durchgeführt werden, kann dieser Prozentteil weiter gedrückt werden. Bei einer Zykluszeit von 6 Jahren braucht es 148 Jahre um ein Anfangsinventar an Transuranen auf 10 % zu reduzieren und 204 Jahre um es auf 5 % zu reduzieren, bei einer Transmutationseffizienz von 10 % pro Zyklus, die als realistischer Wert angenommen wird (Öko-Institut/ZNF 2015).¹⁹
- *Abtrenneffizienz:* Zur Restmenge tragen auch Transurane bei, die im hoch radioaktiven Abfall verbleiben, da die Effizienz der Abtrennverfahren nicht bei 100 % liegt. Je höher die Abtrenneffizienz, desto weniger Abfälle verbleiben. In Abbildung 7-2 ist der Effekt für die Abtrennung von Plutonium für verschiedene Abtrennfaktoren logarithmisch dargestellt. In Abbildung 7-3 wird auch noch zusätzlich die Abtrennung von Minoren Aktiniden (MA) für verschiedene Abtrennfaktoren gezeigt. Es ist klar ersichtlich, dass ohne eine sehr hohe Abtrenneffizienz >99 %²⁰ und ohne die Abtrennung der MA die Reduktion der Radiotoxizität (siehe Kapitel 7.2.2.1) nur um etwa einen Faktor 100 möglich ist statt um bis zu 4 Größenordnungen. Typischerweise werden in solchen Grafiken Abtrennfaktoren genutzt, die sich auf den gesamten Nutzungszeitraum von P&T beziehen. Wird für einen einzelnen Transmutationszyklus aus Bestrahlung, Lagerung, Abtrennung und Brennstoffherstellung eine Reduktion der Abfälle auf 10 % des Anfangsinventars angenommen und eine Abtrenneffizienz von 99,9 % für alle Transurane unterstellt, ergibt sich aber im weiteren Verlauf wegen der häufigen Wiederholung des Abtrennschritts innerhalb der vielen Zyklen, die durchlaufen werden (ca. 25 Zyklen), eine Restmenge von 0,84 %²¹ des anfänglichen Transuraninventars am Ende der gesamten P&T-Behandlung (Öko-Institut/ZNF 2015).

¹⁹ Für andere Berechnungen zu den Umsetzungszeiträumen siehe auch Biss und Thomauske (2015); Acatech (2014) und Kapitel 7.3.2.

²⁰ Auch in OECD-NEA (2018) wird als Voraussetzung für einen Einfluss auf die Entsorgung eine Abtrenneffizienz von >99 % für alle Minoren Aktinide diskutiert.

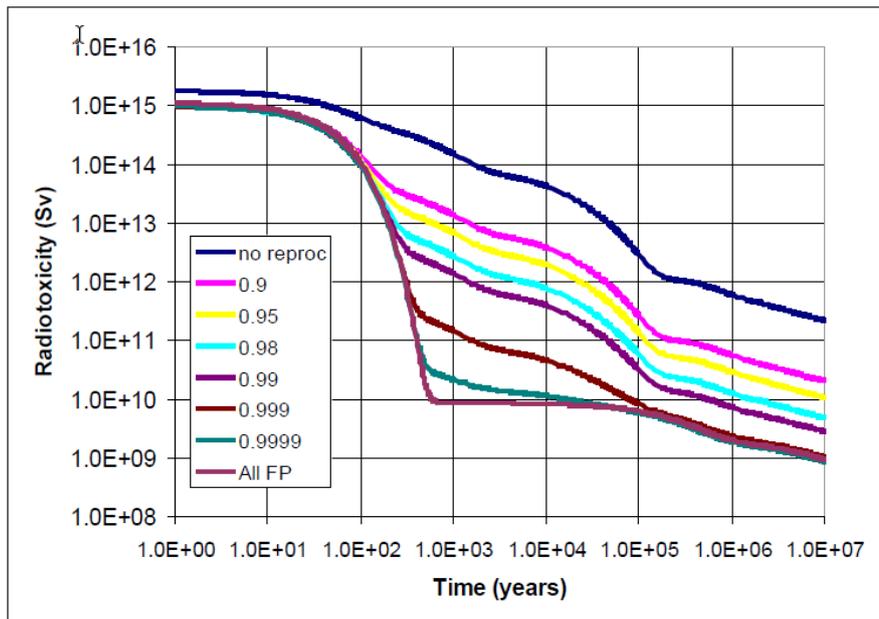
²¹ Das Inventar wird pro Schritt weniger, der Abtrennverlust aber geht kumulativ ein. Also bei 10% Reduktion pro Schritt und z. B. 100 Mg Anfangsinventar im ersten Zyklus ca. $100 \text{ Mg} \cdot 0,001 = 0,1 \text{ Mg}$ Abtrennverlust im Abfallstrom. Im zweiten Zyklus dann $90 \text{ Mg} \cdot 0,001 = 0,09 \text{ Mg}$ im Abfallstrom etc.. Das Material im Abfallstrom kumuliert dann mit jedem Schritt.

Abbildung 7-2 Radiotoxizität bei der Abtrennung von Plutonium und Uran für verschiedene Abtrennfaktoren



Quelle: (OECD-NEA 2018)

Abbildung 7-3 Radiotoxizität bei der Abtrennung von Plutonium, Uran und Minoren Aktiniden für verschiedene Abtrennfaktoren



Quelle: (OECD-NEA 2018)

Spaltprodukte:

Bei der Partitionierung werden die Spaltprodukte abgetrennt, die in Beständen an abgebrannten Brennelementen vorhanden sind, weitere kommen durch die Transmutation der Transurane hinzu. Je nach eingesetzter Transmutationstechnologie steigt das Anfangsinventar an Spaltprodukten daher um 20-75% (uranfreie Brennstoffe vs. MOX, siehe auch Kapitel 7.4.2). Die Radioaktivität der Spaltprodukte hat nach etwa 300 Jahren stark abgenommen (Kapitel 7.2.1.2 und Abbildung 7-6). Die Abfälle weisen dann auch keine relevante Wärmeleistung mehr auf. Dieses Ziel wäre aber ebenfalls durch reines Abwarten und eine Langzeitzwischenlagerung der Abfälle ohne P&T Behandlung zu erreichen. Der Zeitraum wäre sogar kürzer, da keine radioaktiven Isotope während der Umsetzungsphase der Transmutation nachproduziert werden.

Im Abfallstrom der Spaltprodukte verbleiben relevante Anteile an sehr langlebigen mobilen Spaltprodukten, welche auch weiterhin die Anforderungen an die Entsorgung bestimmen, insbesondere den Langzeitsicherheitsnachweis (siehe Kapitel 7.2.2). Theoretisch wäre es möglich, das relativ kleine Volumen an langlebigen Spaltprodukten ebenfalls abzutrennen und gesondert zu entsorgen (z. B. in tiefen Bohrlöchern). Praktisch müssten bei der Partitionierung jedoch sehr hohe Abtrenneffizienzen erreicht werden. Entsprechende Verfahren sind bisher nicht vorhanden oder kaum entwickelt (siehe Kapitel 7.4.4). Eine Transmutation dieser langlebigen Spaltprodukte durch Neutronenbestrahlung von Targets, die aus den Isotopen gefertigt werden, wird derzeit weltweit nicht verfolgt und gilt als technisch schwierig ((OECD-NEA 2002), siehe auch Kapitel 7.4.2. Neben der chemischen Abtrennung der langlebigen Spaltprodukte wäre teilweise auch eine Trennung der Isotope erforderlich.

Verbleibende Abfallströme:

Welche Abfallformen und Zusammensetzungen am Ende einer P&T Behandlung von Abfällen verbleiben, hängt stark von den Spezifika des eingesetzten Technologieparks und der Prozessschemata ab. Je mehr Elemente mit P&T behandelt werden sollen, desto komplizierter, teurer, zeitaufwändiger und technisch schwieriger wird das P&T Schema. In der Praxis würde es wahrscheinlich sein, dass

- bestimmte Abfallformen nicht mit Transmutation behandelt werden (z. B. Kokillen, Sonderformen wie die THTR / AVR- Abfälle oder andere Brennstoffe aus Forschungsreaktoren),
- nach Beendigung der Transmutation Restbestände an Transuranen in abgebrannten Transmutationsbrennelementen verbleiben,
- Restmengen an Transuranen oder langlebigen mobilen Spaltprodukten durch zu niedrige Abtrenneffizienz im Abfallstrom verbleiben und
- bei der Entsorgung der verbleibenden Abfälle in einem Endlager weiterhin die langlebigen mobilen Spaltprodukte den Langzeitsicherheitsnachweis dominieren.

Für die nach einer P&T Behandlung verbleibenden hoch radioaktiven kurzlebigen und langlebigen sowie schwach- und mittlerradioaktiven Abfälle aus der Wiederaufarbeitung, Brennelementfabrikation und der Reaktornutzung, wäre dann eine Kombination an Entsorgungsoptionen nötig.

Das amerikanische National Research Council kommt 1996 zum Schluss, dass es unwahrscheinlich („highly unlikely“), wenn nicht sogar absolut unmöglich („absolutely impossible“) ist, dass auf ein Endlager für hochradioaktive Abfälle verzichtet werden kann:

“It is to be emphasized that a S&T [separation & transmutation Anm. d. Verf.] scenario in which the need for a repository is eliminated is considered to be highly unlikely if not absolutely impossible. All current approaches to S&T result in a waste containing significant amounts of radionuclides that are extremely difficult to separate (i.e., require isotopic separation) or that are not amenable to transmutation. Elimination of a repository would require an extremely diverse and sophisticated combination of chemical and isotopic separation technologies in concert with both transmutation and alternative radionuclide disposal technologies such as extraterrestrial disposal.” (National Research Council 1996b)

Auch (Lensa et al. 2007) kommen zum Schluss, dass ein geologisches Endlager bei Durchführung einer P&T-Strategie unvermeidbar sei.

„A deep geological repository to host the remaining High Level Waste (HLW) and possibly the long-lived Intermediate Level Waste (ILW) is unavoidable whatever procedure is implemented to manage waste streams from different fuel cycle scenarios including P&T of long-lived transuranic actinides.“

7.2.1.2 Wärmeentwicklung und Volumen

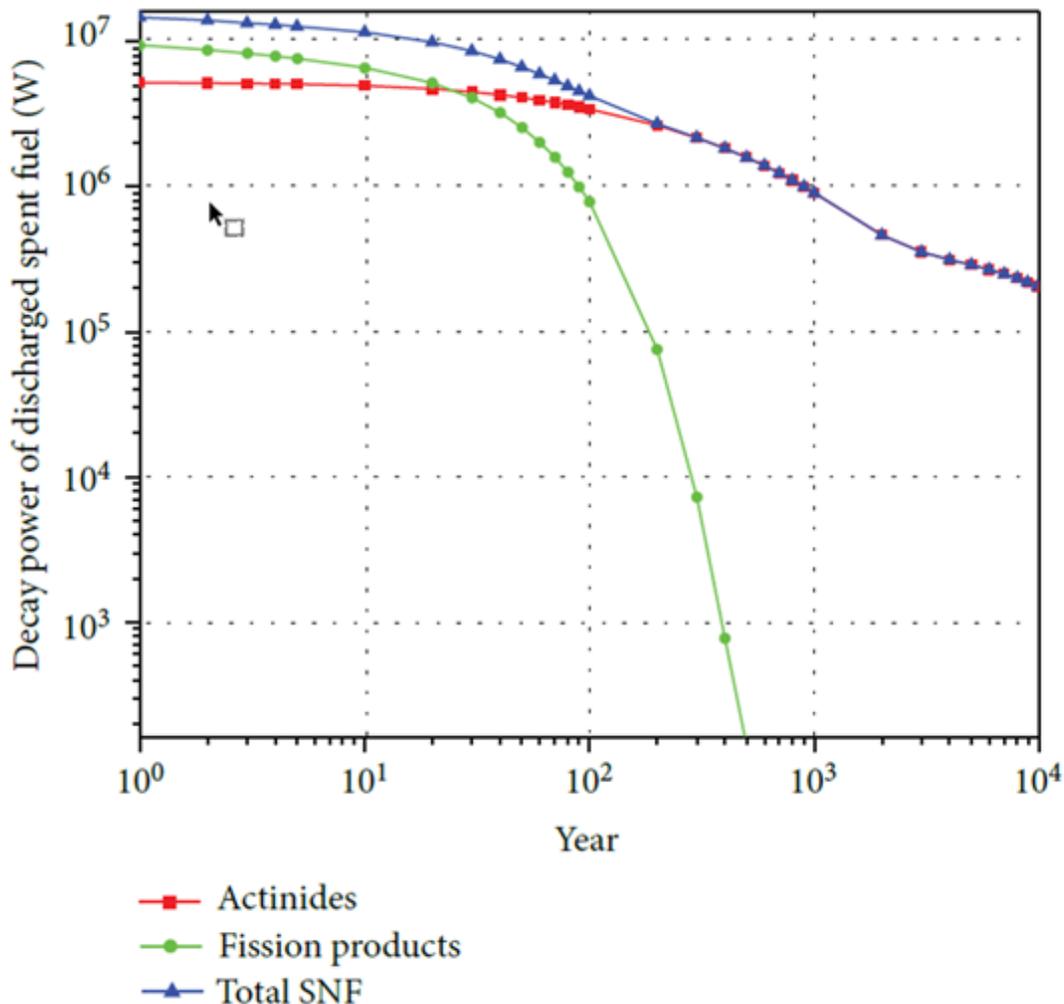
P&T führt zu einer deutlich reduzierte Gesamtmenge an langlebigen Aktiniden.

In den ersten Jahrzehnten wird die Wärmeproduktion in abgebranntem Brennstoff von Spaltprodukten dominiert, die von den meisten P&T-Verfahren nicht erfasst werden, und die daher keinen wesentlichen Unterschied zwischen den beiden Entsorgungswegen – mit und ohne P&T – darstellt. Die Rückwirkungen auf den Platzbedarf für das Endlager sind gering. Nach etwa 30 Jahren wird im Falle des deutschen Abfallinventars jeweils 50 % der Wärmeproduktion durch die Aktiniden und die Spaltprodukte produziert. Danach dominieren zunehmend die Aktiniden (vergleiche Abbildung 7-4). Um die geringere Wärmeproduktion aufgrund eines reduzierten Aktinidgehalts voll auszunutzen, müssten die Abfälle zuvor 50 bis 100 Jahre zwischengelagert werden, bis die meisten kurzlebigen Spaltprodukte nicht mehr zur Wärmeproduktion beitragen. Die Gesamtwärmeleistung ist nach 300 Jahren auf etwa 10 bis 20 % der Anfangsleistung abgefallen. Nach 1000 Jahren dominieren die Aktiniden Americium-241, Plutonium-240 und Plutonium-239 die Wärmeproduktion.

Während nach 100 Jahren die Spaltprodukte noch mit ca. 20 % zur Wärmeleistung beitragen, sind es nach 300 Jahren weniger als 1 % (Schwenk-Ferrero 2013). Hauptwärmeproduzenten sind anfänglich die Spaltprodukte Strontium und Cäsium (Abbildung 7-5). Eine reine Partitionierung von Strontium und Cäsium und separate Lagerung oder einfach nur eine Langzeitzwischenlagerung von ca. 300 Jahren aller Abfälle reduziert die Anforderung bezüglich des Wärmeeintrags des restlichen Abfalls deutlich. So kann nach einer Zwischenlagerzeit von 50 Jahren der Wärmeeintrag in ein Endlager in Tongestein und kristallinem Gestein um den Faktor 3 bis 6 reduziert werden (Lensa et al. 2007). Auch kann die benötigte Länge der unterirdischen Lagergalerien durch Zwischenlagerzeit oder durch die Separation von Cäsium und Strontium zur getrennten Lagerung, Konditionierung und Endlagerung signifikant reduziert werden (Lensa et al. 2007).

Zu berücksichtigen ist, dass der Anteil der Spaltprodukte bei Einsatz von P&T deutlich zunimmt und dadurch die Wärmelast des Spaltproduktanteils der radioaktiven Abfälle sich in dieser Anfangsphase erhöht.

Abbildung 7-4 Nachzerfallsleistung bezogen auf das 2022 akkumulierte Inventar abgebrannter Brennelemente in Deutschland



Quelle: (Schwenk-Ferrero 2013)

Bei der Wiederaufarbeitung wird Uran abgetrennt, das etwa 90 % des Volumens eines abgebrannten LWR Brennelements ausmacht. Das abgetrennte Uran kann im Prinzip in ein bestehendes oder neu zu schaffendes Endlager mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung eingelagert werden. Ein entsprechendes Vorgehen würde damit das einzulagernde Abfallvolumen in einem Endlager für wärmeentwickelnde hoch radioaktive Abfälle verringern. Da das Volumen für ein geplantes Endlager aber maßgeblich durch die Wärmeleistung der Abfälle bestimmt wird, wirkt sich eine separate Entsorgung des Urans nur begrenzt auf das Volumen für ein Endlager für hoch radioaktive Abfälle aus.

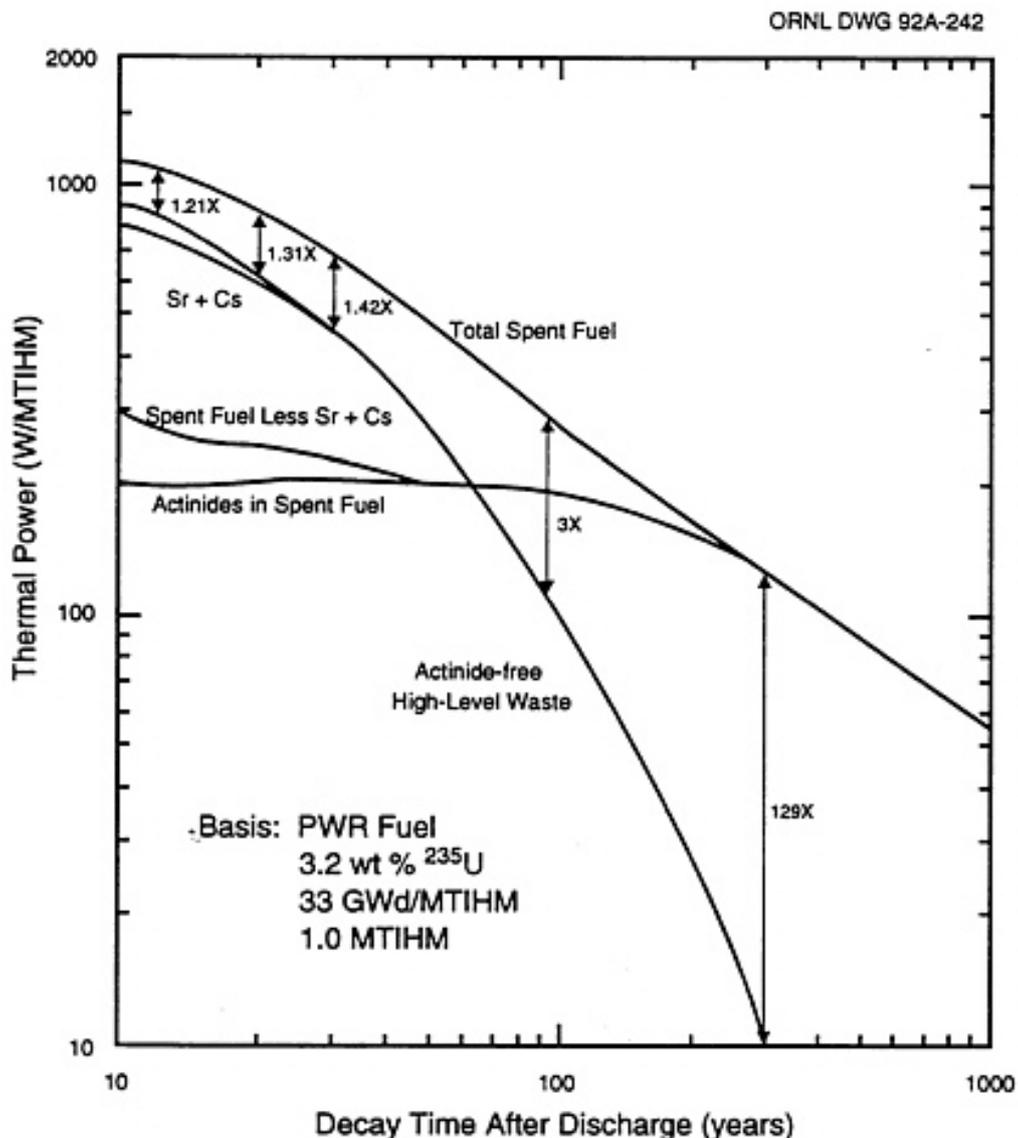
Des Weiteren wäre für eine Volumenreduktion des Endlagers entscheidend, ob bei einer Anwendung von P&T nur die Brennelemente aus dem Leistungsbetrieb, oder auch andere hoch radioaktive Abfälle transmutiert werden wie etwa Forschungsreaktorbrennstoffe und vor allem die

Glaskokillen mit den Wiederaufarbeitungsabfällen. Der Flächenbedarf für die Brennelemente beträgt nach (GRS 2014) zwischen 33 bis 50 %, je nach Endlagerkonzept. Der Rest wird für die anderen Abfallformen und die notwendigen Infrastruktureinrichtungen benötigt.

Das Volumen der endzulagernden (verglasten) Spaltprodukte und kompaktierten Hülsen und Strukturteile vergrößert sich durch den P&T-Prozess.

Durch P&T verringert sich die Menge an Transuranen und erhöht sich die Menge an Spaltprodukten. Die mögliche Flächenreduzierung eines Endlagers hierdurch kann ohne genauere Modellierung nur abgeschätzt werden. Entscheidend sind dabei angesichts der radioaktiven Zerfallskonstanten die Nutzung längerer Zwischenlagerzeiten für die in den Transmutationszyklen entstehenden Spaltprodukte und die Gesamtnutzungsdauer von P&T sowie die durch P&T adressierten Radionuklide (Plutonium, Minore Aktinide, Spaltprodukte).

Abbildung 7-5 Anteil von Strontium und Cäsium an der Wärmeleistung



„Thermal power profiles of spent LWR fuel and its major constituents groups.“ Quelle: (National Research Council 1996a)

7.2.2 Langzeitsicherheit

Für die Langzeitsicherheitsanalyse ist die Dosis für den Menschen durch besonders mobile und langlebige Elemente ausschlaggebend. P&T befasst sich hauptsächlich mit Plutonium und anderen Transuranen. Die Transmutation von Spaltprodukten ist technisch noch schwieriger realisierbar (siehe Kapitel 7.4.4).

Unter gesättigten und chemisch reduzierenden Bedingungen sind Aktiniden weitgehend immobil und tragen in den meisten Langzeitsicherheitsanalysen nicht zu einer möglichen zukünftigen Exposition des Menschen bei (siehe Kapitel 4.1.3). Mit der Transmutation der Transurane allein ist daher keine Reduzierung der erforderlichen Isolationszeiträume im Endlager zu erreichen. Die Reduzierung der Langzeitrisiken, die mit der P&T Behandlung von Transuranen erreichbar ist, ist geringer als erwartet ((IAEA 1997) zitiert in (OECD-NEA 2002)).

Entscheidend für die radiologische Bewertung der Langzeitsicherheit eines Endlagers sind daher bestimmte langlebige Spaltprodukte. So kommen schon (ORNL 1977; Croff und Blomeke 1980) nach (OECD-NEA 2002) zu dem Ergebnis, dass eine P&T-Strategie zur Abfallbehandlung hoch radioaktiver Abfälle nicht sinnvoll sei, da die Risiken hauptsächlich mit den langlebigen Spaltprodukten z. B. Technetium-99 und Iod-129 zusammenhängen (siehe auch Kapitel 4.1.3 und 7.2.1.2) und nicht mit den Aktiniden (siehe auch (OECD-NEA 2007)). Gerade auch langlebige Spaltprodukte, die bisher durch keine Form von P&T behandelbar sind, tragen zu den Langzeitrisiken bei. Um einen wirksamen Beitrag zur Langzeitsicherheit eines Endlagers zu erreichen, müssten P&T-Verfahren daher auch vor allem mobile langlebige Spaltprodukte berücksichtigen.

Die zu erwartenden Dosen in einem sorgfältig ausgewählten Endlager resultieren ausschließlich aus den Spalt- und Aktivierungsprodukten und liegen nach den Berechnungen deutlich unter den zulässigen Werten. (GRS 2014) gehen daher davon aus, dass sich im Hinblick auf die langfristig zu erwartende Dosis aus dem fluidgetragenen Transport der Radionuklide durch P&T-Anwendungen von Aktiniden kein positiver Beitrag ergibt.

Anders als bei der fluidgetragenen Freisetzung ist nach (GRS 2014) für die Freisetzung über den Gaspfad ein positiver Effekt durch die P&T-Anwendung denkbar. Dies betrifft vor allem den radioaktiven Kohlenstoff-14, der vorwiegend im Strukturmaterial entsteht, und ggf. in geringerem Umfang weitere Nuklide wie Iod-129 und Selen-79. Diese können gasförmig vorliegen und unter Umständen als sogenannte „Instant Release Fraction“ frühzeitig aus einem Endlager freigesetzt werden, für detaillierte Ausführungen zur Instant Release Fraction bei der Endlagerung in Steinsalz siehe (GRS 2013). Dieser Effekt tritt vor allem bei abgebrannten Brennelementen auf und könnte demnach durch vorhergehende Konditionierungsvorgänge, z. B. im Rahmen von P&T reduziert werden. Ein solcher Effekt ließe sich grundsätzlich auch durch Integration entsprechender Konditionierungsschritte als Teil anderer Entsorgungsstrategien erzielen, was bislang aber in diesen Konzepten nicht vorgesehen ist. Bezogen auf P&T ist allerdings zu beachten, dass es sich bei Kohlenstoff-14 und Iod-129 um die leichtflüchtigen Nuklide handelt, die bei einer Wiederaufarbeitung der Brennelemente bereits bei der Zerlegung der Brennstäbe zu einem großen Teil freigesetzt werden. Bei heute üblichen Technologien kommt es dabei auch zu Freisetzungen der Stoffe in die Umgebung, was eine potenzielle Dosisreduzierung bei der Instant Release Fraction durch P&T mehr als kompensieren dürfte. Außerdem werden bei einer P&T Behandlung durch die zusätzlichen eingesetzten Strukturmaterialien und erzeugten Spaltprodukte mehr der leichtflüchtigen Nuklide gebildet, als ohne P&T vorhanden wären. Um tatsächlich eine Verringerung der Freisetzungen leicht flüchtiger Nuklide zu erreichen, müssten diese bei der Partitionierung der Brennelemente in Filtern

mit einem hohen Wirkungsgrad zurückgehalten und abschließend in einer (noch nicht existierenden) Matrix so fixiert werden, dass sich eine deutliche Verzögerung der Freisetzung bei der Endlagerung erreichen ließe.

Bezüglich eines Endlagerbergwerks werden in verschiedenen Veröffentlichungen Szenarien des unbeabsichtigten menschlichen Eindringens in ein Endlager und die dabei möglichen Dosen für einen Beschäftigten vor Ort betrachtet. (Marivoet et al. 2008) vergleicht potenzielle Dosen für einen Beschäftigten, der bei der Entnahme eines Bohrkerns unbeabsichtigt einen Endlagerbereich anbohrt. Im Entsorgungskonzept mit P&T läge die Dosis für den Beschäftigten beispielsweise zum Zeitpunkt 10.000 Jahre nach der Einlagerung um knapp zwei Größenordnungen unterhalb der Dosis bei direkter Endlagerung abgebrannter Brennelemente. Für die Beschäftigten vor Ort würde sich also ein positiver Effekt ergeben.²² Im Hinblick auf die Gefährdung der Bevölkerung gehen beispielsweise (GRS 2014) davon aus, dass die Gefahr bemerkt und das Bohrloch anforderungsgerecht verschlossen werden würde. Eine Gefährdung für die Bevölkerung fände in diesem Fall nicht statt. Würde das Anbohren eines Endlagers nicht bemerkt und das Bohrloch nicht verschlossen werden, wären auch Auswirkungen für die Bevölkerung denkbar. Welche Auswirkungen sich in einem solchen Fall ergeben könnten und wie sich dabei ein durch P&T verändertes Inventar auswirken könnte, wäre zusätzlich in detaillierten Konsequenzenanalysen zu betrachten. Relevante Einflussfaktoren können z. B. Veränderungen des chemischen Milieus und geänderte Ausbreitungspfade sein, die zu veränderten Freisetzungsraten von Radionukliden führen (siehe auch (Acatech 2014)).

Insgesamt ist festzustellen, dass sich die Gesamtinventare der in Transportrechnungen zur Langzeitsicherheit dosisbestimmenden Radionuklide durch P&T nicht verringern, sondern durch die bei der Transmutation entstehenden Spaltprodukte vergrößern, siehe beispielsweise (GRS 2014, S. 45).

7.2.2.1 Radiotoxizität

Geologische Endlager gelten heute als die beste Option für die Entsorgung von hoch radioaktiven Abfällen. Um einen Beitrag zur Reduktion der langfristigen radiologischen Gefährdung zu leisten, muss P&T diejenigen Radionuklide berücksichtigen, die die größte radiologische Bedeutung für die geologische Endlagerung haben (GRS 2014; Acatech 2014). Speziell in der P&T-Literatur spielt häufig ein sogenannter „Radiotoxizitätsindex“ eine herausragende Rolle als Maß zur Identifizierung dieser Isotope. Wie gezeigt wird, ist die Radiotoxizität allerdings ein wenig geeignetes Kriterium zur Bewertung der Sicherheit einer alternativen Entsorgungsoption im Vergleich zur Entsorgung in einem Endlagerbergwerk.

Die Radiotoxizität ist ein Maßstab für die radiologische gesundheitsschädliche Wirkung von radioaktiven Stoffen, wenn diese direkt in den menschlichen Körper gelangen, z. B. über das Essen, Trinken oder die Atmung. Die daraus resultierende hypothetische Strahlenexposition wird häufig verglichen mit einer beim Verzehr einer als Vergleich gewählten Menge an Uranerz hypothetisch verursachten Strahlenexposition.

Die von P&T Verfahren hauptsächlich angestrebte Reduktion der Transurane im hoch radioaktiven Abfall reduziert die so definierte Radiotoxizität erheblich, da Aktiniden eine hohe und über sehr lange Zeiträume nur allmählich abnehmende Radiotoxizität aufweisen. Dagegen würde nach vollständiger

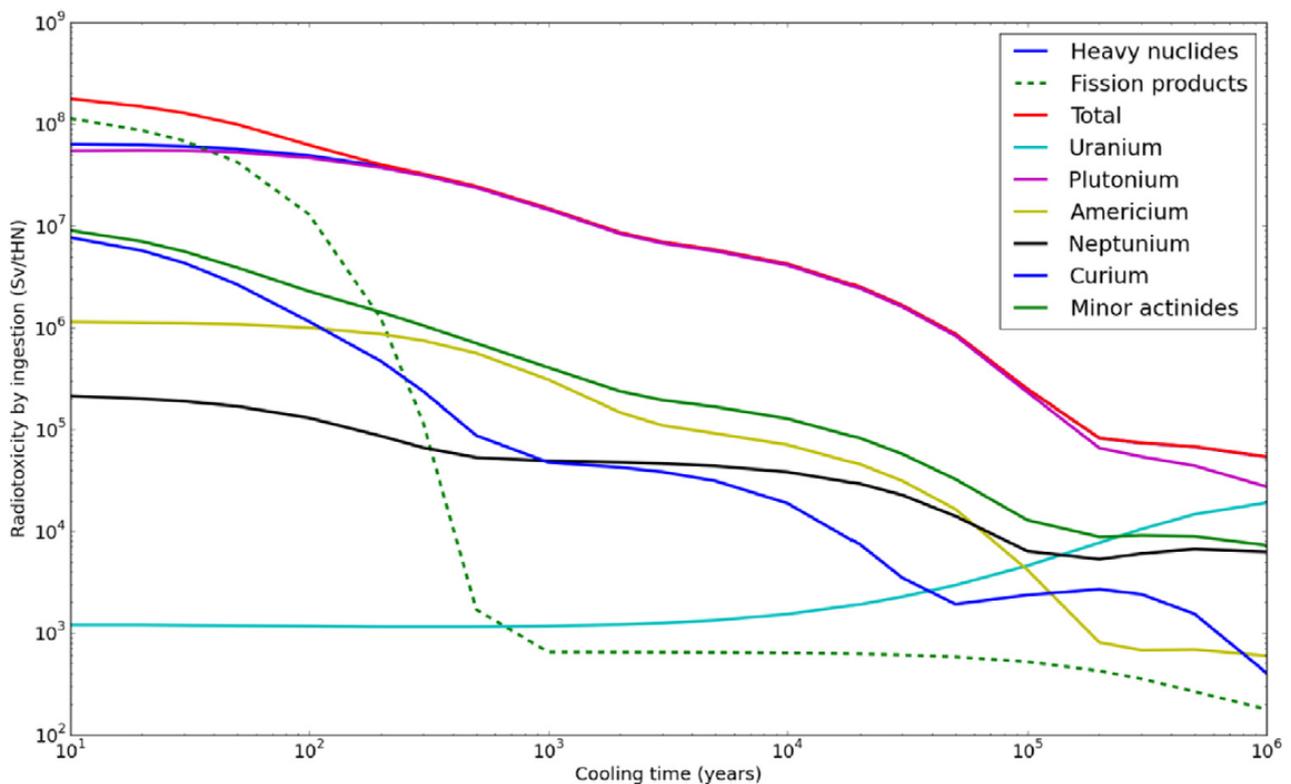
²² Dies muss allerdings mit der Dosisbelastung von Beschäftigten in den kerntechnischen Anlagen (Wiederaufarbeitungsanlagen und Reaktoren) verglichen werden, die für P&T benötigt werden.

Transmutation der Transurane die Radiotoxizität der verbleibenden radioaktiven Abfälle (fission products) bereits nach wenigen hundert Jahre durch radioaktiven Zerfall unter das Niveau von natürlichem Uran bzw. mittelradioaktiven Abfall (nicht gezeigt) fallen (Abbildung 7-6).

Die Verwendung der Radiotoxizität der eingelagerten Abfälle zur radiologischen Charakterisierung eines geologischen Endlagers ignoriert allerdings alle Prozesse, die zwischen dem geologischen Standort der Abfälle und der Exposition des Menschen stattfinden.

Die Abschätzung der Strahlendosen für den Menschen, die auf der Radiotoxizität basieren, unterstellen extrem ungünstige Bedingungen für Nahrungspfad bzw. Inkorporation und ignorieren eine normale Entwicklung des Endlagers. Entsprechende Szenarien würden extrem unwahrscheinliche Annahmen voraussetzen, z. B. direkte Inkorporation des Abfalls beim versehentlichen Eindringen in das Endlager nach dessen Verschluss oder bei Freisetzungen aus dem Endlager nach geologischen Ereignissen wie z. B. Vulkanismus, Erdbeben etc. (high risk – low probability scenarios).

Abbildung 7-6 Radiotoxizität durch Inkorporieren aus ICRP 119 (ICRP, 2012) für den MA-Vektor eines bestrahlten UOX-Brennstoffs bei 33GWd/t



Quelle: (Kooyman et al. 2018) nach (Bussac und Reuss 1985)

Gemäß den Sicherheitsanforderungen an die Endlagerung (BMU 2010) ist die Minimierung einer Exposition der allgemeinen Bevölkerung als Optimierungsziel zu verfolgen. Da sowohl Vulkanismus als auch Erdbeben bereits bei der Auswahl eines Endlagerstandortes eine wichtige Rolle spielen, wären derartige Ereignisse, die über die bereits getroffenen Annahmen hinausgehen, nach (BMU 2010) als unwahrscheinliche Entwicklungen zu betrachten. Für diese gilt eine nachrangige Optimierungspflicht.

Zur Bestimmung der tatsächlich mit P&T verbundenen Vorteile für die geologische Endlagerung gegenüber der Endlagerung unbehandelter hoch radioaktiver Abfälle unter Annahme einer normalen Entwicklung des Endlagers, muss die Mobilität der Elemente in der Geosphäre berücksichtigt werden. Dadurch wird das vereinfachende Bild der Radiotoxizität substantiell modifiziert (NEA Proc. 1999). Unberücksichtigt bleiben bei der Radiotoxizität das Isolationspotential des Wirtsgesteins und das Verhalten der Radionuklide im geologischen Untergrund und in der Biosphäre, bis sie im menschlichen Körper aufgenommen werden. Die Radiotoxizität korreliert daher überhaupt nicht mit Kriterien, die für die Langzeitsicherheit eines Endlagers entscheidend sind (IAEA 2019c).

Bezüglich der Entfernung der Minoren Aktinide aus dem hoch radioaktiven Abfällen kommt (Lensa et al. 2007) zum Schluss, dass die Reduktion der Radiotoxizität nahezu keinen Effekt auf die radiologischen Langzeitauswirkungen hat, da Minore Aktinide nahezu unlöslich sind und nur extrem langsam migrieren.

Auch in der deutschen Diskussion ist wiederholt darauf verwiesen worden (Acatech 2014; Schmidt et al. 2013; ESK 2015b), dass solche Radiotoxizitätsvergleiche keine Aussage erlauben über die Langzeitsicherheitsrelevanz der Radionuklide bei ihrer Endlagerung, sondern darüber hinaus eher die falschen Radionuklide als sicherheits- und daher P&T-relevant identifizieren. Die Radiotoxizität wird daher im Folgenden nicht als Bewertungskriterium für die Bewertung von P&T als alternative Entsorgungsoption benutzt.

7.2.3 Zeithorizont

Um Teil einer Entsorgungsstrategie zu werden, müsste P&T vollständig, d. h. mit allen notwendigen Schritten, in den Kernbrennstoffkreislauf integriert werden. Nach heutigem Stand müssen selbst die bereits vergleichsweise weit entwickelten P&T-Technologien noch unter realistischen Bedingungen im industriellen Maßstab demonstriert werden. Insbesondere die Abtrennung von Minoren Aktiniden und die MOX Brennstoffherstellung mit Minoren Aktiniden sind noch ein Thema (siehe Kapitel 7.4.2.1). Zusätzlich müssen Schnelle Reaktoren technisch ausgereift und wettbewerbsfähig sein und eine Flotte von Schnellen Reaktoren, Wiederaufbereitungsanlagen und Anlagen zur Brennstoffherstellung in Betrieb genommen werden. Dies wird mehrere Jahrzehnte in Anspruch nehmen (siehe Kapitel 7.4).

Der Zeitbedarf für die Behandlung der Abfälle mit P&T-Verfahren ist durch Bereitstellung der entsprechenden Technologien und die Länge eines P&T-Zyklus bestimmt. Mindestens 6 Jahre dauert ein solcher Zyklus typischerweise für die heute bereits weit entwickelten Verfahren.

Die entscheidende Frage ist, wie lange es dauern wird, alle Transurane im abgebrannten Brennstoff zu transmutieren. Bei einer bestimmten unveränderten Menge an abgebranntem Brennstoff, d.h. es kommt kein neuer abgebrannter Brennstoff im Rahmen eines Kernenergieprogrammes hinzu, und bei einer ausreichenden Kapazität von Schnellen Brütern und Brennstoffkreislaufanlagen dauert es etwa 100 bis 150 Jahre, um das ursprüngliche Transuraninventar um 90 % zu reduzieren. In dieser Rechnung wird davon ausgegangen, dass in jedem 6 Jahre dauernden Transmutationszyklus, bestehend aus Reaktorbestrahlung, Zwischenlagerung, Wiederaufarbeitung und Brennstoffherstellung, ein Anteil von 10 bis 15 % Aktiniden transmutiert wird. Eine Reduzierung des verbleibenden Transuraninventars auf 3,5 % statt 10 % erhöht die notwendige Zeit auf etwa 240 Jahre. Eine Erhöhung der Zykluslänge alleine von 6 auf 10 Jahre erhöht ebenfalls die Gesamtzeit auf 250 Jahre. Bei einer sehr optimistischen Annahme von 20 % Transmutationswirkungsgrad

dauert es nur etwa 70 Jahre (Öko-Institut/ZNF 2015). In Salzschmelzereaktoren könnte die Zykluszeit und damit die Umsetzungszeit verringert werden (Biss und Thomauske 2015).

Solche Faustformelberechnungen gehen davon aus, dass immer die genau auf die Abfallmenge abgestimmte Anzahl von Reaktoren (zu Beginn ca. 25 bis 35) und Brennstoffkreislaufanlagen im Einsatz ist. Realistischerweise würde jedoch kein Land eine Flotte von Reaktoren bauen, um das gesamte Inventar im ersten Jahr in die Reaktoren zu laden und dann 10 % der gebauten Reaktoren nach jedem Zyklus (ca. 6 Jahre) abzuschalten. Wahrscheinlicher ist, dass P&T in der Praxis immer nur Teil einer Gesamtstrategie zur Nutzung von Kernenergie sein wird. In jedem Fall sind auch bei der Einführung von P&T-Technologien Zwischen- und Endlagerkapazitäten bereitzustellen. Die notwendigen Investitionen und die erforderliche Infrastruktur werden ein Land für Jahrhunderte an die Technologie binden.

7.3 Sicherheitsaspekte

7.3.1 Anlagensicherheit und radiologische Auswirkungen

Sowohl Transmutationsreaktoren als auch die erforderlichen Wiederaufarbeitungsanlagen und Brennelementfertigungsanlagen weisen spezifische Stör- bzw. Unfallrisiken auf. Die Freisetzung eines großen Teiles des radioaktiven Inventars muss durch Sicherheitstechnik ausgeschlossen werden. Zur Transmutation der deutschen Abfallmengen ist für mindestens 100 bis 150 Jahre hinweg der sichere Betrieb dieser Anlagen notwendig. Die bei der Partitionierung anfallenden hoch radioaktiven Abfälle müssen sicher zwischengelagert, transportiert und endgelagert werden.

Die Sicherheitsanalyse und die Einschätzung möglicher Umweltauswirkungen bei P&T erstrecken sich daher auf eine Vielzahl an Anlagen von der Abtrennung, zur Brennstoffherstellung bis hin zu den Reaktoren sowie den Brennstoff- und Abfalllagern und den notwendigen Transportvorgängen. Zudem liegen viele Konzepte und Anlagendesigns bisher nur als theoretische Studien vor. Eine Darstellung und Bewertung vorgesehener Sicherheitssysteme und weiterer Maßnahmen und Einrichtungen muss sich daher auf eine generische Diskussion wesentlicher Eigenschaften und Abläufe beschränken.

Bei Partitionierungsverfahren (siehe Kapitel 7.4.1) sind vor allem die Minimierung der Freisetzung von leicht flüchtigen radioaktiven Elementen über die Luft bzw. über das Abwasser an die Umwelt und die Verhinderung von Kritikalität entscheidend. Kritische Würdigungen der Bewertung der Sicherheit von Partitionierungsanlagen finden sich z. B. in (Öko-Institut e.V. 1999; Öko-Institut e.V.; Gruppe Ökologie e.V.; AG Wiederaufarbeitung Universität Bremen 1985; Öko-Institut e.V. 2000; Frieß et al. 2021).

Für die Uran-Plutonium-Abtrennung sind die Sicherheitseigenschaften und die entsprechenden Risiken der hydrometallurgischen Verfahren bekannt (Narbutt 2020). Es müssen in zahlreichen Variationen homogene Lösungen aus Aktiniden gebildet und später in feste Verbindungen umgewandelt werden. Da einige Spaltprodukte sehr effektive Neutronenabsorber sind, und die Lösungen moderierend wirken, müssen Vorkehrungen zur Verhinderung von kritischen Anordnungen des spaltbaren Materials getroffen werden. So können auch Feststoffe aus spaltbarem Material unbeabsichtigt ausgefällt werden oder sich andere Phasen bei hoher Metallbeladung bilden (Narbutt 2020).

Durch den radioaktiven Zerfall kommt es in den Abfällen zu einer Wärmeentwicklung, so dass eine sichere Wärmeabfuhr nach den in der Kerntechnik üblichen Maßstäben der Diversität und Redundanz technisch gewährleistet werden muss.

Der Schutz des Personals vor Gamma- und Neutronenstrahlung erfordert technische und administrative Strahlenschutzmaßnahmen (Abschirmungen, Zugangsbeschränkungen, fernbediente Arbeiten etc.).

Minore Aktinide weisen eine relativ kleine kritische Masse auf. Daher besteht bei allen Verarbeitungsschritten, bei denen mit Minoren Aktiniden umgegangen wird (Wiederaufarbeitung und Brennstoffherstellung) besondere Anforderungen an die Kritikalitätssicherheit. Außerdem ist die Abtrennung wesentlich komplexer und beinhaltet deutlich mehr Abtrennschritte, was zu Fehleranfälligkeit führen kann.

Bei den pyrometallurgischen Verfahren (siehe Kapitel 7.4.1.2) werden im Gegensatz zu den hydrometallurgischen Verfahren (siehe Kapitel 7.4.1.1) keine moderierenden Lösungsmittel eingesetzt. Dies wirkt sich zunächst vorteilhaft auf die Kritikalitätssicherheit bei den pyrometallurgischen Verfahren aus. In unmoderierten Verfahren sind erheblich größere Mengen an Transurane nötig, um eine kritische Masse zu bilden (IAEA 2011). Demgegenüber ist jedoch auch zu beachten, dass die Transurane bei den pyrometallurgischen Verfahren z. T. in konzentrierter Form an der Kathode abgeschieden werden.

Aufgrund der kompakten Anlagengrößen wird als ein wesentlicher Vorteil von pyrometallurgischen Verfahren auch die Möglichkeit diskutiert, die Wiederaufarbeitung und Brennstofffertigung direkt am Standort eines Transmutationsreaktors zu betreiben oder im Falle von Salzschnmelzereaktoren sogar online direkt in den Reaktorbetrieb zu integrieren. Damit könnten die aus Proliferationsgründen problematischen Transporte von abgetrennten Spaltmaterialien entfallen (IAEA 2011). Dem steht allerdings gegenüber, dass dann im Rahmen einer P&T-Strategie nicht nur eine gemeinsame Anlage für die Wiederaufarbeitung und Brennstofffertigung zu errichten wäre, sondern eine größere Anzahl an Anlagen.

Bei der Herstellung, dem Transport und dem Einsatz im Reaktor stellen Transmutationsbrennstoffe aufgrund der hohen Gamma- und Neutronenstrahlung der enthaltenen Aktiniden sowohl bei frischen als auch bei abgebrannten Brennstoffen aus Gründen des betrieblichen Strahlenschutzes besondere Anforderungen an die Abschirmung und fernhantierte Handhabungsprozesse.

Bei der Brennelementherstellung bestehen durch die Mischung verschiedener Transurane (Uran, Neptunium, Plutonium, Americium, Curium) in einer Matrix hohe Anforderungen an die Erzeugung eines homogenen Produkts und die Qualitätssicherung des fertigen Brennstoffs mit Blick auf die chemischen, physikalischen und neutronenphysikalischen Eigenschaften. Besondere Anforderungen an die Sicherheit stellen die Verwendung von Americium und Curium, die starke radioaktive Strahler sind. In der Fertigung wird dadurch eine Fernhandhabung notwendig. Ob bei der Neptunium-Abtrennung eine Fernhandhabung benötigt wird, ist noch unklar (OECD-NEA 2018). Insgesamt ist das Handling von Brennstoffen mit Minoren Aktiniden sowohl in der Herstellung, aber auch beim Transport und beim Einsatz im Reaktor mit höheren Strahlenbelastungen für das Personal verbunden. Aufgrund der höheren Wärmeentwicklung auch bereits von frischen Brennelementen ist eine längere trockene Zwischenlagerung im Kraftwerk vor dem Einsatz im Reaktor nicht möglich.

Hinsichtlich der Reaktorsicherheit wurden die Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Systeme, (siehe Kapitel 7.4.3), die für eine Nutzung zur Transmutation in Frage kommen, in z. B. (Öko-Institut e.V. 1986; 1989a; 1989b; IANUS/Öko-Institut e.V. 1999; Neles und Pistner 2012; Öko-Institut/ZNF 2015; Öko-Institut e.V. 2017) dargestellt. Designkriterien für natriumgekühlte Reaktoren wurden in (Generation IV International Forum 2017) vorgestellt, auch von anderen Organisationen liegen Analysen vor (GRS 2015; IRSN 2015).

Um P&T in einer Weise zu betreiben, die sich wesentlich auf die Anforderungen für ein Endlager auswirken, müssen die Minoren Aktinide mit transmutiert werden. Gerade Minore Aktinide haben jedoch negative Auswirkungen bei der Verwendung in Reaktoren (siehe Kapitel 7.4.3). Dies ist der Grund, warum weltweit bisher auch kaum Betriebserfahrungen mit Brennstoffen, die Minore Aktinide enthalten, vorliegen. Aber auch Experimente zum Verhalten von MOX-Brennstoffen mit einem Anteil von Minoren Aktiniden unter Stör- und Unfallbedingungen liegen praktisch noch nicht vor (Acatech 2014; OECD-NEA 2015).

Minore Aktinide nehmen Einfluss auf das Neutronenspektrum im Reaktor. Ihrem Einsatz im Reaktor sind enge Grenzen gesetzt (Frieß et al. 2021). Minore Aktinide verschlechtern vor allem den Reaktivitätskoeffizienten für Kühlmittelverlust und Kühlmitteltemperatur. Zusätzlich wird der sicherheitsgerichtete Doppler-Koeffizient reduziert (Acatech 2014). Der Anteil an verzögerten Neutronen setzt die Schmelztemperatur des MOX-Brennstoffs herab (Merk et al. 2019). Ein System, das für die Transmutation Minorer Aktinide eingesetzt werden soll, muss daher bezüglich der Rückkopplungseffekte verbessert sein, um dieselben Sicherheitseigenschaften wie bei einer Nutzung von Uran-Plutonium-Brennstoffen zu erreichen (Merk et al. 2019). Zur Kompensation dieser Effekte stellen sich daher besondere Anforderungen an die Auslegung des Reaktorkerns, an die schnelle und automatische Detektion solcher Störfälle sowie an die zur Beherrschung erforderlichen Abschaltssysteme. Verstärkt wird die Problematik von Minoren Aktiniden, wenn zur Erhöhung der Effizienz der Transmutation uranfreie Brennstoffe eingesetzt werden sollen (siehe Kapitel 7.4.2.2). Durch den Verzicht auf Uran in der Brennstoffmatrix nehmen die Reaktivitätskoeffizienten nochmals ungünstigere Werte an.

Der negative Einfluss auf die Reaktivitätskoeffizienten ist der Grund dafür, dass bei einer homogenen Zusammensetzung des Brennstoffes in allen Brennelementen nur wenige Prozent Minore Aktinide beigemischt werden dürfen (OECD-NEA 2012). Höhere Konzentrationen an Minoren Aktiniden können eingesetzt werden, wenn die Brennelemente mit Minoren Aktiniden an Außenpositionen des Reaktorkerns eingesetzt werden, an denen die Neutronenflussdichte gering gehalten wird, so dass ihre Rückwirkung auf die Sicherheitseigenschaften begrenzt bleibt. Dazu muss der Plutoniumgehalt dieser Brennelemente ebenfalls stark reduziert werden (heterogene Transmutation). Eine andere Möglichkeit besteht in der Nutzung unterkritischer beschleunigergetriebener Systeme (siehe Kapitel 7.4.3.3). Die Unterkritikalität macht ein beschleunigergetriebenes System gegenüber Reaktivitätsänderungen robuster als kritische Schnelle Reaktoren. Aber auch solche Systeme haben spezifische Störfallszenarien (siehe dazu z. B. (Öko-Institut/ZNF 2015)

Gegenüber heutigen Leichtwasserreaktoren ist der Quellterm von Transmutationsreaktoren bei gleicher thermischer Leistung anders. Transmutationsbrennstoffe sollen einen hohen Abbrand erreichen (Transmutationseffizienz) und haben am Ende des Einsatzes auch einen vergleichsweise höheren Gehalt an Spaltprodukten. Auch das Inventar der besonders radiotoxischen Transurane ist deutlich erhöht.

Bei der Nutzung von Flüssigmetallen als Kühlmittel kann es beispielsweise bei Einsatz von Natrium im Falle von Leckagen an den Kühlkreisläufen zu Natriumbränden mit Rückwirkungen auf die Sicherheit und Verfügbarkeit der Anlagen kommen. Sowohl bei Natrium als auch bei Blei oder Blei-Bismut-Legierungen und vor allem in Salzschnmelzereaktoren stellen die korrosiven Eigenschaften des Kühlmittels in seinen Rückwirkungen auf die Integrität der Strukturmaterialien und der Kühlkreisläufe hohe Anforderungen an die Auslegung und den Betrieb der Reaktoren.

Zu berücksichtigen ist, dass viele Transmutationskonzepte noch nicht in einem fortgeschrittenen Planungsstadium sind, wichtige Kenndaten zu den Sicherheitssystemen nicht vorliegen und daher eine Einschätzung möglicher Verbesserung in der Sicherheit neuer Reaktorsysteme schwierig ist.

7.3.2 Proliferation

In abgebrannten Brennelementen ist eine große Menge an kernwaffenfähigem Material enthalten, insbesondere Plutonium. Für eine Kernwaffe werden nur wenige Kilogramm Plutonium benötigt. Zur Eignung („material attractiveness“) verschiedener Aktinide für den Bau von Kernwaffen siehe (Bathke et al. 2008; Mark 1993; Buhmann und Kirchner 2018).

Die von hoch radioaktivem Abfall ausgehende Strahlung stellt eine natürliche Barriere vor einer missbräuchlichen Verwendung des spaltbaren Materials dar. Die Abtrennung von Plutonium aus abgebranntem Brennstoff hebt die selbstschützende Eigenschaft des abgebrannten Brennstoffs auf. Während in der Nähe von abgebrannten Brennelementen niemand ungeschützt überleben kann, ist abgetrenntes Plutonium viel weniger radioaktiv. Plutoniumabtrennung ist daher aus Proliferationsgründen problematisch (OECD-NEA 2018). Die USA verfolgen aus diesem Grund schon seit den 1970er Jahren keine eigenen zivilen Wiederaufarbeitungspläne mehr.

Bei der derzeitigen großtechnischen Nutzung des PUREX-Verfahrens werden über lange Zeiträume kontinuierlich einigen Tonnen Plutonium jährlich abgetrennt. Bei den Anlagen zur Wiederaufarbeitung und Brennstoffherstellung, bei denen diese Stoffe separiert gehandhabt werden bestehen dann kontinuierlich hohe Anforderungen an die Spaltmaterialüberwachung, um eine Abzweigung des spaltbaren Materials für militärische Zwecke zu detektieren.

Um die Risiken beim Umgang mit separiertem Plutonium bei einer P&T-Strategie zu minimieren, kann Plutonium mit Minoren Aktiniden in Transmutationsbrennstoffen gemischt werden. Grundsätzlich erschwert die Beimischung Minorer Aktinide aufgrund der zusätzlichen Strahlenbarriere den Zugriff und erhöht die Proliferationsresistenz. Homogene Verfahren zur gleichzeitigen Abtrennung von Plutonium mit Minoren Aktiniden haben hier Vorteile und erschweren einen Zugriff auf das Plutonium, außer wenn Plutonium in einem Verfahrensschritt dennoch in separierter Form vorkommt. Kombinationen an Minoren Aktiniden haben aber ebenfalls Implikationen für die Überwachungsmaßnahmen der IAEA (Buhmann und Kirchner 2018). Heterogene Brennstoffe benötigen teilweise eine elementreine Abtrennung und Neumischung der Materialströme, was die Proliferationsresistenz wiederum erniedrigt.

Die Bewertung von Proliferationsrisiken kommt zu unterschiedlichen Einschätzungen. (Woo und Ahn 2015; IAEA 2011) kommen zu dem Schluss, dass hinsichtlich der Spaltmaterialüberwachung pyrometallurgische Trennverfahren neue Anforderungen an Safeguardstechnologien stellen, die eine Weiterentwicklung der Mess- und Überwachungstechnologien notwendig machen. (OECD-NEA 2018) stellen eine Reihe von Unsicherheiten bei der Proliferationsanalyse vor und kommen zum Schluss, dass die Erfahrungen aus den Nichtverbreitungsanalysen gezeigt hätten, dass die verschiedenen Technologien keine signifikanten Nichtverbreitungsunterschiede bieten. Die Auswahl

der zu verwendenden Technologien sollte daher aus Gründen wie Prozesseffizienz, Reifegrad und Kosteneffizienz ausgewählt werden.

Eine Übersicht unterschiedlicher Proliferationsszenarien, die nicht alleine auf Materialeigenschaften beruht, wurde in (National Research Council 1996a) vorgelegt. Als eine der wenigen Studien wird hier auch auf das technologische Proliferationsrisiko hingewiesen, dass bei einer übermäßigen Konzentration auf Materialeigenschaften aus dem Blick gerät.

Die Plutoniumproduktion und -wiederaufbereitung sind Schlüsseltechnologien in allen Kernwaffenprogrammen. Der Einsatz eines P&T-Brennstoffkreislaufs beinhaltet den Einsatz Schneller Reaktoren, sowie eine Beherrschung der Wiederaufbereitungstechnologie. Die Anlagen, aber auch das Wissen können potenziell jederzeit bei einem Rückzug aus dem Nichtverbreitungsvertrag oder in einem heimlichen Programm genutzt werden. Dies wird auch als latente Proliferation bezeichnet und Staaten, die diese Technologien grundsätzlich beherrschen, sind virtuelle Kernwaffenstaaten. Ein konkretes Beispiel ist das Pyroprocessing, wo letztlich die angelegte elektrische Spannung bestimmt, welche Aktiniden an der Kathode abgeschieden werden. Dieselbe Anlage kann nun mit einem Prozessschema betrieben werden, das eine Mischung aus Transuranen abtrennt, oder aber eben zur alleinigen Separation von Plutonium. Ebenso kann bei einem Schnellen Reaktor der Reaktorkern entweder mit Transmutationsbrennelementen oder mit Natururanblankets umgeben werden, in denen waffentaugliches Plutonium erbrütet wird (>99 % Plutonium-239) (Kütt et al. 2014; Frieß et al. 2015).

Bei einer P&T Nutzung zur Behandlung von Abfällen für die Entsorgung würden sowohl Schnelle Reaktoren als auch Abtrennungsvorahren für Jahrhunderte eingesetzt werden, für zukünftige Generationen verfügbar sein und deren internationales Sicherheitsumfeld prägen.

7.4 Entwicklungsstand von P&T

P&T-Verfahren werden in Ländern mit größeren Kernenergieprogrammen und nationalen Plänen für die Endlagerung erforscht und entwickelt, die Pläne für eine Implementierung von P&T haben, wie z. B. Frankreich, Belgien, Japan, Russland, aber auch in solchen Ländern, die derzeit (noch) keine P&T Strategie verfolgen, z. B. USA, Schweden, Deutschland. Größere laufende P&T Forschungsvorhaben werden auch in Programmen von EURATOM und des Joint Research Centers der europäischen Union betrieben.

Ende der 1990er Jahre kam ein Bericht der IAEA zu P&T (IAEA 1997) nach (OECD-NEA 2002) zu dem Schluss, dass Partitionierung noch erheblichen Forschungs- und Entwicklungsaufwand benötigt, um ein realistisches Prozessschema für einen Betrieb auf industriellem Maßstab zu implementieren. In den 2000er Jahren stellte (Lensa et al. 2007) fest, dass die wissenschaftliche Machbarkeit („scientific feasibility“) von P&T-Standardverfahren demonstriert wurde, aber noch signifikante Forschungs- und Entwicklungsarbeit und die Inbetriebnahme von Demonstrationsanlagen in einem großtechnischen Maßstab benötigt werden, um die industrielle Reife zu erreichen und die Verlässlichkeit von Schätzungen der ökologischen, sozialen und ökonomischen Folgen von fortgeschrittenen Brennstoffkreisläufen zu verbessern.

Jüngere Übersichtsstudien zum Forschungsstand sind (GRS 2014; Acatech 2014; Öko-Institut/ZNF 2015; ESK 2015b; Brenk 2015; Öko-Institut e.V. 2017; Institut für Festkörper-Kernphysik 2019; Hippel et al. 2019; OECD-NEA 2016; 2018; Frieß et al. 2021), die auch Übersichten über die internationalen Entwicklungen und historische Überblicke zu einzelnen Abtrennverfahren und Reaktorkonzepten als auch zu Auswirkungen auf Entsorgungsoptionen und -pfade enthalten. Die

Darstellung hier schließt sich an (Öko-Institut/ZNF 2015) an, ergänzt durch jüngere Entwicklungen der letzten fünf Jahre. Es gibt weiterhin großes Interesse an der Forschung und Entwicklung von P&T und eine große Zahl an Institutionen und Fachleuten, die in den letzten zwei Jahrzehnten insbesondere im Rahmen der EU-geförderten Forschungs- und Entwicklungsprojekte an der Entwicklung dieser Technologie gearbeitet haben²³.

Für die Abtrennverfahren und Reaktorkonzepte wurden immer wieder Prognosen aus Laborexperimenten und Modellen bezüglich der erwarteten Trenn- und Transmutationsfaktoren für Transurane und Spaltprodukte abgeleitet. Die jeweiligen internationalen Forschungs- und Entwicklungsprogramme unterscheiden sich auch darin, welche Abfälle und Abfallarten bzw. Nuklide und Nuklidgruppen in den Verfahren überhaupt erfasst werden. Entsorgungskonzepte reichen dabei von einer alleinigen Abtrennung besonders langlebiger Spaltprodukte und Transurane, über die Transmutation bestimmter Nuklide in dezidierten Reaktoren, bis hin zur Behandlung der Abfälle im Rahmen langfristiger Nuklearenergieprogramme.

Für P&T sind neben den eigentlichen Transmutationsanlagen (z. B. Reaktoren) weitere Anlagen für die Brennstofffertigung und die Partitionierung zentral. Eine Konkretisierung des TRL mit Blick auf kerntechnische Anlagen erfolgte beispielsweise in (GNEP 2007). In (Öko-Institut e.V. 2017) wird eine mögliche Einteilung, die für neue Reaktorkonzepte geeignet ist, wiedergegeben.

Bei den Partitionierungsverfahren hat die OECD eine Einteilung verschiedener TRL vorgestellt (OECD-NEA 2018). Zu Beginn der Forschung steht die Verwendung chemischer Mittel ohne radioaktive Stoffe bzw. nur Spuren an radioaktiven Stoffen. Diese Forschung muss dann für weitere Experimente in Labore transferiert werden, die für die Nutzung radiochemischer Substanzen, inklusive Plutonium, zertifiziert sind (proof of concept TRL 1-3). Sobald der chemische Prozess etabliert wurde und ein Prozessschema definiert ist, müssen Mengen und Brennstoff im Kilogramm Bereich prozessiert werden (proof of principle: TRL 4-6). Als nächstes schließen sich Sicherheitsstudien, sowie Optimierungen im Labormaßstab an, um schließlich auf industriellen Maßstab zu skalieren. Parallel wird das Anlagendesign mit nicht radioaktiven Stoffen oder abgereichertem Uran unterstützt von Computersimulationen weiterentwickelt. Danach kommt die Entscheidung, ob eine Pilot- oder Demonstrationsanlage mit radioaktivem Brennstoff notwendig ist, mit einigen Tonnen Schwermetall Kapazität, um das Verfahren unter realistischen Randbedingungen zu testen (proof of performance, TRL 7). Eine solche Anlage könnte dann auch schon kleine Mengen an Altlasten behandeln. Die Einteilung und Bewertung der OECD wird im Kapitel 7.4.1 übernommen (ausschließlich).

7.4.1 Partitionierung von Transuranen

Im Falle der Partitionierungsverfahren beruhen die meisten der aktuell national und international diskutierten technischen Konzepte auf der Abtrennung von Plutonium und weiteren Minoren Aktinidenelementen (Np, Am, Cm), die durch eine hohe Radiotoxizität und teils sehr lange Halbwertszeiten charakterisiert sind. Darüber hinaus gibt es Konzepte, die auch eine Abtrennung radioaktiver Spaltprodukte mit langen Halbwertszeiten vorsehen, um eine möglichst vollständige Reduktion anzustreben. Diese spielen in der internationalen Diskussion von P&T-Strategien derzeit aber lediglich eine marginale Rolle.

²³ In (Acatech (2014)) werden für Deutschland 6 Forschungszentren mit insgesamt 19 Organisationseinheiten sowie 11 Universitäten mit Kompetenz für P&T aufgeführt.

Die Anzahl der möglichen Verfahren ist groß, eine Übersichtsdarstellung aller chemischen Verfahren findet sich in (Nash et al. 2010). Chemische Trennverfahren für Transurane werden häufig unterteilt in nasschemische Partitionierungsverfahren mit Hilfe von organischen Lösungsmitteln, und pyrometallurgische Trennverfahren bei hohen Temperaturen z. B. mit Hilfe von Salzschmelzen. Nasschemische Verfahren zur Plutoniumabtrennung sind heute ausgereift und werden großtechnisch eingesetzt. Trennverfahren für Minore Aktinide befinden sich noch in der Entwicklung. Alternativ werden im Labormaßstab seit vielen Jahrzehnten pyrochemische Trennverfahren erprobt (z. B. Elektrolyse, Destillation, Reduktion, Flüssigmetall u. a.). Hinzu kommen industrielle Techniken zur Behandlung radioaktiver Abfälle, also mechanische Zerlegung, Reinigung, Pulverisierung, Umwandlung in geeignete chemische Verbindungen, etc. Die OECD-NEA hat mit (OECD-NEA 2018) einen umfassenden Report zum Stand der chemischen Trennverfahren vorgelegt. Die Proceedings ihrer Workshops „Information Exchange on Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation“ ergänzen diese zusammenfassende Darstellung (NEA Proc. 2001; 2003; 2005; 2007; 2010; 2012; 2013; 2015; 2017).

Bei allen Abtrennverfahren ist die erreichbare Abtrenneffizienz entscheidend, um zu vermeiden, dass Restmengen des abzutrennenden Elements im Abfallstrom verbleiben und damit den Einfluss von P&T auf die Anforderungen zur Endlagerung verringern.

7.4.1.1 Nasschemische Trennverfahren

Bei nasschemischen Verfahren wird der Brennstoff in heißer organischer Säure aufgelöst und anschließend mit Hilfe eines organischen Extraktionsmittels Uran und Plutonium durch chemische Reaktionen abgetrennt (Hydrometallurgie). Das Verfahren hat seine Ursprünge in der Abtrennung von Plutonium für die militärische Nutzung und hat sich anschließend in der kommerziell eingesetzten Wiederaufarbeitungstechnik durchgesetzt. Nach dem Zerlegen des Brennelements und dem Zerschneiden der Hüllrohre wird der Brennstoff zusammen mit den im Reaktor erzeugten Isotopen in kochender Salpetersäure gelöst und in einem ersten Trennschritt Uran und Plutonium mit Hilfe eines organischen Lösungsmittels gemeinsam extrahiert. Durch zwei Rückextraktionsschritte durch Zugabe geeigneter flüssiger Reduktionsmittel wird anschließend das Uran und Plutonium voneinander getrennt. Um aus den verbleibenden flüssigen hoch radioaktiven Abfällen die Transurane Neptunium, Curium und Americium abzutrennen, sind weitere Verfahrensschritte notwendig, ebenso zu Abtrennung langlebiger Spaltprodukte. Die nicht extrahierten Substanzen stellen den verbleibenden wärmeentwickelnden Abfall dar, der nach Aufkonzentrierung und Lagerung in endlagergeeignete (Glas-)Matrices (Kokillen) verglast wird.

Für Plutonium und Uran und eventuell ebenfalls abgetrennte Minore Aktinide schließen sich Reinigungsschritte an, um die gewünschten Produkte möglichst frei von Spaltprodukten und anderen Aktiniden zu gewinnen. Zum Effekt von Resten an Spaltprodukten (insbes. Lanthanide) für den Aufwand bei der Brennelementfertigung und für den Reaktoreinsatz ist bisher wenig publiziert worden. Dabei können bestimmte zurückbleibende Verunreinigungen positiv sein, um z. B. die Proliferationsresistenz („attractiveness level“) eines Materials zu erhöhen, andererseits kann es von Vorteil sein einen möglichst hohen Reinheitsgrad zu erreichen. (OECD-NEA 2018)

Bei den Verfahrensschritten zur Abtrennung Minorer Aktinide wird unterschieden in homogene Rezyklierung, also der gemeinsamen Abtrennung aller Transurane (Pu+MA) bzw. aller Minorer Aktinide (Pu und MA separat), und der heterogenen Rezyklierung. Bei der heterogenen Rezyklierung werden die einzelnen Aktinide voneinander getrennt. Dies hat den Vorteil, dass bei der Brennstoffherstellung später der Anteil der einzelnen Aktinide im Brennstoff genau festgelegt werden

kann. Dies ist teilweise nötig, da neutronenphysikalische Simulationen zeigen, dass die Minoren Aktinide die Beherrschbarkeit von Reaktivitätsstörfällen Schneller Reaktoren grundsätzlich erschweren und ihr Anteil im Brennstoff je nach Reaktorkonzept auch rein aus Kritikalitätsgründen begrenzt werden muss (Frieß et al. 2021). Zu Zeiten als Schnelle Reaktoren noch als Brutreaktoren konzeptioniert waren, wurde die Reaktorzone aufgeteilt in eine Kernzone zum Betrieb und eine Blanketzone um den Kern herum, in der überschüssige Neutronen der Kettenreaktion in Uranblankets zur Produktion von Plutonium genutzt wurden. Ähnlich wie bei diesem Core-Blanket Design von Schnellen Brütern kann ein Schneller Reaktor aus zwei Brennelementzonen aufgebaut werden mit Brennelementen mit geringem minoren Aktinidenanteil im Kern und höherem in der Peripherie. Zur Fertigung ist hier jedoch eine Trennung der Aktinidenanteile nötig und der Einsatz einer homogenen Rezyklierung nicht geeignet.

Im Prinzip sind daher eine Reihe von Möglichkeiten zur gemeinsamen oder getrennten Abtrennung der Aktinide möglich (OECD-NEA 2018): (U,Pu), (U,Np,Pu), (Pu,Np), (Np), (U,Am), (Am,Cm), (Am), (Pu,Np,Am,Cm), (U,Np,Pu,Am,Cm).

Homogene Rezyklierung

Bei der homogenen Rezyklierung werden in den Transmutationsbrennelementen die Minoren Aktinide zusammen mit dem Reaktorbrennstoff Plutonium in dem Verhältnis eingesetzt, wie sie bei der gemeinsamen Abtrennung gewonnen wurden.

Der industrielle Standard zur Abtrennung von Uran und Plutonium aus abgebrannten Brennelementen ist das PUREX-Verfahren (Plutonium-Uranium REDox eXtraction) mit einem Technology Readiness Level (TRL)²⁴ von 9, wie es für einen industriellen verwendeten Prozess zu erwarten ist. Um im selben Materialstrom weitere Aktinide abzutrennen müsste der PUREX-Prozess daher nur dahingehend ergänzt werden, dass im selben Materialstrom alle zu transmutierenden Transurane zusammen von den restlichen Bestandteilen der abgebrannten Brennelemente, nicht aber voneinander separiert werden.

Aktuelle Forschungsbemühungen konzentrieren sich auf Modifikationen von PUREX z. B. das COEX-Verfahren (CO-EXtraction) (TRL 8), auch um andere Aktiniden wie Neptunium zu extrahieren. Seit langem bekannt ist, dass Neptunium beim PUREX-Prozess nach der Auflösung in mehreren Wertigkeitsstufen vorliegt, von denen das fünfwertige Neptunium praktisch nicht extrahiert wird, sondern in den wärmeentwickelnden Abfall gelangt (Bleyl und Ochsenfeld 1978). Im Labormaßstab gab es hier Fortschritte, z. B. den Advanced PUREX Process (TRL 4-5) oder UREX (Uranium EXtraction) (TRL 6) oder den Schritt zur U-Pu-Np Abtrennung mit Tributylphosphaten (TRL 5 bis 6) im japanischen NEXT (New EXtraction) Process (OECD-NEA 2018). Es bleibt aber nach wie vor offen, ob für Neptunium die Anforderung einer Wiedergewinnungsrate von 99,9 % für ein effizientes P&T-System auf der Basis eines optimierten PUREX-Prozesses erfüllt werden kann (Precek et al. 2012; OECD-NEA 2010).

Beim DIAMEX-SANEX Prozess ist der DIAMEX (DIAMide EXtraction) Prozess sehr gut verstanden, allerdings fehlt noch eine industrielle Umsetzung (TRL 6). Vor allem die Abtrennung der Aktinide von den Lanthaniden im SANEX (Selective ActiNide EXtraction) Prozessteil ist eine technische Herausforderung (TRL 4-5) aufgrund der hohen Konzentrationsunterschiede und der chemischen Ähnlichkeit. Auch in Japan und Russland gibt es zu Studien zu neuen Lösungsmitteln mit

²⁴ Alle Angaben zum TRL in Kapitel 7.4.1 beruhen auf der Bewertung nach OECD-NEA (2018) Zum TRL und SRL siehe auch Kapitel 4.3.

Tetraaktyldiglykolamid (TRL 3-5). Andere Trennverfahren sind das Aktiniden-Lanthaniden Separationsverfahren ALSEP (TRL 4), das „New Diamid“ Verfahren (TRL 4) aus Russland oder das US-amerikanische TRUEX-TALSEAK Verfahren (TRL 6), das ebenfalls weiter entwickelt wird (TRUEX Advanced TALSEAK– TRL 4). (OECD-NEA 2018)

Im Rahmen der europäischen F&E-Projekte werden der zweistufige GANEX-Prozess (Grouped Actinide Extraction) entwickelt (Poinssot et al. 2012; SACSESS; LGI Consulting 2015), der im Labormaßstab mit echter Abfalllösung getestet wurde (TRL 5-6). Der GANEX Prozess beruht auf dem DIAMEX-SANEX-Prozess zur Abtrennung von Americium und Curium und weiterer Lanthanide, der bei der heterogenen Rezyklierung zum Einsatz kommt. In der Entwicklung befinden sich der CEA-GANEX und der EURO-GANEX (Narbutt 2020) Prozess (TRL 4-5). In Russland wird ein Prozess neu entwickelt der auf der Basis eines Zirconium-Salzes von Dibutylphosphorsäure als Extraktionsmittel basiert. Das Verfahren erlaubt die Abtrennung von Strontium und Cäsium und einer Mischung aus Transplutoniumelementen, verbleibenden Uran, Plutonium, Neptunium und seltene Erden, die nachfolgend separiert werden müssen (TRL 6). In Japan wird als ein Teil des NEXT Prozesses auch ein Trennverfahren für Minore Aktinide basierend auf Extraktionschromatographie entwickelt (TRL 4-6).

Heterogene Rezyklierung

Im PUREX Prozess kommt Tributylphosphat als Extraktionsmittel zum Einsatz, das aber nicht geeignet ist trivalente Aktinide zu extrahieren. Daher sind zur Extraktion von Minoren Aktiniden andere organische Lösungsmittel und Trennschemata für die anschließende Co-Extraktion und Reinigung von Lanthanidelementen aus dem hoch radioaktiven Abfallstrom notwendig. Die Lanthanide müssen abgetrennt werden, um Americium und Curium für die anschließende Transmutation zu gewinnen. Aufgrund der winzigen chemischen Unterschiede zwischen den Lanthaniden und Americium/Curium und ihres Massenverhältnisses von etwa 1000:1 sind die Trennfaktoren begrenzt und es ist eine große Anzahl von Stufen für die quantitative Extraktion nötig. Die Lanthanide müssen abgetrennt werden, da sich unter den Elementen Neutronenabsorber befinden und von den Lanthaniden eine hohe Strahlung ausgeht, welche die Brennelementfertigung erschwert (Poinssot et al. 2012).

Dieser Schritt ist technisch die größte Herausforderung, gilt als extrem schwierig (OECD-NEA 2018) und stand in den letzten Jahrzehnten im Fokus der Forschungs- und Entwicklungsbemühungen. Die Prozesse wurden im Labor getestet, aber die Stabilität und Effizienz im industriellen Maßstab muss noch nachgewiesen werden. In (OECD-NEA 2018) wird angegeben, dass in den letzten 20 Jahren neue hydrometallurgische Verfahren zur Komplexierung und Extraktion entwickelt wurden, die Abtrennfaktoren von bis zu 99,9 % für Americium und Curium ermöglichen könnten. Auch wenn es hier signifikanten Fortschritt in den letzten Jahrzehnten gab, gibt es bisher noch keinen Konsens welches System zur industriellen Entwicklung kommen sollte (OECD-NEA 2018).

Obwohl der Anteil an Curium im abgebrannten Brennstoff gering ist, ist Curium (insbes. Curium-244) ein wesentlicher Neutronenstrahler im Abfall und trägt signifikant zur Wärmeentwicklung bei. Da die Trennung von Curium und Americium chemisch so schwierig ist, gibt es Überlegungen auf die Abtrennung von Curium zu verzichten (Poinssot et al. 2012; Modolo et al. 2012; Acatech 2014). Dies erschwert dann allerdings die nachfolgende Brennelementfertigung erheblich. Es würde daher den Umgang mit Americium stark vereinfachen, wenn das Curium abgetrennt würde und nicht bei der Transmutation eingesetzt wird. Dann würde allerdings das Curium wieder in den Abfallstrom und ohne Transmutation zur Entsorgung kommen und damit die Reduktion der Anforderungen an die

Endlagerung einschränken (siehe Kapitel 7.2.1.2). Es gibt mehrere Prozesse, die derzeit für die Curiumabtrennung entwickelt werden, die meisten bauen auf eine Trennung von Americium und Curium auf, nachdem die Lanthanidenabtrennung stattgefunden hat. Der französische SESAME Prozess (Selective Extraction and Separation of Americium) baut auf dem DIAMEX-SANEX Verfahren auf (TRL 3-4). Aufgrund der sehr signifikanten Schwierigkeiten ("very significant difficulties"), die mit der Abtrennung von Curium aus der Americium-Curium-Lanthaniden Mischung verbunden sind, wird seit 2012 jedoch nur noch an der Abtrennung und Transmutation von Americium geforscht (IRSN 2019b). Der EXAM Prozess (Extraction of Americium) baut direkt auf PUREX Raffinaten im GANEX Prozess auf (TRL 4-5). Daneben gibt es noch ein Verfahren zur Separation durch Ionenaustausch, das in Japan entwickelt wird (TRL 2-3).

Der PUREX-Prozess ist industriell erprobt und die Komplexität der Prozessschritte beherrscht. Die Verfahren zur Abtrennung von Minoren Aktiniden sind jedoch deutlich komplexer. Während im PUREX-Prozess nur maximal sechs Schritte für die Extraktion von Uran und Plutonium, deren Rückextraktion und jeweiligen Reinigung erforderlich sind, sind zwischen 16 und 32 Schritten für die verschiedenen Varianten des SANEX-Prozesses (Modolo et al. 2012) und 68 Schritte im EXAM-Prozess (Rostaing et al. 2012) vorgesehen. Zukünftige Prozessoptimierungen werden diese Zahlen noch verringern. Dennoch zeigt dies die technische Herausforderung an jedes hydrochemische Trennverfahren für die Minoren Aktinide, das aus den geringen chemischen Unterschieden zwischen Americium, Curium und den Lanthaniden resultiert. Die geringen Trennfaktoren der Extraktionsmittel müssen durch eine Vergrößerung der Zahl der Trennschritte kompensiert werden und die Verfahren sind empfindlich gegenüber Variationen der Betriebsparameter, so dass es schwierig wird, hohe Wiedergewinnungsraten bei gleichzeitiger Produktreinheit zu erhalten (Montuir et al. 2012).

Ein großer Teil der Forschung zum Thema Partitionierung Minorer Aktinide mit hydrochemischen Verfahren wurde in Europa durchgeführt und von EURATOM finanziert vor allem während der sukzessiven Rahmenprogramme (Framework Program) FP5-FP7 (1998-2013) (OECD-NEA 2018). Im Horizon 2020 Framework wurden die Bemühungen im ASGAR (Ekberg et al. 2020) und GENIOR Programm, das 2017 mit ca. 7 Millionen Euro für vier Jahre ausgestattet wurde²⁵, fortgesetzt. Die Frage des Entwicklungsstandes und der industriellen Einsatzreife wird in der Literatur sehr unterschiedlich bewertet. (Poinssot et al. 2012) kommt noch zum Schluss, dass sich die Rückgewinnung der Minoren Aktiniden als industriell durchführbar erweist. (Modolo et al. 2012) hingegen kommt zu dem eher pessimistischen Schluss, dass nach jahrzehntelanger Forschung die Abtrennung der Minoren Aktiniden (Americium und Curium) aus dem PUREX-Raffinat immer noch eine genauso große Herausforderung darstellt wie in der Vergangenheit. An dieser ambivalenten Einschätzung hat sich in den letzten Jahren nichts Grundsätzliches geändert, auch wenn im Labormaßstab neue Ansätze experimentell getestet wurden (Ekberg et al. 2020; OECD-NEA 2018). (WNA 2020b) erwartet, dass die erforderliche effektive Abtrennung wahrscheinlich zusätzlicher elektrolytischer Trennverfahren bedarf.

²⁵ <http://www.geniors.eu/resources/>

7.4.1.2 Pyrochemische Trennverfahren

Eine alternative Technologie zu den hydrometallurgischen chemischen Trennverfahren sind pyrochemische Trennverfahren (Pyroprocessing). Bei pyrometallurgischen Abtrennverfahren wird der Brennstoff in einem Medium bei hohen Temperaturen (500°C - 900°C) aufgelöst und anschließend die Transurane abgetrennt. Am weitesten fortgeschritten ist Pyroprocessing in Form der Elektrolyse in einem Medium aus geschmolzenem Salz. Die korrosive Umgebung bei hohen Temperaturen ist eine der Herausforderungen bei der Entwicklung der Pyroprozessierung über den Labormaßstab hinaus (Romero 2007; IAEA 2011). Pyrochemische Verfahren könnten auch als Ergänzung und zusammen mit den industriell genutzten hydrometallurgischen Verfahren verwendet werden.

Ein Vorteil der pyrometallurgischen Trennverfahren besteht in der potenziell höheren radiologischen Stabilität der eingesetzten Chemikalien (IAEA 2011). Bei der Wiederaufarbeitung von Transmutationsbrennstoffen mit hohen Aktinidgehalten und Minoren Aktiniden ist das förderlich (Romero 2007; Hayashi et al. 2015). Ein weiterer Vorteil ist, dass die notwendigen Zwischenlagerzeiten von abgebrannten Transmutationsbrennstoffen vor der Wiederaufarbeitung verkürzt werden könnten (Malmbeck et al. 2011). Bei nasschemischen Verfahren sind je nach Brennstoff und Abbrand ca. 2 bis 8 Jahre Lagerung vor der Partitionierung notwendig (Öko-Institut/ZNF 2015). Damit könnten auch die erforderlichen Umsetzungszeiträume einer P&T-Strategie verkürzt werden.

Aufgrund des Entwicklungsstandes der pyrometallurgischen Verfahren sind die erreichbaren Abtrennfaktoren deutlich geringer als bei hydrometallurgischen Verfahren.

Es gibt eine Reihe pyrometallurgischer Verfahren. Unterschieden wird meist nach Flüssig-Flüssig-Extraktion, Elektroraffination, und Volatilisierung. Dabei können Salzschnmelzen (chloridische oder fluoridische Salze) oder Flüssigmetalle (z. B. Wolfram, Bismut, Aluminium) verwendet werden. Bei elektrolytischen Verfahren werden dann an die Salz- oder Metallschnmelze elektrische Spannungen angelegt, die zu einer Separation der verschiedenen im abgebrannten Brennstoff enthaltenen Elemente mit einer Ablagerung der Aktiniden an der Kathode bzw. zum Verbleib insbesondere der Spaltprodukte in der Schnmelze führen (Malmbeck et al. 2011; OECD-NEA 2018). Bei der Flüssig-Flüssig-Trennung wird der Salzschnmelze eine in der Schnmelze unlösliche Extraktionsflüssigkeit (z. B. Flüssigmetall) zugegeben, um bestimmte Elemente zu extrahieren. Bei der Volatilisierung durch Fluoridierung oder Chloridierung werden Vakuumdestillationstechniken eingesetzt. Im Gegensatz zu hydrometallurgischen Verfahren werden aber keine wässrigen oder organischen Substanzen verwendet.

Die Forschungsbemühungen in Europa in den letzten 20 Jahren konzentrierten sich darauf Grundlageninformationen bereitzustellen, um erste Konzeptstudien und Analysen der Wiederaufbereitungsverfahren für viele verschiedene Brennstofftypen und Targets zu ermöglichen. Die in (OECD-NEA 2018) zitierten Studien zeigen, dass der Großteil der Arbeiten vor 2010 stattgefunden hat. Die Arbeiten konzentrierten sich darauf die Möglichkeit der Abtrennung von Uran, Plutonium und Minoren Aktiniden von Spaltprodukten in Salzschnmelzen auf Chlorid und Fluorid Basis zu analysieren. Hierzu wurden thermodynamische Daten für Chloridschnmelzen gesammelt, besonders durch Arbeiten am Transuraninstitut in Karlsruhe mit Studien zu Aktiniden, Lanthaniden und wichtigen Spaltprodukten. Fluoriddaten sind seltener, hauptsächlich aufgrund des Mangels an zuverlässigen Referenzelektroden. Besonders für Curium finden sich nur wenige Daten (OECD-NEA 2018).

Zwei Prozesse zur Trennung von Minoren Aktiniden und Lanthaniden wurden als vielversprechend eingestuft. Die Abtrennung an einer festen Kathode in einer Chloridschmelze (TRL 5-6) und die flüssig-flüssig Extraktion in einer flüssigem Metall-Fluoridschmelze (TRL 3-4). Für beide Verfahren erwies sich Aluminium als das beste Kathodenmaterial. Für das Verfahren mit fester Kathode wurden verschiedene Prozessschemata analysiert und zwei Referenzprozesse optimiert und Grammengen an Brennstoffen verarbeitet. Dabei wurden auch experimentelle Einrichtungen errichtet, z. B. eine alphaaktive Glovebox in Großbritannien und eine Glovebox (Pyrel II) in Italien zur Modellierung und Untersuchung einer möglichen Skalierung. Dabei ist klargeworden, dass die Konstruktion eines großen Elektroliseurs für Salzschnmelzen ein komplexes und arbeitsintensives Unterfangen ist, das eine Menge zusätzlichen Aufwand für einen Erfolg benötigt. (OECD-NEA 2018).

Bei der Reinigung der Salzschnmelze, um eine Abtrennung von >99,9 % der Aktinide zu erreichen gab es Fortschritte hinsichtlich möglicher Verfahren (Zeolit Ionenaustausch Filtrierung, Phosphatfällung) als auch hinsichtlich der Konditionierung. Allerdings sind weitere Arbeiten notwendig (OECD-NEA 2018).

Bisher wurden nur zwei Verfahren bis zu einem Pilotprojekt entwickelt. Zum einen die Aufarbeitung von metallischen Brennstoffen in Salzschnmelzen („molten salt electro-refining“), das am ANL in den USA Im Rahmen des Integral Fast Reactor Prozesses (IFR) entwickelt wurde und eine Argonatmosphäre benötigt. Zum anderen die Aufarbeitung von oxidischen Brennstoffen („oxide electrowinning“), die am RIAR in Russland entwickelt wurde, und in Luft durchgeführt werden kann (OECD-NEA 2018). Allerdings erlaubt nur der pyro-elektrometallurgische Prozess die Abtrennung von Minoren Aktiniden.

Molten salt electro-refining wurde für den Experimental Breeder Reactor II (EBR-II) des Argonne National Laboratory entwickelt. Der Schnellen Brutreaktor wurde von 1964-1969 in Kombination mit der Wiederaufarbeitung eines Teils des abgebrannten Brennstoffs betrieben (INL 2007), es blieben ca. 7% des Schwermetallanteils in der Salzschnmelze zurück (IAEA 2011). Nach der Schließung des EBR-II im Jahr 1996 wurde die Entwicklung am Idaho National Laboratory zur Behandlung vorliegender Abfälle fortgesetzt. Im Rahmen der Advanced Fuel Cycle Initiative des U.S. Department of Energy wurden die Forschungen ab 2002 auch auf oxidische Brennstoffe ausgeweitet. Im Zeitraum von 1996 bis 2007 wurden weitere Brennstoffe aus dem EBR- II aufgearbeitet (INL 2007). Die Uranextraktion mit dem US-amerikanischen elektrochemischen Prozess wird mit TRL 7 abgeschätzt (OECD-NEA 2018). Neben metallischen Brennstoffen können mit diesem Verfahren grundsätzlich auch nitridische und carbidische Brennstoffe behandelt werden (IAEA 2011). Adaptionen der IFR Technologie für Oxid- und Nitridbrennstoffe werden derzeit in Japan entwickelt (TRL 5-6). Die Benutzung von bestrahltem Material ist in Zusammenarbeit mit dem JRC Karlsruhe (ehemals Institut für Transurane) in Karlsruhe vorgesehen (OECD-NEA 2018). Nitrid und Carbiddbrennstoffe wurden ebenfalls im ASGARD Projekt der Europäischen Union erforscht (Ekberg et al. 2020).

Bei dem in Russland entwickelten „Oxide electrowinning process“ werden oxidische Brennstoffe nach Chlorierung in Salzschnmelzen aus Natriumchlorid-Kaliumchlorid (NaCl-KCl) oder Natriumchlorid-Cäsiumchlorid (NaCl-CsCl) gelöst und gezielt Plutoniumoxid (PuO_2) abgetrennt. Hierfür werden erreichbare Abtrennfaktoren von 99,5 bis 99,9 % angegeben (IAEA 2011).

Ein anderer Salzschnmelzprozess für oxidische oder metallische Brennstoffe („fluoride volatility process“) wurde in Frankreich, Russland, Belgien, Tschechische Republik, den USA und Japan erforscht und entwickelt (IAEA 2011; OECD-NEA 2018). Ende der 1960er und Anfang der 1970er Jahren wurden in einer russischen Versuchsanlage oxidische Brennstoffe in Fluoride umgewandelt

und eine Trennung aufgrund der unterschiedlichen Lösungseigenschaften der Fluoride in Alkalimetallen erreicht. Der Prozess wurde mit abgebrannten Brennstoffen Schneller Brüter demonstriert, wobei eine Rückgewinnung von 99,4-99,6 % des enthaltenen Urans und 89-91% des enthaltenen Plutoniums erreicht wurde. Auch in der französischen ATTILA-Anlage wurden mit diesem Verfahren abgebrannte metallische Brennstoffe auf der Basis von hochangereichertem Uran mit Zirconium oder Aluminium als Brennstoffmatrix (UZr und UAl) verarbeitet. Dabei wurde eine Rückgewinnung von 97,45 % des Urans und 95-97,5 % des Plutoniums erreicht. Ziel dieses Verfahrens war es insbesondere, hohe Dekontaminationsgrade des abgetrennten Spaltmaterials von Spaltprodukten zu erzielen. Die ursprünglichen Arbeiten wurden bis Ende der 1970er Jahre weitgehend eingestellt. Neuere Forschungsvorhaben zu diesem Verfahren wurden aber in Japan, Russland und der Tschechischen Republik durchgeführt (IAEA 2011) (TRL 4) (OECD-NEA 2018).

Ein Problem der Volatilisierung durch Fluoridierung besteht darin, dass Fluoride gegenüber Chloriden einen vergleichsweise hohen Siedepunkt haben. Ein Vorschlag ist daher die Nutzung der industriellen Rektifikationsmethoden (Destillation) auf Basis von Chloriden der Aktiniden und Spaltprodukte bei niedrigeren Temperaturen. Frühere umfangreiche Forschung wurde in den USA durchgeführt (ORNL 1963) galt jedoch gegenüber den elektrometallurgischen Prozessen als nicht kompetitiv zur Behandlung US amerikanischer abgebrannter Brennstoffe (National Research Council 2000). Jüngere Forschung besteht zur Nutzung des Prozesses zur Rückgewinnung von Zirconium (Poineau 2019). In (Institut für Festkörper-Kernphysik 2019) wird der Prozess im Zusammenhang mit der Nutzung von Salzschnmelzereaktoren insbesondere in dem Konzept eines Dual-Fluid-Reaktors vorgeschlagen. Forschungsdefizite bezüglich der grundlegenden notwendigen Prozessdaten werden vorgestellt.

Ein weiterer Nachteil der Volatilisierung unter Verwendung von Fluoriden ist, dass sich aus den verbleibenden Reststoffen keine stabilen Glasprodukte herstellen lassen. Es wäre somit nach einer anderen Art der Verfestigung zu suchen.

Daneben gibt es noch in Japan und Russland Forschung zur Behandlung von Nitridbrennstoff (OECD-NEA 2018). Eine Charakteristik ist die Entstehung von Stickstoffgas und die Entstehung von radioaktivem Kohlenstoff-14 aus Stickstoff-14 während der Bestrahlung rezyklierter Brennstoffe. Der auf der IFR Technologie aufbauende Prozess, den Japan entwickelt (TRL 3-4) ist ähnlich wie der für metallische Brennstoffe, technisch aber herausfordernd, ebenso wie die erneute Brennstoffherstellung (OECD-NEA 2018). Um die Entstehung von Kohlenstoff-14 zu vermeiden sollte der rezyklierte Brennstoff mit Stickstoff-15 angereichert werden. Nitridbrennstoff wird ebenfalls im ASGAR-Projekt der Europäischen Union erforscht (Ekberg et al. 2020).

Nitridbrennstoffe werden ebenfalls in Russland im Rahmen der Entwicklung bleigekühlter Schneller Reaktoren erforscht mit einer Kombination aus hydrometallurgischen und pyrochemischen Prozessen (TRL 7). Hier ist es geplant mit nichtangereichertem Stickstoff zu arbeiten, da das ^{14}C nicht als CO_2 in die Gasphase übergeht und daher in elementarer Form als Schicht auf der Oberfläche der Schmelze zurückbleibt und einfach und kompakt entnommen werden kann. Alle Stufen der Technologie wurden mit einigen Kilogramm bestrahltem Brennstoff in einer Pilotanlage getestet. (OECD-NEA 2018)

Südkorea entwickelt Pyroprocessing seit 1997 und hat die Entwicklung von Konzepten sowie erste Tests und Demonstrationsversuche zur chemischen Abtrennung im Labormaßstab seit 2006 durchgeführt (TRL 3-4). Von 2007-2011 wurde ein Demonstrationsprozess entwickelt und gebaut (Pyroprocess-integrated inactive demonstration facility PRIDE), das allerdings nur inaktive Materialien basierend auf abgereichertem Uran verwendet, mit einer Kapazität von 10t Schwermetall

pro Jahr. Um die Machbarkeit der Technologie im industriellen Maßstab zu beweisen, wäre eine Demonstration von PRIDE mit aktivem Material nötig (TRL 4-5), aber Proliferationsbedenken der internationalen Gemeinschaft erzeugen Druck und verlangsamen den Fortschritt. (OECD-NEA 2018)

7.4.2 Brennstoffherstellung

Bei P&T-Verfahren können einerseits Mischoxid-Brennstoffe (MOX-Brennstoffe) mit Uran oder uranfreie Brennstoffe zum Einsatz kommen. In MOX-Brennstoffen sind neben Uran-235 noch weitere spaltbare Elemente enthalten, typischerweise Plutonium. Bei einem Einsatz in Schnellen Reaktoren ist der im MOX enthaltene Plutonium-Anteil typischerweise bei über 20 %, bei Leichtwasserreaktoren dagegen bei ca. 5 bis 7 %. In uranfreien Brennstoffen wird Uran durch eine inerte Matrix ersetzt, dies erhöht die Transmutationseffizienz, da keine neuen Transurane aus Uran entstehen können. Aus dem erhöhten Spaltstoffanteil in MOX-Brennstoffen ergeben sich wegen der Radioaktivität und der Wärmeentwicklung auch höhere Anforderungen an die Herstellungsprozesse (Kumar 2015). Eine der größten Herausforderungen für die aktuelle Forschung ist die Qualifizierung von Prozessen im industriellen Maßstab, da dies die Verfügbarkeit von kostenintensiven Pilotanlagen und experimentellen Bestrahlungsmöglichkeiten voraussetzt (IRSN 2019b).

Neben diesen Brennstofftypen sind grundsätzlich weitere Brennstoffe für P&T-Szenarien denkbar. Dazu zählen karbidische ((U,Pu)C), nitridische ((U,Pu)N), metallische sowie keramisch-metallische (CERMET) Brennstoffe. Die verschiedenen Brennstofftypen unterscheiden sich in wichtigen reaktorphysikalischen Parametern, weisen aber einen geringeren Entwicklungsstand auf als MOX Brennstoffe und zeichnen sich auch nicht durch eine verbesserte Transurantransmutation aus.

Als eine Alternative zu Uran-Plutonium- bzw. Uran-Minore-Aktinide-MOX-Brennstoffen werden weltweit auch immer wieder MOX-Brennstoffe auf Thorium-Basis diskutiert. Bei diesen Brennstoffen wird der im MOX-Brennstoff enthaltene fertile Uran-Anteil (Uran-238) durch Thorium ersetzt. Bei einer Bestrahlung von Thorium-MOX-Brennstoff im Reaktor entsteht aus dem enthaltenen Thorium anstelle von Plutoniumisotopen durch Neutroneneinfang und anschließende radioaktive Zerfälle das Isotop Uran-233, das sowohl in thermischen wie in Schnellen Reaktoren einen Spaltstoff darstellt. Obwohl Brennstoffe auf Thorium-Basis seit vielen Jahrzehnten als grundsätzliche Alternative zu Uran-Brennstoffen diskutiert werden, ist der Entwicklungsstand dieser Brennstoffe gegenüber MOX-Brennstoffen auf Uran-Basis geringer einzustufen.

7.4.2.1 MOX-Brennstoff

Bisher werden MOX-Brennstoffe aus Plutonium und Uran für den Einsatz in Leichtwasserreaktoren oder in Schnellen Brütern hergestellt und eingesetzt. MOX-Brennstoffe für P&T-Szenarien stellen eine Weiterentwicklung der bisherigen MOX-Brennstoffe dar, da neben Plutonium die Minoren Aktinide dem Brennstoff beigemischt werden müssen. Für die Produktion von MOX-Brennstoff wird zunächst das Matrixmaterial Urandioxid UO_2 mit dem Schwermetalloxid (typischerweise Plutoniumdioxid PuO_2) in Pulverform vermischt, zu Pellets gepresst, anschließend wärmebehandelt und am Ende abgeschliffen, um die Abmessungen exakt einzuhalten. Bei der Herstellung von MOX-Brennstoffen mit höheren Anteilen an Minoren Aktiniden stellt die relativ hohe Flüchtigkeit von Americium erhöhte Anforderungen an die Prozessführung, um Verluste und Verunreinigungen der Herstellungsanlage zu minimieren (Delage et al. 2015).

Bei der Herstellung von MOX-Brennstoffen ergeben sich im Vergleich zu Uran-Brennstoff deutliche Unterschiede hinsichtlich der erforderlichen Qualitätssicherung. Der Spaltstoffanteil im Pellet sowie seine homogene Verteilung innerhalb des Pellets müssen sehr genau eingehalten werden, um lokale Überhitzungen im Brennstoff zu vermeiden (Gouffon und Merle 1990). Dabei ist der jeweilige Spaltstoffanteil von der Isotopenzusammensetzung des Plutoniums abhängig, die wiederum vom Abbrand des ursprünglichen Uran-Brennelements, in dem das Plutonium gebildet wurde, der Zwischenlagerzeit vor der Wiederaufarbeitung dieses Brennelements und der Lagerung des Plutoniums vor der Herstellung des MOX-Brennstoffs abhängt. Bei der Verwendung Minorer Aktinide wird dies noch einmal durch die Ausgangszusammensetzung erschwert.

Bei Brennstoffen für P&T-Szenarien sind die Anteile an starken Gammastrahlern auch im frischen Brennstoff gegenüber bisherigen MOX-Brennstoffen signifikant erhöht. Bei den existierenden Anlagen zur kommerziellen MOX-Fertigung muss daher der Anteil an Americium-241 begrenzt werden. Americium-241 entsteht im abgetrennten und gelagerten Plutonium aus dem radioaktiven Zerfall des Plutonium-241 und zerfällt selbst wiederum zu Neptunium-237. Aufgrund seiner starken Neutronenstrahlung würde zudem die Verwendung von Curium die Brennstofffertigung noch einmal deutlich erschweren (Salvatores et al. 2015). Auch die Alphastrahlung ist eine wichtige Einschränkung („major constraint“) insbesondere für den Strahlenschutz durch die Entstehung von Staubpartikeln (IRSN 2019b).

Forschungsarbeiten zu MOX Brennstoffen mit Minoren Aktiniden (MA) zum Einsatz in Schnellen Reaktoren werden derzeit in Frankreich, Indien, USA, Südkorea und Russland durchgeführt. In Frankreich soll MOX mit einem Anteil Minorer Aktinide entwickelt werden. Bei der (U,Pu,MA)-MOX Herstellung muss der Anteil aber auf unter 3 % begrenzt bleiben, um nachteilige Auswirkungen auf die Sicherheitseigenschaften des Reaktorkerns begrenzt zu halten. Daneben wurden reine (U, MA)-MOX-Brennstoffe mit Anteilen von 10 bis 40 % Minorer Aktinide entwickelt. Diese wurden im Rahmen der Testprogramme MARIOS und DIAMINO in den Forschungsreaktoren HFR und OSIRIS eingesetzt (Delage et al. 2015). In Indien werden karbidische (U,Pu)C wie oxidische (U,Pu)O₂ Brennstoffe entwickelt und eingesetzt und die Entwicklung metallischer Brennstoffe angestrebt (Kumar 2015) sowie für den Einsatz in Schnellen Reaktoren im Labormaßstab entwickelt (Pasamehmetoglu et al. 2015). In den USA werden metallische Brennstoffe für Transmutationsanwendungen für Schnelle Reaktoren im Rahmen der Advanced Fuels Campaign (AFC) des US Department of Energy entwickelt (Pasamehmetoglu et al. 2015). In Südkorea werden metallische Brennstoffe mit einem Gehalt an Minoren Aktiniden (U-Pu-MA-Zr) untersucht, erste Bestrahlungstests wurden durchgeführt (Lee et al. 2015). Japan hat seine Entwicklungen für Schnelle Brüter und entsprechende MOX Brennstoffe weitgehend eingestellt (Maeda et al. 2015).

(INL 2008) gibt einen umfassenden Überblick über die bisherigen Bestrahlungsversuche mit oxidischen und metallischen Uran-Plutonium Brennstoffen. Zu Brennstoffen mit Minoren Aktiniden liegen limitierte Bestrahlungserfahrungen vor. Zwei Experimente mit oxidischen Brennstoffen sind veröffentlicht (EFTTRA-T4 in Petten und SUPERFACT-1 am Phénix). Es gab weiterhin einen Test mit metallischem Brennstoff. Im METAFIX Test wurde Brennstoff im französischen Phénix Reaktor und am AM-1 im japanischen Joyo Reaktor bestrahlt. Andere Tests sind der AFCI LWR-1a test im Advanced Test Reactor (MOX mit 4000 ppm Neptunium mit 8 % Abbrand) und die AFC-Serie an metallischem Brennstoff und Nitridbrennstoff im Advanced Test Reactor.

In (Delage et al. 2015) wird ein Technology Readiness Level gemäß (Crawford et al. 2007) von MOX-Brennstoffen für Schnelle Reaktoren mit einem zusätzlichen geringen Anteil von Minoren

Aktiniden dahingehend abgeschätzt, dass nunmehr von Tests einzelner Brennstäbe zu Tests mit Brennstabbündeln beim Nachweise der Machbarkeit übergegangen werden kann.

Anlagen zur Herstellung von MOX-Brennstoff im kommerziellen Maßstab gab es in Deutschland, Frankreich und Großbritannien. Aber nur die französische Anlage ist noch in Betrieb. Die deutsche Anlage in Hanau wurde nie in Betrieb genommen. Die britische Anlage in Sellafield wurde nur mit einem Bruchteil ihrer Nennkapazität betrieben (IAEA 2015a).

Russland baut derzeit eine kommerzielle MOX-Fertigungsanlage, um den BN-800 und den zukünftigen Schnellen Reaktor BN-1200 zu betreiben (60t/y). Sie wurde 2015 in Zheleznogorsk in Betrieb genommen. Die Anlage soll bis zu 400 Brennelemente für die BN Serie pro Jahr herstellen. Des Weiteren befindet sich eine Pilotanlage zur Herstellung von Uran-Plutonium-Nitrid-Brennstoffen (TVS-5) für den Einsatz im geplanten bleigekühlten Schnellen Prototypreaktor BREST 300 in Bau (IAEA 2015b). Pläne zum Bau einer Anlage in den USA zur Herstellung von MOX aus 54 Tonnen Plutonium, das als überschüssig für militärische Zwecke deklariert wurde, wurden aufgegeben (s.u.).

In Japan wird in Tokai-Mura eine kleine Anlage zur Herstellung von bis zu 10 Mg pro Jahr MOX-Brennstoff für Schnelle Brutreaktoren betrieben (IAEA 2015a). Der Nachfolger die J-MOX Anlage in Rokkasho befindet sich mit vielen Verzögerungen seit 2010 in Bau und erhielt im Dezember 2020 eine Genehmigung durch die Behörden.²⁶

Bei vielen Projekten zur Fertigung von MOX Brennstoff kam es immer wieder zu Verzögerungen bei der Inbetriebnahme und Verzögerungen und Schwierigkeiten im Betrieb. Typisch sind ebenfalls immense Kostensteigerungen. Eine negative Einschätzung zur Zukunft der MOX Industrie wird daher in (Kuperman 2018; 2019) vorgenommen, die MOX Industrie sei derzeit im Niedergang. Das jüngste Beispiel ist etwa die Planung einer MOX Anlage in den USA für die 52,5 Mg Plutonium aus dem militärischen Bereich, die in Form von MOX in Leichtwasserreaktoren eingesetzt werden sollten. Aufgrund von Personal und Teilemangel, sowie finanziellen Schwierigkeiten kam es zu zeitlichen Verzögerungen vor Baubeginn und während der gesamten Bauzeit. Die ursprüngliche Kostenschätzung 2002 lag bei 1 Milliarde USD, wurde dann zu 4,8 Milliarden bei Baubeginn im Jahr 2007 schließlich im Jahr 2014 zu 7,78 Milliarden USD (CRS 2014). 2018 wurde der Bau eingestellt, die Anlage war zu 70 % fertig gestellt.²⁷

7.4.2.2 Uranfreie Brennstoffe

Die sogenannten Inert Matrix Fuels (IMF) enthalten kein Uran, wodurch eine erneute Produktion von Plutonium und anderen Aktiniden vermieden wird. Dieser Brennstoff ist daher besonders geeignet bei einer P&T-Strategie, um einen Bestand an Abfall zu behandeln, da die Effizienz der Transmutation gegenüber MOX Brennstoffen erhöht ist. Bisher wurden nur Forschungen im Labormaßstab und erste Bestrahlungstests durchgeführt. IMF werden auch für den Einsatz in beschleunigergetriebenen Systemen entwickelt.

Für IMF-Brennstoffe können ähnliche Fertigungsverfahren wie bei industriellen MOX-Fertigung eingesetzt werden. Als Matrix kommen verschiedene inerte Materialien in Betracht um daraus keramische als auch metallische Brennstoffe, aber auch heterogene Brennstoff-Typen zu fertigen (PSI/ANL 2003; IAEA 2003). Gegenwärtig werden insbesondere Brennstoffe auf der Basis von MgO

²⁶ <https://www.neimagazine.com/news/newsra-approves-japans-mox-plant-at-rokkasho-8407207>

²⁷ <https://www.world-nuclear-news.org/UF-Perry-scraps-completion-of-US-MOX-facility-1605184.html>

(CERCER), Mo (CERMET) und Y-ZrO₂ als geeignete Kandidaten für P&T-Szenarien angesehen (Delage et al. 2015; Acatech 2014).

Insbesondere bei IMF-Brennstoffen auf ZrO₂-Basis bestehen grundsätzliche Probleme im Bereich der Abtrennung der verbleibenden Aktiniden aus dem abgebrannten IMF-Brennstoff (Delage et al. 2015), zudem bedarf die hydrometallurgische Auflösung der Zirkonoxidmatrix einer Salpetersäure-Flusssäuremischung, die zu Korrosionsproblemen führt (Acatech 2014).

Mittlerweile liegen auch die Ergebnisse aus dem ASGARD-Vorhaben des 7ten EU-Forschungsrahmenprogramms vor (ASGARD 2015; Ekberg et al. 2020) vor. In dem Vorhaben wurde versucht eine Brücke zu schlagen zwischen der Brennstoffertigung und der Wiederaufarbeitung, da es immer noch wenige Verbindung gibt zwischen den Forschungsgemeinschaften zur Brennstoffherstellung und der Wiederaufarbeitung. Im Projekt wurde daher Grundlagenforschung zur Fertigung und vor allem Partitionierung keramischer MgO (CerCer) und metallischer Molybdän (CerMat) Brennstoffe, aber auch zu Oxid-, Nitrid-, und Carbidbrennstoffen betrieben.

7.4.3 Transmutation

In jedem Kernreaktor ergibt sich eine Konkurrenz zwischen den Neutronen-Einfangprozessen, die zu einer Spaltung der Transurane führen, und denen, die zu ihrem Aufbau während des Reaktorbetriebs führen. Zentrales Kriterium für die Wahl eines Reaktortyps für die Transuran-Transmutation ist es daher, dass die Spaltungsrate der Aktinide möglichst groß sein muss gegenüber ihrer Neubildungsrate. Um das Plutonium und die Transurane zu transmutieren, sind herkömmliche thermische Leichtwasserreaktoren (LWR), wie sie heute zur Energieerzeugung weltweit eingesetzt werden, wenig geeignet. Hierfür sind sogenannte „Schnelle Reaktoren“ besser geeignet. Der Unterschied zwischen Schnellen und thermischen Reaktoren besteht in der Geschwindigkeitsverteilung der Neutronen im Reaktorkern. Eine höhere Population schnellerer Neutronen begünstigt die Transmutation von Transuranen in Spaltprodukte gegenüber ihrer Neubildung.

7.4.3.1 Transmutation in LWR

Aktuelle Leichtwasserreaktoren sind nicht für die Verbrennung von transuranhaltigen MOX-Brennstoffen ausgelegt. Ohne größere Nachrüstungen des Reaktorkerns, der Reaktivitätskontrolle und der Abschaltssysteme ist der Anteil der MOX-Brennelemente in LWR-Kernen begrenzt, um das Risiko einer Leistungsexkursion ähnlich wie beim Tschernobyl-Unfall 1986 zu vermeiden. Der Rest des Kerns ist mit Uranoxid (UO₂) beladen, dem Standardbrennstoff für die Stromerzeugung. Aber das Verhältnis zwischen MOX und UO₂ im Kern ist kritisch. In UO₂ bauen Neutroneneinfangreaktionen Plutonium und andere Transurane auf. Nur im MOX-Brennstoff werden aufgrund des hohen Anteils an Plutonium und Minoren Aktiniden im Vergleich zum enthaltenen Uran-235 mehr Transurane verbrannt als produziert. Als Faustregel gilt, dass weit mehr als ein Drittel eines LWR-Kerns mit MOX-Brennstoff gefüllt sein muss, um Aktiniden effektiv zu verbrennen. Schwerwasserreaktoren (HWR) wie der kanadische CANDU könnten mit 100 % MOX beladen werden. Nur eine kleine Anzahl der weltweit ca. 376 LWR und der 49 HWR Reaktoren²⁸ ist für MOX-Brennstoff zugelassen.

²⁸ <https://www.iaea.org/newscenter/news/iaea-releases-2019-data-on-nuclear-power-plants-operating-experience>

Auch wenn moderne LWR wie der European Pressurized Reactor (EPR) oder der AP1000 von Westinghouse für einen 100%igen MOX-Einsatz mit Plutonium, aber ohne Minore Aktinide, ausgelegt sind, ist das thermische Neutronenspektrum von LWR im Allgemeinen ineffizient für die Transmutation. In LWR und HWR werden die Neutronen aus dem Spaltprozess mit ihren hohen Energien durch den Prozess der Moderation auf die Temperatur des Kühlmittels abgebremst (thermisches Spektrum), was einen hohen Spaltwirkungsquerschnitt, aber auch hohe Produktionsraten von Transuranen zur Folge hat. Daher muss für großtechnische P&T-Anwendungen die aktuelle Generation von Kernreaktoren ersetzt werden.

7.4.3.2 Schnelle Reaktoren

Das schnelle Neutronenspektrum unmoderierter Reaktoren ist viel besser geeignet, um Transurane zu verbrauchen. Solche "Schnellen Reaktoren" nutzen die Tatsache aus, dass Kerne mit gerader Massenzahl mit schnellen Neutronen viel effizienter gespalten werden können. Solche Reaktoren wurden bereits in den 1950er Jahren als Brutreaktoren entwickelt - damals zur Produktion von Plutonium. Für die Transmutation muss die Kernkonfiguration eines SR so angepasst werden, dass Transurane nicht gebrütet, sondern verbrannt werden und die Gefahr von Leistungsexkursionsunfällen ausgeschlossen wird.

Wie bei vergleichbaren Großtechniken erfolgte die Entwicklung Schneller Brutreaktoren in drei Phasen von Experimentellen Reaktoren über Prototyp-/ Demonstrationsreaktoren zu kommerziellen Anlagen (IAEA 2006).²⁹ Weltweit liegen historisch umfangreiche Erfahrungen mit Schnellen Reaktoren vor (Öko-Institut/ZNF 2015; Öko-Institut e.V. 2017; IPFM 2010). Eine ausführliche tabellarische Übersicht historischer Projekte findet sich in (Öko-Institut e.V. 2017), mit 13 Experimentalreaktoren, 8 Prototyp- bzw. Demonstrationsreaktoren und 2 Schnellen Reaktoren, die kommerziell betrieben werden sollen³⁰. Die Reaktoren wurden in China, Frankreich, Deutschland, Indien, Italien, Japan, Russland, Kasachstan, Großbritannien und in den USA betrieben. Eine ähnliche Liste findet sich in (WNA 2020a). Zurzeit befinden sich nur vier Schnelle Reaktoren in Betrieb, der Experimentalreaktor in China (Chinese Experimental Fast Reactor - CEFR) und in Indien (Fast Breeder Test Reactor - FBTR), und der BN-600 Prototyp und der semi-kommerzielle BN-800 in Beloyarsk in Russland. Der indische Prototyp Prototype Fast Breeder Reactor (PFBR) soll Ende 2021 in Betrieb gehen und der japanische Experimentalreaktor Joyo, der 2007 abgeschaltet wurde, könnte 2021 noch einmal in Betrieb genommen werden (WNA 2020a). Alle diese Reaktoren sind natriumgekühlte Schnelle Reaktoren.

In verschiedenen Veröffentlichungen sind die Betriebserfahrungen zusammengefasst (IAEA 2006; 2007; 2012; WNA 2020a; IPFM 2010). Da fast alle Reaktoren mit flüssigem metallischem Natrium gekühlt waren, kam es häufig zu den typischen Störfällen mit Natrium-Wasser Reaktionen. In der Regel weisen die Demonstrations- und kommerziellen Reaktoren einen Primär- und Sekundärkreis mit flüssigem Natriummetall als Kühlmittel auf, über welche die Energie ggf. an den Wasser-Dampf-

²⁹ Dies entspräche dem Technology Readiness Level fünf für experimentelle Reaktoren, sieben für funktionierende Prototypen und neun für eine laufende kommerzielle Anlage.

³⁰ Ab wann ein Reaktor kommerziell ist, wird in der Literatur unterschiedlich bewertet. Beim französischen Superphenix etwa mit 1240 MWe wird der Reaktor aufgrund der zivil-militärischen Ambivalenz der Nutzung mit militärischen Motiven im Hintergrund (siehe Albright (1984)) in Öko-Institut e.V. (2017) als Demonstrationsreaktor eingestuft, während WNA (2020a) zu einer Einstufung als kommerziell kommt. Umgekehrt wird der BN-800 in Öko-Institut e.V. (2017) noch als kommerziell eingestuft, während er in WNA (2020a) als experimentell eingestuft wird, wobei experimentell in WNA (2020a) vom Einsatzzweck abhängt, und in Öko-Institut e.V. (2017) den Beginn einer Reaktorentwicklung bezeichnen soll (typischerweise kleine Leistung).

Tertiärkreislauf mit Turbine und Generator abgegeben wird. Leckagen der Natrium-Kühlkreisläufe mit Austritt des reaktiven Kühlmittels, teils verbunden mit Natriumbränden oder – im Falle von Leckagen des Wärmetauschers im Sekundärkreislauf – mit Natrium-Wasser-Reaktionen führten bei einzelnen Reaktoren zu häufigen Stillständen.

Was den Einsatz von MOX Brennstoffen mit Plutonium angeht, wurde ein Teil der Reaktoren nie mit MOX betrieben, sondern mit hochangereichertem Uran. Beispielsweise wurde im russischen BN-600 bis heute kein Plutonium-Brennstoff eingesetzt. Zur Untersuchung der Transmutationseigenschaften von Brennstoffen gab es mehrere Experimente. Solche Transmutationsexperimente sind dokumentiert für den EBR-II in den USA (ORNL 1982; IAEA 2006), den PFR in Großbritannien (ORNL 1983), den BOR-60 in Russland (Mayorshin et al. 2003), für Joyo in Japan (IAEA 2012) und Phenix in Frankreich (IAEA 2007). Da für Brennstoffe mit Minoren Aktiniden nur wenige Bestrahlungsexperimente („limited irradiation experience“ (INL 2008)) vorliegen und diese häufig an einzelnen Pellets oder kurzen Brennelementstäben gewonnen wurden, ist ebenfalls die experimentelle Basis für den Reaktoreinsatz von Brennelementen mit Minoren Aktiniden sehr limitiert. Die wäre insbesondere beim Einsatz einer hohen Menge an Americium wichtig, da sich Americium aufgrund der Verminderung des Effekts verzögerter Neutronen und der Verschlechterung der Reaktivitätskoeffizienten erheblich auf die Reaktorstabilität und damit auf die Betriebsfähigkeit auswirkt.

Heute ist die Entwicklung Schneller Reaktoren Teil der internationalen Bemühungen, eine neue Generation von Kernreaktoren ab den Jahren 2040-2050 einzusetzen. Es sind einige neue Reaktorkonzepte in Entwicklung, die allerdings noch nicht ausgereift sind, vergleiche beispielsweise (GRS 2015; OECD-NEA 2016; IAEA 2018). Wesentlich für P&T im Rahmen eines umfassenden Nuklearenergieprogramms, sind dabei die Reaktorkonzepte mit schnellem Neutronenspektrum der sogenannten Generation IV, deren Entwicklung durch das „Generation IV International Forum“ (GIF) international koordiniert werden (Generation IV International Forum 2002; 2014; 2015; 2017; 2018; 2020). Es bündelt die Interessen und F&E-Aktivitäten von 14 Mitgliedsstaaten, darunter die Vereinigten Staaten, Russland, China, Frankreich, Großbritannien und Japan.

Sechs fortschrittliche Reaktorsysteme wurden bisher vom Generation IV International Forum ausgewählt. Vor allem Reaktoren mit einem schnellen Neutronenspektrum mit Blei-, Gas- oder Natrium-Kühlung sowie Salzschnmelzereaktoren werden für eine P&T Anwendung diskutiert. Priorität haben fortgeschrittene natriumgekühlte Schnelle Reaktoren, da es sich um das System mit der größten F&E-Erfahrung handelt, obwohl die meisten Projekte zur Kommerzialisierung von Schnellen Brütern bisher nicht erfolgreich gewesen sind. Noch in (Generation IV International Forum 2015; 2014) wurden konkrete Zeitpläne für die Entwicklung der einzelnen Systeme angegeben. Für die Schnellen Reaktoren mit Transmutation Minorer Aktinide war angedacht, dass ab 2022 der Bau eines Prototyp-/Demonstrationsreaktors durchgeführt wird. Konkrete Pläne liegen aber derzeit nicht vor. Die F&E-Arbeiten werden getragen von China, EURATOM, Frankreich, Japan, Korea, Russland und den USA, die dafür eine entsprechende Kooperationsvereinbarung („System Arrangement“) unterzeichnet haben. Beim metallgekühlten Schnellen Reaktor arbeiten EURATOM, Japan und Russland zusammen, seit 2018 ist auch die USA mit dabei. Russland besitzt durch den Betrieb einiger militärischer U-Boote mit einem Blei-Bismut-Eutektikum als Kühlmittel als einziges Land zumindest teilweise übertragbare Betriebserfahrungen. Bis 2020 sollten zwei russische Projekte, der Demonstrationsreaktor BREST-300 (bleigekühlt) und der experimentelle MBIR (natriumgekühlt aber als Experiment für andere Kühlmittel ausgelegt), in Betrieb genommen werden. Tatsächlich wurde

2020 mit ersten Aushubarbeiten für den BREST-300 begonnen³¹ und im Juni 2020 suchte Russland ausländische Partner für den halb fertiggestellten MBIR³². Der gasgekühlte Schnelle Reaktor wird von EURATOM, Frankreich, Japan und der Schweiz entwickelt, wobei Frankreich, Japan und die Schweiz ihre Bemühungen zurückgefahren haben. Für diesen Reaktor wurden lediglich der Abschluss der Konzeptentwicklung eines experimentellen Reaktors und der Start dessen Genehmigungsverfahrens für den Zeitraum 2025-2035 angestrebt. Aus der Beobachtung der angestrebten Zeiträume für die Entwicklung der Reaktoren seit (Generation IV International Forum 2002) entsteht der Eindruck, dass der reale Entwicklungsstand weit hinter dem angestrebten Fortschritt zurück bleibt (Öko-Institut e.V. 2017).

Auf Betreiben der Europäischen Union wurde im Rahmen ihres 2006 initiierten SET (European Strategic Energy Technology)-Plans eine industriell geführte Initiative zur Entwicklung von Konzepten zur nachhaltigen Nutzung der Kernenergie initiiert, die European Industrial Initiative on Sustainable Nuclear Energy (ESNII) mit dem Ziel bis 2040 eine kommerzielle Verfügbarkeit Schneller Reaktoren der Generation-IV zu erreichen (ESNII 2015). Das größte und ambitionierteste Projekt, der natriumgekühlte ASTRID Reaktor (Advanced Sodium Technological Reactor for Industrial Demonstration), wurde jedoch im Jahr 2019 eingestellt. Dies beeinträchtigt erheblich die weitere europäische Forschung für P&T in Europa, da Frankreich neben Russland das Land mit den meisten Erfahrungen mit Schnellen Reaktoren weltweit ist (IPFM 2010; Öko-Institut e.V. 2017). Um erste Erfahrungen mit Blei als Kühlmittel zu sammeln, ist der in Belgien geplante MYRRHA-Reaktor (Multi-purpose hYbrid Research Reactor for High-tech Applications) vorgesehen, der als bleigekühltes beschleunigergetriebenes System geplant ist. Die dortigen Betriebserfahrungen sollen dann in die Konzeption eines bleigekühlten Schnellen Demonstrations-Reaktors namens ALFRED (Advanced Lead Fast Reactor European Demonstrator) einfließen (IAEA 2012), dessen Verwirklichung aktuell in Mioveni in Rumänien geplant ist.³³ Parallel zur bleigekühlten Entwicklungslinie wurden F&E-Projekte gasgekühlter Schneller Reaktoren initiiert. Ziele dieser Projekte sind Auslegungsplanung und anschließender Bau eines Demonstrationsreaktors (Akronym ALLEGRO - European gas cooled fast reactor (GFR) demonstrator), der gemeinsam von der Tschechischen Republik, der Slowakei und Ungarn gebaut werden soll. ALLEGRO und AFRED sind in einem sehr frühen Planungsstadium, in dem erste Systemstudien erstellt werden.

Das Scheitern des ASTRID Projekts führt zu vielen Unwägbarkeiten, da der Reaktor gerade bei der Demonstration von Americiumtransmutation nicht zur Verfügung stehen wird. Dies wirkt sich wiederum auf die Wiederaufarbeitung von Americium-haltigen Brennstoffen aus, da keine Bestrahlungsmöglichkeit vorhanden ist und kein abgebrannter Americium-haltiger Brennstoff für Nachbestrahlungsuntersuchungen (Merk et al. 2019).

Derzeit betreibt nur Russland einen großen Schnellen Reaktor, den 864 MWe BN-800. Es bleibt aber unklar, ob und wann der russische Schnelle Brüter kommerziell verfügbar sein wird. Auf dem letzten International Information Exchange Meeting on Actinide and Fission Product Separation and Transmutation (IEM P&T) in Manchester 2018 stellte Russland seine Strategie zur Nutzung von P&T vor (Merk et al. 2019). Russland setzt auf wässrige Wiederaufarbeitung mit nachgeschalteter Abtrennung von Minoren Aktiniden in der Anlage Mayak. Für die Transmutation sollen sowohl homogene als auch heterogene Beladungen im natriumgekühlten Schnellen Reaktor BN-800 genutzt werden. Weiterhin sollen die Verfahren am BN-800 zur Entsorgung abgebrannter

³¹ <https://www.neimagazine.com/news/newspreparatory-construction-for-brest-300-reactor-begins-in-russia-7936880/>

³² <https://www.neimagazine.com/news/newsrosatom-seeks-foreign-partners-for-mbir-reactor-7986750>

³³ <https://world-nuclear-news.org/Articles/Nuclearelectrica-to-cooperate-in-development-of-AL>

Kernbrennstoffe skaliert werden. Es sollen Investitionen erfolgen zu einem dreistufigen Ausbau der Anlagen in Seversk (BREST): 1) der Bau und die Inbetriebnahme einer Anlage zur Herstellung von Nitridbrennstoff, 2) der Bau und die Inbetriebnahme eines neuen Reaktors und 3) die Wiederaufbereitungsanlage für abgebrannten Kernbrennstoff. Die langfristige Forschung wird sich auf die Verbrennung von Minoren Aktiniden in Salzschnmelzereaktoren konzentrieren. (Merk et al. 2019)

Auch kleinere Modulare Reaktoren (small modular reactor – SMR) mit schnellem Neutronenspektrum könnten für P&T zum Einsatz kommen, um einzelne für die Entsorgung besonders problematische Abfallgruppen zu transmutieren, wie etwa der PRISM Reaktor (Power Reactor Innovative Small Module) zur Behandlung der britischen Plutoniumbestände. Small Modular Reactors werden auch in Deutschland in jüngerer Zeit als Entsorgungsoption diskutiert (Institut für Festkörper-Kernphysik 2019; Biss und Thomauske 2015). Eine Übersicht über die Entwicklungen im SMR Bereich mit schnellem Neutronenspektrum findet sich in (Öko-Institut e.V. 2021). Im Prinzip kommen alle Schnellen SMR-Reaktortypen für eine Verwendung für P&T in Frage, aufgrund der Leistung der meisten Systeme ist die Kapazität allerdings beschränkt.

In den letzten Jahren werden auch erneut Salzschnmelzereaktoren (Molten Salt Reactor – MSR) für P&T Anwendung verstärkt diskutiert. Dies ist auch auf die Renaissance von Salzschnmelzkonzepten in der Diskussion um Konzeptstudien für SMR zurückzuführen.

In den am weitesten fortgeschrittenen MSR-Konzepten wird der Brennstoff in der Salzschnmelze aufgelöst. Es werden jedoch auch Konzepte diskutiert, bei denen die Salzschnmelze lediglich zur Kühlung eines Reaktorkerns mit festen Brennelementen genutzt wird, oder bei denen unterschiedliche Salzschnmelzen für den Brennstoff und zur Kühlung verwendet werden. Als Salzschnmelze sind typischerweise Fluoridsalze vorgesehen. In diesen können sowohl der Brennstoff als auch die entstehenden Spaltprodukte in Lösung gehen. Alternativ werden auch Chloridsalze diskutiert. Als Salze werden vielfach Lithium-, Natrium- oder Zirkoniumfluoride favorisiert, die genaue chemische Zusammensetzung eines Salzes für MSR Anwendungen ist jedoch von verschiedenen Parametern (Neutronenspektrum, Brennstoffzusammensetzung, Betriebstemperaturen, Strukturmaterialien) und daher vom detaillierten Reaktorkonzept abhängig.

Salzschnmelzereaktoren wurden aber auch vom Generation IV International Forum (GIF) als eines von sechs bevorzugten Systemen ausgesucht, jedoch gegenüber etwa natriumgekühlten Systemen nicht priorisiert. Die Entwicklung von Salzschnmelzereaktoren wurde z. B. von der Europäischen Union im Projekt Safety Assessment of the Molten Salt Fast Reactor (SAMOFAR) und in Russland im MOSART Projekt (MOLten Salt Actinide Recycler & Transmuter) verfolgt (IRSN 2019b).

Nach (Öko-Institut e.V. 2021) gibt es unter den weltweit diskutierten SMR derzeit 18 Anlagenkonzepte die den Salzschnmelzereaktoren zugeordnet werden können. Weiter fortgeschritten in der Planung sind etwa das Anlagenkonzepte SSR-W300-Konzept der Firma Moltex Energy, in dem auch wiederaufgearbeiteter Brennstoff aus LWR eingesetzt werden soll. Der Brennstoff wird zwar auch in einer Salzschnmelze gelöst, die jedoch in Brennstäben eingeschlossen und somit von einer weiteren, zur Kühlung des Reaktors vorgesehenen Salzschnmelze getrennt bleibt. Ein graphitmoderiertes System, das IMSR-Konzept, wird von der Firma Terrestrial Energy entwickelt. Bei diesem Konzept ist der Brennstoff in einer Fluoridsalzschnmelze gelöst, welche gleichzeitig als Kühlmittel verwendet wird. Das Konzept befindet sich in den USA und Kanada in einer Vorprüfung für eine Genehmigung.

In Deutschland wurde ein Anlagenkonzept für einen Dual-Fluid Salzschnmelzereaktor (Huke et al. 2015) in die Diskussion eingebracht, der auch für die Transmutation genutzt werden könnte (Institut für Festkörper-Kernphysik 2019). Es handelt sich um einen bleigekühlten Reaktor mit einer Chlorsalzschnmelze (oder Aktinidenmetall) als Brennstoff, mit der Möglichkeit den Reaktor direkt mit pyrochemischen Verfahren zur Wiederaufarbeitung zu koppeln (siehe 7.4.1.2). Es liegen erste Berechnungen zur Neutronik vor.

7.4.3.3 Beschleunigergetriebene Systeme

Eine sicherheitstechnisch attraktive Alternative zu natriumgekühlten Schnellen Reaktoren könnte ein beschleunigergetriebenes Reaktorsystem darstellen, bei dem der Reaktorteil des Systems unterkritisch ist und solange keine Energie produziert, wie der angeschlossene Beschleuniger abgeschaltet ist. Wird der Beschleuniger zugeschaltet, werden Protonen beschleunigt und auf ein Schwermetallziel geschossen. Die Protonen dringen in dieses ein und lassen Atomkerne des Schwermetalltargets zerplatzen (Spallation), so dass bei diesen kernphysikalischen Reaktionen Neutronen entstehen, die im Reaktor zusätzlich benötigt werden, damit dieser Energie produziert. Ist der Beschleuniger abgeschaltet, kann der Reaktor von allein nicht weiter funktionieren. Allerdings sind dennoch Szenarien zur unbeabsichtigten Freisetzung von Radioaktivität möglich. Diese Anordnung wird auch als ADS (Accelerator-Driven System) bezeichnet. Solche Reaktoren befinden sich derzeit allerdings noch in der Konzept- und Planungsphase, so dass ihre Zukunft im industriellen Maßstab höchst ungewiss ist.

Einen detaillierten Überblick über die derzeit diskutierten Anlagen und den Forschungsstand in verschiedenen Ländern bieten z. B. (IAEA 2015c; OECD-NEA 2005). Nur Belgien hat seit mehreren Jahrzehnten konkrete Pläne, einen beschleunigergetriebenen Forschungsreaktor (MYRRHA) mit erheblicher finanzieller Hilfe der Europäischen Union zu bauen (Abderrahim et al. 2015). Das MYRRHA Projekt hat das bisher ausgereifteste Design für eine beschleunigergetriebene Prototypanlage. Ein Teil der finanziellen Mittel von 1,6 Milliarden Euro wurden nach langen Wartezeiten 2018 durch Belgien bewilligt (558 Millionen Euro), der Rest soll durch die Europäische Investitionsbank finanziert werden. Baubeginn soll 2026 sein und Inbetriebnahme 2034.³⁴ Dabei ist MYRRHA als Vielzweckforschungsreaktor konzipiert.

Basierend auf den Erfahrungen mit dem Demonstrationsprojekt MYRRHA soll nach derzeitigen Planungen nach erfolgreicher Demonstration als Nachfolgeprojekt das vollindustrielle beschleunigergetriebene System EFIT (European Facility for Industrial Transmutation) gebaut werden, für das erste Anlagenauslegungen erarbeitet wurden (IAEA 2015c).

Die größte technische Herausforderung für ADS ist die Zuverlässigkeit. Der Beschleuniger muss über Monate hinweg ohne Unterbrechung arbeiten. Beschleuniger sind immer noch kostspielig und groß, obwohl erhebliche Anstrengungen unternommen wurden, um ihre Größe und Baukosten zu reduzieren (Biarrotte et al. 2015). Daneben bestehen technische Schwierigkeiten bei der Wärmeabfuhr aus dem Schwermetalltarget. Für eine vertiefte Diskussion siehe (Öko-Institut/ZNF 2015).

Eine alternative Technologie zu einem herkömmlichen Beschleuniger könnten Laser-Plasma basierte Beschleuniger sein (Laser Wakefield Acceleration). Für die zugrunde liegende Lasertechnologie der Chirped Pulse Amplification wurde der Nobelpreis 2018 vergeben. Die Technologie verkleinert die Größendimension der Beschleuniger dramatisch. Es gibt bereits erste

³⁴ <https://myrrha.be/myrrha-project/myrrha-phased-implementation/>

Überlegungen die Technologie zur Erzeugung von Neutronen durch Fusionsreaktionen zum Betrieb eines Salzschnmelzereaktors einzusetzen (IRSN 2019b).

7.4.4 Abtrennung und Transmutation von Spaltprodukten

Es ist grundsätzlich möglich langlebige Spaltprodukte abzutrennen und zu transmutieren. Zu den für die Langzeitsicherheitsanalyse wesentlichen langlebigen Spaltprodukten gehören z. B. Selen-70, Zirconium-93, Technetium-99, Palladium-107, Iod-129, und Cäsium-135. Das liegt daran, dass sie aufgrund ihrer hohen Mobilität in der Geosphäre mit der Freisetzung von Radioaktivität aus geologischen Endlagern verbunden sind. Die Reduzierung der Menge dieser Isotope ist zwar theoretisch möglich, bedarf aber der Entwicklung von fortgeschrittenen Partitionierungsmethoden. Entsprechende Verfahren sind jedoch nicht sehr weit entwickelt. Insgesamt wird die Transmutation von Spaltprodukten heutzutage wenig verfolgt und der Entwicklungsstand in diesem Bericht nur cursorisch betrachtet. Für einen aktuellen Beitrag mit einer Übersicht relevanter Literatur siehe etwa (Wakabayashi et al. 2019; Satoshi Chiba et al. 2017).

Zwei wesentliche Probleme bestehen bei der Transmutation von Spaltprodukten. Zum einen ist eine Transmutation aufgrund der geringen Wirkungsquerschnitte für Neutroneneinfang im Vergleich zur Transurantransmutation nicht effizient (Brenk 2015). Zum anderen wäre auch eine Isotopentrennung bei bestimmten Elementen notwendig, um nicht durch die Bestrahlung stabiler Isotope neue langlebige Spaltprodukte zu produzieren und so die Transmutationseffizienz weiter zu minimieren (Satoshi Chiba et al. 2017).

Des Weiteren kommen Schwierigkeiten bei der Fertigung entsprechender Targets hinzu. Noch in (OECD-NEA 2002) wird davon ausgegangen, dass in der Praxis die Notwendigkeit von Isotopentrennungen und die schwierige Präparation von Targets problematisch für die Spaltprodukttransmutation ist und zu dem Zeitpunkt die Anzahl der Kandidatennuklide auf Technetium-99 und eventuell Iod-129 beschränkt ist (OECD-NEA 2002). Nachgewiesen sei nur die Machbarkeit für Technetium-99.

Auch (IRSN 2019b) weist auf Schwierigkeiten hin. So seien die bekannten Iod-129 Moleküle thermisch und chemisch instabil unter Bestrahlung und es bestehen Sicherheitsbedenken aufgrund von Korrosion. Außerdem sind die Transmutationsraten gering. Bei ⁹⁹Tc sind ebenfalls die Transmutationsraten, aber auch die Abtrenneffizienzen gering. Angesichts dieser Schwierigkeiten verfolgen nur wenige Gruppen weltweit die Transmutation von Technetium. Auch eine Transmutation von Caesium-135 wäre schwierig zu implementieren, da es sehr aufwändig vom stabilen Caesium-133 abgetrennt werden müsste. Nur sehr wenige Studien verfolgen die Transmutation von Caesium-135 (IRSN 2019b). Darüber hinaus müsste die Abtrennung in Anwesenheit des stark strahlenden Caesium-137 Isotops stattfinden.

Für die anderen für die Langzeitsicherheit bedeutsamen langlebigen Spaltprodukte gibt es wenig Forschung zur Transmutation. Es käme nur eine Partitionierung und danach eine Einbettung in eine besonders stabile Matrix für eine Verbesserung der Langzeitsicherheit eines Endlagers in Frage (Satoshi Chiba et al. 2017).

Bei der Abtrennung von Strontium-90 und Cäsium-137, den kurzfristig relevanten wärmeentwickelnden Spaltprodukten (siehe Abbildung 7-5), kommt Partitionierung in Frage, um die beiden Spaltprodukte unabhängig von den anderen Abfällen langfristig zwischenzulagern. Für die Abtrennung stehen eine Reihe von Verfahren zur Verfügung, etwa Extraktionschromatographie für eine direkt Abtrennung aus dem hoch radioaktiven Abfallstrom (TRL 6-8) (OECD-NEA 2018).

7.5 Konsequenzen für die Entsorgung radioaktiver Abfälle in Deutschland

7.5.1 Rahmenbedingungen der Entsorgungsoption

Alles in allem wäre die Implementierung von P&T ein immenses Unterfangen, das einen großen Teil der nuklearen Infrastruktur im Nuklearprogramm eines Landes involviert, um bestenfalls eine recht kleine Reduktion der potentiellen radiologischen Langzeit-Gefährdungen zu bieten (IAEA 1997).

Um ein Endlager für Restmengen zu vermeiden, müssten alle Transurane in den deutschen hoch radioaktiven Abfällen einer P&T-Behandlung zugeführt werden. Neben den Brennelementen aus den Leistungsreaktoren gibt es noch hoch radioaktive Abfälle in den Glaskokillen aus der Wiederaufbereitung, Brennstoffe aus Nichtleistungsreaktoren (z. B. Forschungsreaktoren) und Brennstoffe aus den WWER Reaktoren. Werden nicht alle hoch radioaktiven Abfälle dem P&T-Prozess zugeführt, verbleibt eine Restmenge an Transuranen im Abfallstrom.

Das Inventar an Transuranen würde sich bei Anwendung von P&T deutlich verringern. Da pro P&T Zyklus nur ein bestimmter Prozentteil, typischerweise ca. 10 %, des Inventars transmutiert wird, verbleibt nach jedem Zyklus eine Restmenge an Transuranen im hoch radioaktiven Abfall zurück. Eine Reduktion des Anfangsinventars um 90 % erfordert ca. 25 Transmutationszyklen, eine Reduktion um 95 % 34 Zyklen, bei einer Zykluslänge von 6 Jahren, also ca. 150 bzw. 200 Jahre. Die Restmenge an Transuranen im letzten Zyklus verbleibt im Abfallstrom. Zur Restmenge tragen auch Transurane bei, die im hoch radioaktiven Abfall bei der Wiederaufarbeitung verbleiben, da die Effizienz der Abtrennverfahren nicht bei 100 % liegt. Der Anteil liegt bei einer 99,9-prozentigen Abtrenneffizienz aufgrund der hohen Zyklenanzahl bei etwa 1 % des Anfangsinventars. Für die Restmenge wird weiterhin ein Endlager oder eine andere sichere Entsorgung benötigt.

Der Volumenbedarf für die Endlagerung der abgebrannten Brennelemente würde zunächst durch die Abtrennung von Uran verringert. Durch die Transmutation erhöht sich aber die Menge an Spaltprodukten aus der Kernspaltung im Abfallstrom. Je nach eingesetzten Brennstoffen (uranfreie Brennstoffe oder MOX) erhöht sich die Menge an Spaltprodukten im Abfallstrom um ca. 20 bis 75 %. Die Spaltprodukte würden ebenfalls in Kokillen verglast, die wiederum erneut zum Volumen beitragen. Die Gesamtvolumenreduktion hoch radioaktiver Abfälle bleibt daher begrenzt.

Ein wichtiges Auslegungskriterium für ein Endlager ist die Wärmeleistung der Abfälle. Die Wärmeleistung durch die Transurane ist bei einer P&T-Behandlung deutlich reduziert. Eine Reduktion der Wärmeleistung tritt aber auch durch natürlichen Zerfall ein. Diese Abnahme der Wärmeleistung ist in den ersten 100 Jahren vor allem durch den Zerfall der kurzlebigen Spaltprodukte Cäsium und Strontium bestimmt, die Spaltprodukte insgesamt tragen nach ca. 300 Jahren nicht mehr zur Wärmeleistung bei. Ohne P&T wäre nach 300 Jahren die Wärmeleistung aber ebenfalls auf etwa 10 % bis 20 % gefallen. Bei einer P&T-Kampagne würde diese Abnahme der Wärme sich allerdings durch die Produktion frischer Spaltprodukte während der Laufzeit verzögern. Um einen nennenswerten Effekt der P&T-Anwendung auf die Wärmeleistung des Abfallinventars zu erreichen, müssten die Abfälle nach der Transmutation weitere Zeit in einem Zwischenlager verbleiben. Eine solche Strategie, die den Abschluss der Einlagerung von Abfällen in ein Endlager um Jahrhunderte nach der Beendigung der P&T-Anwendung verschiebt, ist mit den heute geltenden Prinzipien einer möglichst zeitnahen Endlagerung der Abfälle und der Entlastung zukünftiger Generationen von übermäßigen Verpflichtungen nicht vereinbar.

Für die Einlagerung der Spaltproduktabfälle aus der Transmutation würde mit oder ohne Langzeitzwischenlagerung zur Reduktion der Wärmelast ein Endlager notwendig, das ebenfalls den

Kriterien eines Langzeitsicherheitsnachweises zum sicheren Einschluss der langlebigen mobilen Spaltprodukte genügen müsste.

Für die Uranabfälle und sämtliche Prozessabfälle ist ein weiteres Endlager für schwach- und mittelradioaktive Abfälle notwendig,

Zusammengefasst ergibt sich folgendes Bild.

Bei P&T werden in der Praxis voraussichtlich

- bestimmte Abfallformen nicht behandelt werden (z. B. Kokillen, Sonderformen),
- nach Beendigung der Transmutation Restbestände an Transuranen in abgebrannten Transmutationsbrennelementen verbleiben,
- Restmengen an Transuranen oder langlebigen mobilen Spaltprodukten durch zu niedrige Abtrenneffizienz im Abfallstrom verbleiben und
- bei der Entsorgung der verbleibenden Abfälle in einem Endlager weiterhin die langlebigen mobilen Spaltprodukte den Langzeitsicherheitsnachweis dominieren und sich
- keine signifikanten Vorteile durch geringere Volumina oder geringere Wärmeleistung ergeben.

In einem Endlagerbergwerk besteht allerdings das hypothetische Risiko, dass es zu Freisetzungen in die Biosphäre kommt, da die Verzögerungs- und Rückhalteeffekte bei einigen extrem unwahrscheinlichen Szenarien, z. B. bei menschlichem Eindringen oder Vulkanismus, nicht wirksam werden. In solchen Fällen kann die Reduzierung des radioaktiven Inventars durch P&T zu einer potentiellen Reduzierung der freigesetzten Aktivität und daraus resultierenden Dosis führen.

Der Radiotoxizitätsindex als primäre Methode zur Bewertung der Auswirkung von P&T auf die Endlagerung ist ungeeignet, da er auf extrem unrealistischen Szenarien beruht. Seit Jahrzehnten ist die begrenzte Wirkung von P&T auf die Frage der Entsorgung in einem Endlagerbergwerk bekannt (z. B. (IAEA 1997) (OECD-NEA 2002)). Studien zeigen ebenfalls durchweg, dass die Spitzenstrahlungsdosen der Endlagerung in einem Bergwerk um Größenordnungen unter den derzeitigen Strahlungsgrenzwerten liegen.

P&T von Plutonium und anderen Aktiniden wird daher insgesamt die potenzielle Strahlenexposition zukünftiger Generationen durch ein Endlagerbergwerk nicht wesentlich reduzieren und auch nichts an der Notwendigkeit ändern, den nuklearen Endabfall für Hunderttausende von Jahren von der Biosphäre zu isolieren.

Bezüglich des Zeithorizontes einer P&T Behandlung der deutschen Abfälle ergibt sich ein Zeitraum von etwa 100-150 Jahren Laufzeit, um das deutsche Transuraninventar auf ein Zehntel der Menge zu reduzieren. Eine weitere Reduktion der verbleibenden Transuranmenge wäre möglich, würde aber den erforderlichen Umsetzungszeitraum erheblich verlängern. Ein entsprechender Vorlauf für Forschung und Entwicklung und zum Bau der benötigten Anlagen ist einzukalkulieren.

Deutschland hat gegenüber vielen Ländern eine andere Ausgangslage durch die speziellen Randbedingungen des Atomgesetzes, wonach für die Errichtung und den Betrieb von Anlagen zur Spaltung von Kernbrennstoffen zur gewerblichen Erzeugung von Elektrizität und von Anlagen zur Aufarbeitung bestrahlter Kernbrennstoffe keine Genehmigungen erteilt werden. Entsprechend müssten die rechtlichen Rahmenbedingungen im Atomgesetz angepasst werden, um den mit einer

größtechnischen P&T-Strategie verbundenen Bau und langfristigem Betrieb von Transmutationsreaktoren, Wiederaufarbeitung und Brennelementfertigung zu ermöglichen.

Eine P&T Strategie würde die Verantwortung für Behandlung und Endlagerung der deutschen hoch radioaktiven Abfälle weitgehend auf die zukünftigen Generationen verlagern. Während der Laufzeit von P&T müsste der heutige gesellschaftliche Konsens zum Verzicht auf die Kernenergienutzung in Deutschland aufgehoben werden.

7.5.2 Sicherheitsaspekte

Im Gegenzug für vermeintliche Vorteile müsste eine nukleare Großindustrie etabliert und für viele Jahrzehnte, wahrscheinlich Jahrhunderte, betrieben werden. Es wäre eine Vielzahl an Anlagen von der Abtrennung, zur Brennstoffherstellung bis hin zu Reaktoren und den Brennstoff- und Abfalllagern und notwendigen Transportvorgängen notwendig. Sowohl Transmutationsreaktoren als auch die erforderlichen Wiederaufarbeitungsanlagen und Brennelementfertigungsanlagen weisen spezifische Stör- bzw. Unfallrisiken auf, die zu einer Freisetzung der radioaktiven Inventare führen können. Um P&T in einer Weise zu betreiben, die sich wesentlich auf die Anforderungen für ein Endlager auswirken müssen die Minoren Aktinide transmutiert werden. Gerade Minore Aktinide haben jedoch negative Auswirkungen auf die Reaktorsicherheit bei der Verwendung in Reaktoren. Bei Partitionierungsverfahren ist auch die Freisetzung von leicht flüchtigen radioaktiven Elementen über die Luft bzw. über das Abwasser an die Umwelt zu nennen, die im Normalbetrieb entstehen und zu einer Strahlenexposition führen.

Die Entwicklung von Transmutationsreaktoren mit gegenüber heutigen Leistungsreaktoren erhöhter Sicherheit stellt eines der Kernziele der aktuellen internationalen Forschungs- und Entwicklungsarbeiten dar. Ob das Ziel einer erhöhten Sicherheit der Transmutationsreaktoren gegenüber heutigen Kernkraftwerken tatsächlich erreicht werden kann, ist aus heutiger Sicht offen. Schnelle Reaktoren werden etwa weltweit schon seit 70 Jahren entwickelt, bisher ist weltweit noch kein Schneller Reaktor im Einsatz, der kommerziell erfolgreich ist.

Die Plutoniumproduktion und Wiederaufbereitung sind Schlüsseltechnologien in allen Kernwaffenprogrammen. Der Einsatz eines P&T-Brennstoffkreislaufs beinhaltet meist den Einsatz Schneller Reaktoren sowie eine Beherrschung der Wiederaufbereitungstechnologie. Die Anlagen, die Bestände an abgetrenntem spaltbarem Material aber auch das Wissen können potentiell jederzeit bei einem Rückzug aus dem Nichtverbreitungsvertrag oder in einem heimlichen militärischen Programm genutzt werden. Relative Maßnahmen zur Erhöhung der Proliferationsresistenz sind zwar möglich. Bei den Anlagen zur Wiederaufarbeitung und Brennstoffherstellung, bei denen spaltbare Materialien gehandhabt werden, bestehen jedoch kontinuierlich hohe Anforderungen an die Spaltmaterialüberwachung, um eine Abzweigung des spaltbaren Materials für militärische Zwecke zu detektieren. Bei einer P&T Nutzung würden proliferationsrelevante Technologien für Jahrhunderte eingesetzt werden, für zukünftige Generationen verfügbar sein und deren internationales Sicherheitsumfeld prägen.

7.5.3 Entwicklungsstand

Prinzipiell ist eine Vielzahl an P&T Systemen und Verfahren denkbar, je nach den eingesetzten Technologien und anvisierten Materialströmen. Der technische Entwicklungsstand der für ein P&T-Szenario erforderlichen Anlagen und Technologien wird in Abbildung 7-7 dargestellt.

Die Nutzung der hydrometallurgischen Wiederaufarbeitung von Plutonium und die Herstellung von MOX Brennstoff und der Einsatz in LWR ist etablierte Technologie, konnte sich jedoch weltweit vor allem kommerziell nicht durchsetzen. Die Verwendung von MOX Brennstoffen in Schnellen Reaktoren wird großtechnisch noch nicht eingesetzt. P&T mit Plutonium und ohne weitere Minore Aktinide zu adressieren, hat jedoch auf die Entsorgung hoch radioaktiver Abfälle keinen Einfluss.

Mittlerer Entwicklungsaufwand wäre für die P&T-Nutzung von weiteren Minoren Aktiniden notwendig. Trotz jahrzehntelanger Entwicklung wurde jedoch bisher kein Durchbruch erzielt. Dies liegt an den Sicherheitsnachteilen beim Einsatz Minorer Aktinide. Aber auch an den Schwierigkeiten beim Umgang mit Curium bei der Abtrennung und der Brennstofffertigung. Des Weiteren wird bei den Partitionierungsverfahren bisher keine ausreichende Abtrennungseffizienz erreicht. Eine sehr hohe Abtrennungseffizienz von mindestens 99,9 % ist notwendig, damit bei den P&T Zyklen nicht zu viele Transurane im Abfallstrom verbleiben.

Hoher Entwicklungsaufwand ist noch für pyrometallurgische Abtrennverfahren, uranfreie Brennstoff und beschleunigergetriebene Systeme, aber auch für Salzschnmelzereaktoren oder andere P&T Verfahren nötig. Hier wurden in einzelnen Verfahren z. B. bei den Nitridbrennstoffen Fortschritte erzielt.

Zahlreiche europäische und außereuropäische Staaten sowie mit EURATOM die Europäische Union haben sich vor etwa 20 Jahren im Rahmen des Generation IV International Forum zusammengeschlossen, um die Entwicklung fortgeschrittener Reaktoren mit höherer Sicherheit, Wirtschaftlichkeit und Proliferationsresistenz zu fördern. Dabei werden natriumgekühlte Schnelle Reaktoren favorisiert. Für die Entwicklung fortgeschrittener Reaktorsysteme außer dem natriumgekühlten Schnellen Reaktor, wird mit einer Entwicklungszeit von mindestens zwei bis drei Jahrzehnten gerechnet.

Neben nationalen F&E-Projekten stellt die Europäische Union den wesentlichen internationalen Treiber für die Entwicklung eines P&T-Systems dar. Im Rahmen der EURATOM-Forschungsprogramme sind – meist unter Federführung und mit maßgeblicher Beteiligung französischer Institutionen – in den letzten zwei Jahrzehnten zahlreiche detaillierte Konzeptstudien und Verfahrensentwicklungen durchgeführt worden.

Für die Entwicklung aller notwendigen P&T-Technologien, die auch Minore Aktinide umfassen, bis zum Entwicklungsstand der industriellen Reife in Deutschland, sind aus heutiger Sicht realistisch vier bis fünf Jahrzehnte erforderlich, mit einer Prognoseunsicherheit, die ebenfalls einige Jahrzehnte umfasst.

Abbildung 7-7 Technology Readiness Level für P&T-Technologien

Technologie		Forschungsphase		
		Nachweis der Machbarkeit		Leistungsnachweis
Geringer Entwicklungsaufwand	Hydrometallurgische Abtrennung von Uran und Plutonium	[Dunkelgrau]		
	Uran Plutonium Mischoxidbrennstoff (MOX)	[Dunkelgrau]		
	Natriumgekühlte Schnelle Reaktoren mit MOX	[Dunkelgrau]		[Hellgrau]
Mittlerer Entwicklungsaufwand	Hydrometallurgische Abtrennung weiterer Transurane	[Dunkelgrau]	[Hellgrau]	[Sehr Hellgrau]
	MOX Brennstoffe mit weiteren Transuranen	[Dunkelgrau]	[Hellgrau]	[Sehr Hellgrau]
	Natriumgekühlte Schnelle Reaktoren mit Transuranen	[Dunkelgrau]	[Hellgrau]	[Sehr Hellgrau]
Hoher Entwicklungsaufwand	Pyrometallurgische Abtrennung	[Dunkelgrau]	[Hellgrau]	[Sehr Hellgrau]
	Uranfreie Brennstoffe	[Dunkelgrau]	[Hellgrau]	[Sehr Hellgrau]
	Beschleunigergetriebene Systeme / Fortgeschrittene Systeme	[Dunkelgrau]	[Hellgrau]	[Sehr Hellgrau]

Quelle: Eigene Abschätzungen

Der Technology Readiness Level ist ein relativer Maßstab. Trotz einer Einordnung in denselben Entwicklungsstand können sich zwei Technologien bezüglich des jeweils benötigten absoluten Aufwandes (Kosten, Zeiten) deutlich unterscheiden, auch ist der Aufwand nicht proportional zum Technology Readiness Level

8 Verworfenne Optionen

Der Abschlussbericht (Endlager-Kommission 2016) erwähnt außer den vorrangigen Alternativen auch sonstige „Entsorgungspfade der sogenannten Kategorie C“. Dazu gehören

- die Entsorgung im Weltraum,
- die Entsorgung im antarktischen oder grönländischen Inlandeis und
- die Entsorgung in den Ozeanen,

die das Ziel haben, die radioaktiven Abfälle von der belebten Erdoberfläche fernzuhalten bzw. zu entfernen. Diese Optionen stuft die Kommission als eher unrealistisch ein und empfiehlt sie nicht für eine zukünftige Beobachtung oder aktive Verfolgung. Es ist jedoch nicht vollständig auszuschließen, dass Pfade aus dieser Kategorie in Zukunft wieder diskutiert werden könnten (BGR 2015). Sie haben in der Fachwelt zumindest zeitweise als Möglichkeit zur Entsorgung hoch radioaktiver Abfälle eine Rolle gespielt. Konzepte wurden veröffentlicht und sind daher für die hier durchzuführende Literaturrecherche zugänglich.

Die folgenden Kapitel fassen den Kenntnisstand zu den sonstigen Entsorgungsoptionen zusammen. Dabei wird auch der Frage nachgegangen, ob nach dem Abschluss der Arbeit der Endlager-Kommission auf aktuelle oder bis dahin nicht berücksichtigte Aspekte hinzuweisen ist.

8.1 Entsorgung im Weltraum

Für den Transport der hoch radioaktiven Abfälle in den Weltraum können Raketen oder Shuttle-Systeme eingesetzt werden. Die Abfälle müssten in eine hitzebeständige Matrix eingebettet und in Container verpackt werden. Die Transportsysteme bauen auf der vorhandenen Raketen- und Raumfahrttechnologie auf. Aufgrund des hohen Aufwands kommt diese Art der Entsorgung nur für einen Teilstrom der hoch radioaktiven Abfälle in Frage.

Die Konzepte wurden in den 1970er und 1980er vorangebracht, in den USA vorrangig von NASA und Boeing. Auch außerhalb der USA wurden entsprechende Untersuchungen durchgeführt. Ergänzend zu den Studien von (PNL 1974; PNL 1976; Rice und Priest 1981) sind hier die frühen Studien im Auftrag der NASA von (NASA 1972; 1973; 1974; NASA 1975) zu nennen, die die technische Machbarkeit grundsätzlich aufzeigen. (NASA 1975; 1978) bauen diese grundlegenden Konzepte weiter aus. Aus technischer Sicht sehen sie die identifizierten Herausforderungen als lösbar und die Entsorgung eines eng begrenzten Anteils der Abfälle als machbar an. Es kommen mehrere Varianten in Frage, die sich hinsichtlich der Zielorte für den Weltraumtransport unterscheiden (Burns et al. 1978): Umlaufbahnen um Erde, Mond und Sonne, Sonnenoberfläche (Verbrennen der Abfälle), oder auch Transport aus dem Sonnensystem hinaus. Planeten des Sonnensystems wurden später als Destinationen ergänzt. Die Konzepte wurden seitdem nicht grundlegend verändert, aber unter zwischenzeitlich veränderten Randbedingungen wiederholt bewertet. Unter der Voraussetzung einer technisch zuverlässigen Umsetzbarkeit der Konzepte ist damit eine sichere, vollständige und dauerhafte Entsorgung der Abfälle möglich (Appel et al. 2015). Die Vereinbarkeit mit dem Weltraumvertrag von 1967 (Weltraumvertrag 1967) ist noch zu klären.

Erste Kostenschätzungen, z. B. von (NASA 1972; 1973), umfassen lediglich den Kostenanteil für den Weltraumtransport. In einer Gesamtabschätzung wären zusätzlich auch andere Kostenanteile für diesen Entsorgungspfad zu ergänzen, insbesondere für die Zwischenlagerung, Abtrennung,

Aufkonzentrierung und Konditionierung der Abfälle, für die Entwicklung, Herstellung und Beladung der Transportbehälter sowie für den Transport zur Abschussbasis. (National Research Council 2001) enthält keine differenzierte Gegenüberstellung, schätzt aber summarisch, dass die Kosten für die Entsorgung im Weltraum um einen Faktor 10 über denen der geologischen Endlagerung liegen würden.

Neben den hohen Kosten sprechen Sicherheitsaspekte, z. B. (NASA 1978; Rice und Priest 1981), gegen diese Entsorgungsmöglichkeit. Angesichts der Häufigkeit der dokumentierten Raketenfehlstarts und der Space-Shuttle-Unfälle ist die Zuverlässigkeit der Weltraumtransporte im Hinblick auf die Entsorgung hoch radioaktiver Abfälle nicht ausreichend. Neben den Unfällen beim Start besteht die Gefahr, dass als Folge von Havarien im Weltraum die Inventare in der Atmosphäre und großräumig auf der Erdoberfläche verteilt werden könnten. Die Folgen von Havarien könnten ein unakzeptables Ausmaß annehmen (Appel et al. 2015). Aus Gründen der Sicherheit bevorzugen (NASA 1978) das Abladen auf der Mondoberfläche oder das Verbringen in eine Sonnenumlaufbahn als denkbare Varianten. (Appel et al. 2015) geben eine Reihenfolge bezüglich Umsetzbarkeit, Zuverlässigkeit und Kontrollierbarkeit an: „Sonnen-Umlaufbahn (günstig) - Erd-Umlaufbahn (mit sanfter Landung auf Mond-Oberfläche) - Verlassen des Sonnensystems - hohe Erd-Umlaufbahn - Sonneneinschlag (weniger günstig). Bei diesen und vergleichbaren Optionen ist zu berücksichtigen, dass Abfälle auf Erdumlaufbahnen von der Erde wieder eingefangen werden können“. Eine bislang noch nicht gelöste Herausforderung besteht darin, dass als Teil des Sicherheitskonzepts Eingreifmöglichkeiten entwickelt werden müssen, mit denen im Fall von technischen Störungen oder Havarien ein Eingreifen möglich ist und eine Verteilung der Radionuklide verhindert werden kann.

Trotz zwischenzeitlicher technischer Weiterentwicklungen gelten die grundlegenden Aussagen betreffend Kosten und Sicherheit unverändert. (National Research Council 2001) erwartet nicht, dass die Entsorgung im Weltraum jemals eine umsetzbare und praktikable Technologie sein wird.

In einer Publikation aus dem Jahr 2016 schließt (International Academy of Astronauts 2016) die Entsorgung im Weltraum nicht generell aus. Unter Berücksichtigung sowohl technischer als auch ökonomischer und rechtlicher Aspekte sowie nationaler Besonderheiten bestätigt deren Statusaufnahme i. W. die Erkenntnisse aus den bisherigen Studien, ohne jedoch ein eigenständiges technisches Konzept zu entwickeln. (International Academy of Astronauts 2016) geht über die Analyse der Hindernisse hinaus und stellt mögliche Lösungsansätze dar. Der Einschätzung der Autoren folgend könnten die technischen Probleme gelöst werden oder eine nachrangige Bedeutung bekommen. Zusätzlich und anders als bei den vorrangig technisch orientierten Machbarkeitsstudien liegt ein Schwerpunkt von (International Academy of Astronauts 2016) auf einer professionellen Durchsetzung und einer Erhöhung der gesellschaftlichen Akzeptanz dieser Technologie als relevante Einflussfaktoren. Ein Ergebnis ist, dass die Gesellschaft derzeit nicht von der Notwendigkeit und der Sicherheit dieser Technologie überzeugt werden kann; die Realisierung der Entsorgung im Weltraum aber weiterhin eine Perspektive ist und vor allem als Projekt verstanden wird, das systematisch durch Anwendung von etablierten Managementmethoden (SWOT-Analyse: Strengths, Weaknesses, Opportunities, Threats) analysiert und gesteuert und möglicherweise auch durchgesetzt werden könnte. Empfohlen werden großangelegte und aufwändige Untersuchungen zum Nachweis der Durchführbarkeit und Sicherheit. Dies könnte längerfristig ein Ansatzpunkt für ein erneutes Aufgreifen der Konzepte sein.

International gibt es keine Initiativen, die Verbringung hoch radioaktiver Abfälle in den Weltraum als Entsorgungsoption zu etablieren.

Die Entsorgung im Weltraum ist als rein nationale Entsorgungsstrategie derzeit nicht realistisch. Als Voraussetzung müssten großangelegte Raumfahrtprogramme durchgesetzt und finanziert werden, mit denen die derzeit bestehenden Hindernisse gelöst werden könnten. Unabdingbar ist für diese Option ist, dass die zur Entsorgung anstehenden Mengen hoch radioaktiver Abfälle deutlich reduziert werden. Dies würde die Verfügbarkeit von Abtrennverfahren und den Aufbau einer darauf spezialisierten nuklearen Entsorgungskette im industriellen Maßstab erforderlich machen. In Deutschland würde dadurch der Ausstiegsbeschluss und der darauf aufbauende gesellschaftliche Konsens in Frage gestellt. Aus logistischen Gründen und zum Abklingen der Wärmeleistung ist weiterhin eine Zwischenlagerung der hoch radioaktiven Abfälle notwendig.

Im Vergleich zur Bewertung durch die Endlager-Kommission gibt es keine konzeptionellen Fortschritte. Die grundlegenden Hindernisse sind bekannt und können auch aus heutiger Sicht nicht ausgeräumt werden.

8.2 Entsorgung im antarktischen oder grönländischen Inlandeis

Bei dieser Entsorgungsoption sollen die radioaktiven Abfälle im Inlandeis im Südpolargebiet oder in Grönland deponiert werden. Die Abgeschiedenheit der Regionen, die tiefen Temperaturen, der dauerhafte Einschluss und die abschirmende Wirkung der Eisbarrieren wurden bei der Entwicklung der Konzepte als Vorteile gesehen. Die Entsorgungsoption beruht darauf, dass die deponierten wärmeentwickelnden Abfälle die umgebenden Eismassen aufschmelzen und darin versinken. Das wieder gefrierende Eis bildet eine dichte Barriere.

Das Konzept geht zurück auf Vorschläge der Polarforscher B. Philbert und K. Philbert³⁵ und deren Veröffentlichungen aus den 1950er bis 1970er Jahren. Aus diesen Vorschlägen wurden mehrere Varianten entwickelt, vergleiche (Appel et al. 2015; PNL 1976; DoE 1980):

- Die Behälter werden auf der Eisfläche in Löchern oder Bohrungen deponiert und versinken selbsttätig langsam bis zur Gesteinsbasis unter der Eisschicht; der Transport kann bis zu 10.000 Jahre in Anspruch nehmen.
- Die Behälter sind mit einem Kabel verankert und in einer günstigen Tiefe positioniert.
- Die Behälter werden oberirdisch in kammerähnliche Lagerstellen deponiert. Es ist auch hier zu erwarten, dass die gelagerten Behälter allmählich im Eis versinken, es ist jedoch von einer deutlichen Verzögerung auszugehen.

Aus den langen Transportwegen und den extremen klimatischen Bedingungen, unter denen die Transporte und die Handhabung vor Ort durchgeführt werden müssen, resultieren besondere Risiken und technische Herausforderungen. Während der Lagerung sind Lage und Zustand der Behälter im Eis kaum kontrollierbar. Das selbsttätige Versinken infolge der Wärmeentwicklung der Abfälle ist ein allmählich fortschreitender Vorgang. Für eine Übergangszeit müssten die Abfälle gesichert und vor ungünstigen Einflüssen geschützt werden. Zusätzlich bestehen Bedenken, ob innerhalb des Inlandeises ein dauerhafter Einschluss gewährleistet werden kann. Infolge von Eisbewegungen und beim Kontakt mit Schmelzwasserströmen kann es zur Freisetzung von Abfallinventaren kommen. Hinzu kommen die sich bereits abzeichnenden klimatischen Veränderungen, die auch die Dicke und die Stabilität der Eisschichten im Inland betreffen. Der Durchsetzung dieser Entsorgungsoption stehen außerdem völkerrechtliche Vereinbarungen

³⁵ zitiert in Appel et al. (2015); PNL (1976); Endlager-Kommission (2016))

entgegen. Der Antarktis-Vertrag von 1959³⁶ schließt eine Entsorgung radioaktiver Abfälle in der Antarktis aus. Die Entsorgung im grönländischen Inlandeis wurde durch Dänemark, zu dessen Hoheitsgebiet Grönland gehört, untersagt.

Die Option wurde bis Ende 1970er Jahre diskutiert, in den USA von staatlicher Seite u. a. im Zusammenhang der Entsorgung von Wiederaufarbeitungsabfällen (DoE 1980). Es ist jedoch nicht zu einer praktischen Umsetzung oder Erprobung gekommen. Die World Nuclear Association hat im Jahr 2020 einen Überblick über Entsorgungsmöglichkeiten für radioaktive Abfälle veröffentlicht. (WNA 2020c) bestätigt, dass seit 1980 diese Option nicht mehr weiterverfolgt wird. Es gibt keine Hinweise auf neuerliche Bestrebungen.

Im Vergleich zu den Untersuchungen der Endlager-Kommission ist der Kenntnis- und Entwicklungsstand unverändert. Die Bedenken, die den dauerhaften Einschluss in Frage stellen, werden durch Forschungsergebnisse aus jüngster Zeit, die klimatisch bedingte Veränderungen betreffend Zustand und Dicke des Eisschildes nachgewiesen haben, zusätzlich gestützt.

Die Entsorgung hoch radioaktiver Abfälle im Inlandeis ist keine realistische Option. Nach heutigem Kenntnisstand ist eine ausreichende Langzeitsicherheit für diese Art der Lagerung nicht nachweisbar. Die internationalen Abkommen, die eine Verbringung an diese Orte ausschließen, sind bindend.

8.3 Entsorgung in den Ozeanen

Als Varianten der Entsorgung radioaktiver Abfälle in den Ozeanen werden

- die Versenkung der Abfälle im Meer;
- die Entsorgung in Sedimentschichten unterhalb des Meeresbodens und
- die Entsorgung in Subduktionszonen unter dem Meeresboden

vorge stellt. Unabhängig von der technisch-wissenschaftlichen (und ggf. finanziellen) Realisierbarkeit stehen bei allen Optionen internationale Abkommen einer Umsetzung entgegen. Die Abkommen sind vorrangige Gründe, warum auch technisch erfolgversprechende Konzepte nicht weiterverfolgt wurden. Insbesondere zu nennen:

- Oslo Convention. Convention for the Prevention of Marine Pollution by Dumping from Ships and Aircraft von 1972, abgelöst durch die OSPAR Convention von 1992.
- London Convention. Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter“ von 1972.
- Barcelona Convention. Convention for the Protection of the Marine Environment and the Coastal Region of the Mediterranean von 1976.

³⁶ Gesetz zum Antarktis-Vertrag vom 1. Dezember 1959 (Antarktis-Vertrag (1978))

8.3.1 Versenkung der Abfälle im Meer

(Endlager-Kommission 2016) behandelt diese Art der Entsorgung als eigenständige Option. In anderen Veröffentlichungen wird sie nicht als solche aufgeführt. Der Vollständigkeit halber wird hier kurz darauf eingegangen.

Mit dieser Art der Entsorgung werden Behälter mit radioaktiven Abfällen ohne spezielle Vorbehandlung im Meer versenkt und bis auf den Meeresboden fallen gelassen. Es besteht nicht der Anspruch, die radioaktiven Stoffe dauerhaft, vollständig und sicher von der Biosphäre abzuschließen. Der Schutz vor unzulässigen Folgen soll nach der Freisetzung aus den Abfallgebinden allein durch die Verdünnung im Meereswasser erreicht werden. Es bedarf außer der logistischen Vorbereitung und den ggf. erforderlichen Strahlenschutzmaßnahmen bei der Handhabung keiner besonderen Vorkehrungen.

Das Verfahren ist rein technisch für alle Abfall-Kategorien, auch für hoch radioaktive Abfälle, einsetzbar. Die Versenkung von vorwiegend schwach- und mittelradioaktiven Abfällen wurde bis in die 1980er Jahren von verschiedenen kernenergieerzeugenden Staaten durchgeführt. Diese Praxis wurde mit einem Moratorium, der o.g. London Convention, beendet.

Bevorzugte Abwurfzonen waren der Nordatlantik und der nordöstliche bzw. westliche Pazifik weit entfernt von den Küsten und aktiven Plattenrändern in Wassertiefen zwischen 2.000 und 4.000 Metern (Endlager-Kommission 2016). In diesen Wassertiefen war ein Zugriff auf die Abfallbehälter unter den damaligen technischen Voraussetzungen nicht möglich. Heute gibt es U-Boote die in solche Tiefen vordringen können. Dieser Aspekt wäre bei einer erneuten Diskussion ergänzend zu berücksichtigen.

Das Konzept verzichtet auf langfristig wirksame Barrieren. Es widerspricht grundlegenden Anforderungen an die Endlagerung. Schließlich sind auch die internationalen Abkommen, den Schutz der Ozeane betreffend, bindend.

Im Vergleich zur Bewertung durch die Endlager-Kommission besteht kein veränderter Kenntnisstand.

8.3.2 Entsorgung in Sedimentschichten unterhalb des Meeresbodens

Bei dieser Option werden radioaktive Abfälle in geeigneten Behältern in Sedimentschichten unterhalb des Meeresbodens in Tiefseezonen verbracht. (Appel et al. 2015) beschreiben zwei Varianten:

- Abwurf speziell angefertigter Abfallbehälter von Bord eines Schiffes. Die Variante wurde von den USA in der atlantischen Tiefsee getestet. Die Behälter bohren sich bis zu 30 m in den weichen Sedimentboden. ((National Research Council 2001) hält auch 70 m Eindringtiefe für möglich.)
- Einlagerung der Abfallbehälter im Sediment in Bohrlöcher von einigen hundert Meter Tiefe mit anschließendem Verschluss der Bohrlöcher. Dies Variante wurde noch nicht erprobt.

Die Konzepte wurden in den 1970er und 1980er Jahre insbesondere von OECD-NEA intensiv untersucht, auch unter Beteiligung der EU-Kommission. (National Research Council 2001) verweist auf die Arbeit der international besetzten Seabed Working Group (SWG) in den Jahren 1977 bis 1987 (OECD-NEA 1988a; 1988b), die die relevanten technischen Aspekte für alle Systeme untersuchte sowie Kosten- und Zuverlässigkeitsbetrachtungen durchführte. Es wurde gezeigt, dass

eine Entsorgung auf diesem Weg prinzipiell machbar wäre. Innerhalb der Sedimentschicht erfolgt die Lagerung unter geologisch stabilen Bedingungen. Im Fall einer Freisetzung, würde diese zuerst in den Sedimenten zurückgehalten und schließlich in einer sehr großen Menge von Wasser verteilt. Mit dem Verweis auf diese Effekte werden nachteilige Auswirkungen nicht weiter betrachtet. Sogar eine Rückholung der Abfälle wird für möglich gehalten, wenn auch mit hohen Kosten. Diesbezüglich wurde kein Praxistest durchgeführt.

Hindernisse ergaben sich aus den schwierig zu führenden Nachweisen bezüglich der Sicherheit des Einlagerungsbereichs und bezüglich der fehlenden Kontrollmöglichkeiten vor Ort. Die Untersuchungen wurden abgebrochen mit Verweis auf die zwischenzeitlich abgeschlossenen völkerrechtlichen Vereinbarungen, die die Nutzung der Meere betreffen. (National Research Council 2001)

Die Konzepte beruhen vor allem auf einer stabilen Lagerung innerhalb der Sedimentschicht und nicht auf dem Nachweis einer Barriere (Behälterwand). Die Möglichkeit von Freisetzungen ist nicht ausgeschlossen. Durch Rückhaltung und Verteilung wird die Ausbreitung zeitlich und räumlich gestreckt, aber nicht unterbunden.

Aus technischer Sicht erscheint ein Anknüpfen an die Ergebnisse der bereits relativ weit ausgearbeiteten und teilweise erprobten Konzepte denkbar. Neuere Veröffentlichungen, die dieses Konzept weiterentwickeln, sind aber nicht bekannt.

(Appel et al. 2015) kommen zu der Bewertung, dass internationale Vereinbarungen über Entwicklung, Betrieb und Überwachung eines Lagers für diese Entsorgungsoption kaum zu erreichen sein werden. Die heutigen internationalen Abkommen, die eine Entsorgung von Abfällen in den Ozeanen ausschließen, sind bindend.

Im Vergleich zur Bewertung durch die Endlager-Kommission besteht kein veränderter Kenntnisstand.

8.3.3 Entsorgung in Subduktionszonen unter dem Meeresboden

Bei dieser Entsorgungsoption werden die Abfälle in Tiefseeegräben bzw. Subduktionszonen verbracht. Plattentektonische Prozesse sollen die Abfallbehälter unter die kontinentale Kruste in den oberen Erdmantel transportieren. Folgender Ablauf wird angenommen: Während der langen Transportzeit klingt die Radioaktivität weit ab. Bei Erreichen des Erdmantels werden die Abfälle unter den dort herrschenden Bedingungen aufgeschmolzen und verteilt. Die schweren, langlebigen Nuklide sinken bis in den Erdkern ab. Gemäß (Appel et al. 2015) war dieses Konzept bis in die frühen 1970er Jahre in Diskussion. Forschungsvorhaben in den 1980er Jahren betreffend der Entsorgung in den Ozeanen wie (OECD-NEA 1988a) erwähnen diese Möglichkeit, gehen aber darauf nicht näher ein. Jüngere Studien oder Forschungsvorhaben, die dieses Konzept verfolgen, sind nicht bekannt.

Falls die Transportprozesse in den Subduktionszonen wie in den Konzepten angenommen ablaufen, ließe sich damit eine dauerhaft von der Biosphäre getrennte und gegen Zugriff gesicherte Entsorgung erreichen. Zweifel an der Realisierbarkeit ergeben sich daraus, dass die Prozesse in den Subduktionszonen aus wissenschaftlicher Sicht noch nicht vollständig verstanden werden. Darüber hinaus wären geeignete Behälter erforderlich, die in der tektonisch aktiven Zone der Erdkruste intakt bleiben. Es gibt keine ausgearbeiteten Konzepte, die über eine theoretische Betrachtung hinausgehen und auf eine praktische Erprobung zielen.

Im Vergleich zur Bewertung durch die Endlager-Kommission gibt es keine Veränderung des Kenntnisstandes. Darüber hinaus gilt auch für die Entsorgung in Subduktionszonen unter dem Meeresboden, dass dieser Option die internationalen Abkommen betreffend den Schutz der Ozeane entgegenstehen.

9 Literaturverzeichnis

- Abderrahim, H.; Van den Eynde, G.; Baeten, P.; Schyns, M.; Vandeplassche, D.; Kochetkov, A. (2015): Contribution of the European Commission to a European Strategy for HLW Management through Partitioning and Transmutation: Presentation of MYRRHA and its Role in the European P&T Strategy. In: Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation. Thirteenth Information Exchange Meeting. Seoul, Republic of Korea, 23-26 September 2014. Nuclear Energy Agency (NEA Proc.). Paris: OECD (NEA/NSC/R(2015)2).
- Acatech - Deutsche Akademie der Technikwissenschaften (2014): Renn, O. Partitionierung und Transmutation, Forschung – Entwicklung – Gesellschaftliche Implikationen, acatech STUDIE. Deutsche Akademie der Technikwissenschaften. München, 2014. Online verfügbar unter <https://www.acatech.de/publikation/partitionierung-und-transmutation-forschung-entwicklung-gesellschaftliche-implikationen/download-pdf?lang=de>.
- Albright, D. (1984): French military plans for Superphénix? In: *Bulletin of the Atomic Scientists* 40 (9), S. 30–34. DOI: 10.1080/00963402.1984.11459281.
- Alt, S.; Kallenbach-Herbert, B.; Neles, J. (2016): Gutachten zum Thema „Fragen der Standortauswahl“ für die AG 3 (Gesellschaftliche und technisch-wissenschaftliche Entscheidungskriterien sowie Kriterien für Fehlerkorrekturen) der Endlagerkommission (ELK) (K-MAT 67), 2016.
- Antarktis-Vertrag (1978): Gesetz zum Antarktis-Vertrag vom 1. Dezember 1959, Antarktis-Vertrag. Fundstelle: BGBl. 1978 II S. 1517, 1518. Online verfügbar unter <https://www.bgbl.de/>, zuletzt geprüft am 20.03.2021.
- Appel, D.; Kreuzsch, J.; Neumann, W. (2015): Entria-Arbeitsbericht-2015-01: Darstellung von Entsorgungsoptionen. Transversalprojekt Interdisziplinäre Risikoforschung, Arbeitspaket Interdisziplinäre Risikoforschung, Modul 1: Entsorgungsoptionen und -systeme. Hannover, 2015.
- ASGARD (2015). Advanced fuels for Generation IV reActors: Reprocessing and Dissolution: Project Presentation. ASGARD, 2015. Online verfügbar unter https://project-asegard.eu/download/var/files/ASGARD_Official_project_presentation.pdf, zuletzt geprüft am November 2020.
- AtG (2021): Deutscher Bundestag. Atomgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 15. Juli 1985 (BGBl. I S. 1565), das zuletzt durch Artikel 3des Gesetzes vom 20. Mai 2021 (BGBl. I S. 1194) geändert worden ist, AtG.
- Bathke, C. G.; Wallace, R. K.; Ireland, J. R.; Johnson, M. W.; Bradley, K. S.; Ebbinghaus, B. B.; Manini, H. A.; Smith, B. W.; Prichard, A. W. (2008): An Assessment Of The Proliferation Resistance Of Materials In Advanced Nuclear Fuel Cycles, 8th International Conference on Facility Operations – Safeguards Interface, March 30 – April 4, 2008, 2008.
- Beswick, A. J.; Gibb, F. G. F.; Travis, K. P. (2014): Deep borehole disposal of nuclear waste: engineering challenges. In: *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Energy* 167 (2), S. 47–66. DOI: 10.1680/ener.13.00016.
- Beswick, J. (2008): Status of Technology for Deep Borehole Disposal. Oxon, April 2008.
- BGR - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2015). Entsorgungspfade der sogenannten Kategorie C: Wissensstand und maßgebliche Aspekte zur Begründung und Einordnung, (Auftrag BMWi Az.IIA5-32507/7 vom 08. Juni 2015). K-Drs. /AG3-75. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 2015.

- Biarrotte, J.-L.; Uriot, D.; Medeiros Romao, L.; Vandeplassche, D. (2015): Beam operation aspects for the MYRRHA linear accelerator. In: *Technology and Components of Accelerator-driven Systems. Second International Workshop Proceedings. Nantes, 21-23 May 2013. Nuclear Energy Agency (NEA Proc.) (NEA/NSC/DOC(2015)7)*.
- Biss, K. H.; Thomauske, B. (2015): Shortening transmutation time by using the molten salt reactor. In: *Annals of Nuclear Energy* 83, S. 25–33. DOI: 10.1016/j.anucene.2015.03.042.
- Bleyl, H.-J.; Ochsenfeld, W. (1978): Die Rezyklertechniken und die Problemelemente T, Zr, Tc und Np. In: Baumgärtner, F. (Hg.): *Chemie der Nuklearen Entsorgung, Teil I*. München: Verlag Karl Thiemig.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2020a). *Gemeinsames Übereinkommen über die Sicherheit der Behandlung abgebrannter Brennelemente und über die Sicherheit der Behandlung radioaktiver Abfälle, Bericht der Bundesregierung für die siebte Überprüfungs-konferenz im Mai 2021*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, 2020.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2021): *Neue Lösung für Rücknahme radioaktiver Abfälle aus Frankreich*, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. Online verfügbar unter <https://www.bmu.de/meldung/neue-loesung-fuer-ruecknahme-radioaktiver-abfaelle-aus-frankreich>, zuletzt geprüft am 25.09.2021.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (Hg.) (2020b): Augustin, H.; Fielitz, J. *Praxistipps für eine erweiterte Öffentlichkeitsbeteiligung bei Verordnungsgebungsverfahren, Erfahrungen aus dem Beteiligungsverfahren „Dialog Endlagersicherheit“*. Empfehlungen für verfahrensführende Behörden. Bonn, September 2020. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Forschungsdatenbank/fkz_4718E03290_praxistipps_bf.pdf, zuletzt geprüft am 30.08.2021.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2010). *Sicherheitsanforderungen an die Endlagerung wärmeentwickelnder radioaktiver Abfälle*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, 30.09.2010.
- BMUB - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2015). *Programm für eine verantwortungsvolle und sichere Entsorgung bestrahlter Brennelemente und radioaktiver Abfälle, Nationales Entsorgungsprogramm*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, August 2015.
- Bracke, G.; Kudla, W.; Rosenzweig, T. (2019): Status of Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste in Germany. In: *Energies* 12 (13), S. 2580. DOI: 10.3390/en12132580.
- Bracke, G.; Schäfer, T. (2020): Conceptual Ideas on Radio-Geochemical Monitoring for Deep Borehole Disposal of HLRW. In: *Goldschmidt Abstracts. Goldschmidt 2020: Geochemical Society*, S. 250.
- Brenk - Brenk Systemplanung GmbH (2015): Möller, T.; Thierfeldt, S.; Filby, A. *Gutachten zum Thema „Transmutation“*. Brenk Systemplanung GmbH, 2015. Online verfügbar unter https://www.bundestag.de/endlager-archiv/blob/398272/28f1b2294e352e7ca8866a7da53d4048/kmat_45-data.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- Buhmann, D. (1999): *Relevanz von Partitionierung und Transmutation für die Langzeitsicherheit eines Endlagers in Steinsalz unter realistischen Endlagerbedingungen*. 7th International

- Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation, Sept. 26-30, Nagoya, Japan., 1999.
- Buhmann, E.; Kirchner, G. (2018): Proliferation Relevance and Safeguards Implications of Partitioning and Transmutation Nuclear Fuel Cycles. In: *Science & Global Security* 26 (2-3), S. 91–108. DOI: 10.1080/08929882.2018.1517432.
- Bussac, J.; Reuss, P. (1985): *Traité de neutronique: Physique et calcul des réacteurs nucléaires avec application aux réacteurs à eau pressurisée et aux réacteurs à neutron rapides*. Paris: Hermann.
- Chapman, N.; Gibb, F. (2003): A Truly Final Waste Management Solution: Is Very Deep Borehole Disposal a Realistic Option for High-Level Waste or Fissile Materials? In: *Radwaste Solutions* 10, S. 26–37.
- CoRWM - Committee on Radioactive Waste Management (2006): *Managing our Radioactive Waste Safely*, Juli 2006.
- CoRWM - Committee on Radioactive Waste Management (2019): *CoRWM Position Paper: Deep Borehole Disposal*, 04.07.2019.
- Crawford, D. C.; Porter, D. L.; Hayes, S. L.; Meyer, M. K.; Petti, D. A.; Pasamehmetoglu, K. (2007): An approach to fuel development and qualification. In: *Journal of Nuclear Materials* 371 (1), S. 232–242. DOI: 10.1016/j.jnucmat.2007.05.029.
- Croff, A.; Blomeke, J. (1980): *Actinide Partitioning-Transmutation Program Final Report. I. Overall Assessment (ORNL-5566)*, 1980.
- CRS - Congressional Research Service (2014): Holt, M.; Nikitin, M. *Mixed-Oxide Fuel Fabrication Plant and Plutonium Disposition: Management and Policy Issues (CRS Report, 7-5700)*. Congressional Research Service, 28.03.2014. Online verfügbar unter <https://crsreports.congress.gov/product/pdf/R/R43125/15>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- Deep Isolation, Inc. (2020): *Spent Nuclear Fuel Disposal in a Deep Horizontal Drillhole Repository Sited in Shale: Numerical Simulations in Support of a Generic Post-Closure Safety Analysis*. Berkeley, 05.05.2020.
- Delage, F.; Bejaoui, S.; Bonnerot, J. M.; Chauvin, N.; Pillon, S. (2015): Outcomes On Oxide Fuel Development For Minor Actinides Recycling. In: *Fast Reactors and Related Fuel Cycles: Safe Technologies and Sustainable Scenarios (Fr13)*. Edited by S. Monti, Bd. 2. Proceedings of an International Conference held in Paris, France, 4–7 March 2013. International Atomic Energy Agency (IAEA). Vienna (Proceedings Series, STI/PUB/1665).
- Deutscher Bundestag: *Verordnung über Sicherheitsanforderungen an die Endlagerung hochradioaktiver Abfälle (Endlagersicherheitsanforderungsverordnung - EndlSiAnfV), EndlSiAnfV*. In: BGBl. I S. 2094, 2103.
- DoE - U.S. Department of Energy (Hg.) (2020): DoE. United States of America: "National Report for the Seventh Review Meeting of the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management, October 2020.
- DoE (1980): *Management of Commercially Generated Radioactive Waste, Final Environmental Impact Statement*. U.S. Department of Energy, Assistant Secretary for Nuclear Energy, Office of Nuclear Waste Management, 1980.
- DWD - Deutscher Wetterdienst (2019). *Klimavorhersagen und Klimaprojektionen, Wie entstehen Aussagen über das zukünftige Klima? Unter Mitarbeit von Jennifer Brauch, Kristina Fröhlich, Barbara Früh, Heidi Seybert, Christian Steger*. Deutscher Wetterdienst, Februar 2019.

- EARTO - European Association of Research and Technology Organisation (2014). The TRL Scale as a Research & Innovation Policy Tool, EARTO Recommendations. European Association of Research and Technology Organisation, 2014.
- EC - European Commission (2014): EC. Horizon 2020 - Work Programme 2014-2015,, Annex G: Technology readiness levels (TRL). European Commission, 2014.
- Ekberg, C.; Retegan, T.; Visser Tynova, E. de; Sarsfield, M.; Wallenius, J. (2020): Fuel fabrication and reprocessing issues: the ASGARD project. In: *EPJ Nuclear Sci. Technol.* 6, S. 34. DOI: 10.1051/epjn/2019014.
- Endlager-Kommission - Kommission Lagerung hoch radioaktiver Abfallstoffe (2016). Abschlussbericht der Kommission Lagerung hoch radioaktiver Abfallstoffe, Verantwortung für die Zukunft ein faires und transparentes Verfahren für die Auswahl eines nationalen Endlagerstandortes (K-Drs. 268). Kommission Lagerung hoch radioaktiver Abfallstoffe, 2016, zuletzt geprüft am 25.08.2021.
- ESK - Entsorgungskommission (2015a). Diskussionspapier zur verlängerten Zwischenlagerung bestrahlter Brennelemente und sonstiger Wärme entwickelnder radioaktiver Abfälle. Entsorgungskommission, 2015.
- ESK - Entsorgungskommission (2015b). Partitionierung und Transmutation (P&T) als Option für die nukleare Entsorgung Wärme entwickelnder radioaktiver Abfälle in Deutschland (Diskussionspapier der Entsorgungskommission). Entsorgungskommission, 18.06.2015.
- ESNII - European Industrial Initiative on sustainable nuclear energy (2015). European Industrial Initiative on sustainable nuclear energy. European Industrial Initiative on sustainable nuclear energy, 2015, zuletzt geprüft am 10.09.2015.
- Euratom (2011): Richtlinie 2011/70/Euratom des Rates vom 19.Juli 2011 über einen Gemeinschaftsrahmen für die verantwortungsvolle und sichere Entsorgung abgebrannter Brennelemente und radioaktiver Abfälle. Fundstelle: Amtsblatt der Europäischen Union.
- Ewing, R. C. (2015): Long-term storage of spent nuclear fuel, To design reliable and safe geological repositories it is critical to understand how the characteristics of spent nuclear fuel evolve with time, and how this affects the storage environment. (*Nature Materials*, Vol 14), March 2015. Online verfügbar unter www.nature.com/naturematerials.
- Fraktionen CDU/CSU, SPD und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN (2017): Entwurf eines Gesetzes zur Fortentwicklung des Gesetzes zur Suche und Auswahl eines Standortes für ein Endlager für Wärme entwickelnde radioaktive Abfälle und anderer Gesetze, 07.03.2017.
- Frieß, F.; Arnold, N.; Liebert, W.; Müllner, N. (2021): Sicherheitstechnische Analyse und Risikobewertung von Konzepten zu Partitionierungs- und Transmutationsanlagen für hochradioaktive Abfälle. Bundesamt für die Sicherheit der nuklearen Entsorgung (BASE) (Vorhaben 4720F50501), 2021.
- Frieß, F.; Kütt, M.; Englert, M. (2015): Proliferation issues related to fast SMRs. In: *Annals of Nuclear Energy* 85, S. 725–731. DOI: 10.1016/j.anucene.2015.06.028.
- Generation IV International Forum (2002). A Technology Roadmap for Generation IV Nuclear Energy Systems (GIF-002-00). Generation IV International Forum, December 2002. Online verfügbar unter <https://www.gen-4.org/gif/upload/docs/application/pdf/2013-09/genivroadmap2002.pdf>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- Generation IV International Forum (2014). Technology Roadmap Update for Generation IV Nuclear Energy Systems. Generation IV International Forum, January 2014. Online verfügbar unter

https://www.gen-4.org/gif/jcms/c_60729/technology-roadmap-update-2013, zuletzt geprüft am 15.01.2021.

- Generation IV International Forum (2015). Generation IV International Forum, System Arrangements and Memoranda of Understanding. Generation IV International Forum, 2015. Online verfügbar unter https://www.gen-4.org/gif/jcms/c_9343/system-arrangements-mou, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- Generation IV International Forum (2017). Safety Design Criteria for Generation IV Sodium-cooled Fast Reactor Systems (Rev. 1), Prepared by: The Safety Design Criteria Task Force (SDC-TF) (SDC-TF/2017/02). Generation IV International Forum, 30.09.2017. Online verfügbar unter https://www.gen-4.org/gif/upload/docs/application/pdf/2018-06/gif_sdc_report_rev1-sept30-2017_afteregpg20171024a.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- Generation IV International Forum (2018). GIF R&D Outlook for Generation IV Nuclear Energy Systems: 2018 Update. Generation IV International Forum, 2018. Online verfügbar unter https://www.gen-4.org/gif/upload/docs/application/pdf/2019-06/7411_gif_r_and_d_outlook_update_web.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- Generation IV International Forum (2020). GIF Education and Training Webinars. Generation IV International Forum, 2020. Online verfügbar unter https://www.gen-4.org/gif/jcms/c_82831/webinars, zuletzt geprüft am 15.01.2020.
- GNEP - Global Nuclear Energy Partnership Technical Integration Office (2007). Global Nuclear Energy Partnership Technology Development Plan, Prepared for the U.S. Department of Energy (GNEP-TECH-TR-PP-2007-00020). Global Nuclear Energy Partnership Technical Integration Office. Idaho National Laboratory, Idaho Falls, 2007.
- Gouffon, A.; Merle, J. P. (1990): Safety Problems Related to the Use of MOX Assemblies in PWRs. In: Recycling of plutonium and uranium in water reactor fuels. Proceedings of a Technical Committee Meeting, Cadarache, France, 1989. International Atomic Energy Agency (IAEA Proc.). Vienna, S. 333–337.
- GRS - Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit gGmbH (2013): Larue, J.; Baltes, B.; Fischer, H.; Frieling, G.; Kock, I.; Navarro, M.; Seher, H. Radiologische Konsequenzenanalyse, Bericht zum Arbeitspaket 10. Vorläufige Sicherheitsanalyse für den Standort Gorleben (GRS - 289). Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit gGmbH, Februar 2013. Online verfügbar unter https://www.grs.de/sites/default/files/pdf/GRS-289_corr%20_0.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- GRS - Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit gGmbH (2014): Bollingerfehr, W.; Buhmann, D.; Filbert, W.; Mönig, J. Auswirkungen von Partitionierung und Transmutation auf Endlagerkonzepte und Langzeitsicherheit von Endlagern für Wärme entwickelnde radioaktive Abfälle (GRS - 318). Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit gGmbH, August 2014.
- GRS - Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit gGmbH (2015): Buchholz, S.; Krüssenberg, A.; Schaffrath, A.; Zipper, R. Studie zur Sicherheit und zu internationalen Entwicklungen von Small Modular Reactors (SMR), Abschlussbericht (GRS-376). Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit gGmbH. Köln, Mai 2015.
- GRS - Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit gGmbH (2016): Bracke, G.; Charlier, F.; Geckeis, H.; Harms, U.; Heidbach, O.; Kienzler, B.; Liebscher, A.; Müller, B.; Prevedel, B.; Röckel, T.; Schilling, F.; Sperber, A. Tiefe Bohrlöcher (GRS, 423). Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit gGmbH. Köln, Februar 2016.

- GRS - Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit gGmbH (2017): Bracke, G. Endlagerkonzept einer tiefen Bohrlochlagerung (Deutschland), Bericht zum Arbeitspaket 1 (471, Anhang 7). Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit gGmbH. Köln, August 2017.
- GRS - Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit gGmbH (2018): Hummelsheim, K.; Rowold, F.; Kaufholz, P.; Behler, M.; Neles, J.; Spieth-Achtnich, A.; Spykman, G.; Völzke, H. Neue Entwicklungen bei der längerfristigen trockenen Zwischenlagerung von abgebrannten Brennelementen und verglasten hochradioaktiven Abfällen, Abschlussbericht des Vorhabens 4715E03310. Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit gGmbH, September 2018.
- GRS - Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit gGmbH (2020): Bracke, G. Aktuelle Entwicklungen in Wissenschaft und Technik in Bezug auf die Option der Lagerung von radioaktiven Abfällen in Bohrlöchern. Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit gGmbH. Köln, Dezember 2020.
- Hayashi, H.; Nishi, T.; Takano, M.; Sato, T.; Shibata, H.; Kurata, M. (2015): Recent Progress and Future R&D Plan of Nitride Fuel Cycle Technology for Transmutation of Minor Actinides. In: Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation. Thirteenth Information Exchange Meeting. Seoul, Republic of Korea, 23-26 September 2014. Nuclear Energy Agency (NEA Proc.). Paris: OECD (NEA/NSC/R(2015)2), S. 370–377.
- Hippel, F. von; Takubo, M.; Kang, J. (2019): Plutonium, How nuclear power's dream fuel became a nightmare. Singapore: Springer.
- Huke, A.; Ruprecht, G.; Weißbach, D.; Gottlieb, S.; Hussein, A.; Czerski, K. (2015): The Dual Fluid Reactor – A novel concept for a fast nuclear reactor of high efficiency. In: *Annals of Nuclear Energy* 80, S. 225–235. DOI: 10.1016/j.anucene.2015.02.016.
- IAEA - International Atomic Energy Agency (1997). Safety and Environmental Aspects of Partitioning and Transmutation of Actinides and Fission Products (TECDOC-783). International Atomic Energy Agency. Vienna, 1997. Online verfügbar unter <https://www.iaea.org/publications/5428/safety-and-environmental-aspects-of-partitioning-and-transmutation-of-actinides-and-fission-products>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- IAEA - International Atomic Energy Agency (2003). Development status of metallic, dispersion and non-oxide advanced and alternative fuels for power and research reactors (IAEA-TECDOC-1374). International Atomic Energy Agency. Vienna, September 2003. Online verfügbar unter https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te_1374_web.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- IAEA - International Atomic Energy Agency (2006). Fast Reactor Database 2006 Update (IAEA-TECDOC-1531). International Atomic Energy Agency. Vienna, Austria, 2006. Online verfügbar unter https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te_1531_web.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- IAEA - International Atomic Energy Agency (2007). Liquid Metal Cooled Reactors: Experience in Design and Operation (IAEA-TECDOC-1569). International Atomic Energy Agency. Vienna, Austria, 2007. Online verfügbar unter Liquid Metal Cooled Reactors: Experience in Design and Operation, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- IAEA - International Atomic Energy Agency (2011). Status of Developments in the Back End of the Fast Reactor Fuel Cycle (IAEA Nuclear Energy Series, No. NF-T-4.2). International Atomic Energy Agency. Vienna, 2011. Online verfügbar unter Status of Developments in the Back End of the Fast Reactor Fuel Cycle, zuletzt geprüft am 15.01.2021.

- IAEA - International Atomic Energy Agency (2012). Status of Fast Reactor Research and Technology Development (IAEA-TECDOC-1691). International Atomic Energy Agency. Vienna, Austria, 2012. Online verfügbar unter https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te_1691_web.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- IAEA - International Atomic Energy Agency (2015a). Nuclear Fuel Cycle Information System. International Atomic Energy Agency, 2015. Online verfügbar unter <https://incis.iaea.org/NFCIS/About.cshtml>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- IAEA - International Atomic Energy Agency (2015b). Nuclear Technology Review 2015. International Atomic Energy Agency. Vienna, 2015. Online verfügbar unter <https://www.iaea.org/sites/default/files/ntr2015.pdf>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- IAEA - International Atomic Energy Agency (2015c). Status of accelerator driven systems research and technology development (IAEA-TECDOC series, TE-1766). International Atomic Energy Agency. Vienna, 2015. Online verfügbar unter https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TE-1766_web.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- IAEA - International Atomic Energy Agency (2015): Fast Reactors and Related Fuel Cycles: Safe Technologies and Sustainable Scenarios (Fr13). Edited by S. Monti, Proceedings of an International Conference held in Paris, France, 4–7 March 2013 (Proceedings Series, STI/PUB/1665). Vienna. Online verfügbar unter <https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1665Vol1Web-68441300.pdf>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- IAEA - International Atomic Energy Agency (2018). Advances in Small Modular Reactor Technology Developments, A Supplement to: IAEA Advanced Reactors Information System (ARIS). International Atomic Energy Agency. Vienna, Austria, 2018. Online verfügbar unter https://aris.iaea.org/Publications/SMR-Book_2018.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- IAEA - International Atomic Energy Agency (2019a). Demonstrating Performance of Spent Fuel and Related Storage System Components during Very Long Term Storage, Report of a Coordinated Research Project (IAEA-TECDOC-1878). International Atomic Energy Agency, 2019. Online verfügbar unter <https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TE-1878web.pdf>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- IAEA - International Atomic Energy Agency (2019b): IAEA. Behaviour of Spent Power Reactor Fuel during Storage, Extracts from the Final Reports of Coordinated Research Projects on Behaviour of Spent Fuel Assemblies in Storage (BEFAST I–III) and Spent Fuel Performance Assessment and Research (SPAR I–III) — 1981–2014 (IAEA-TECDOC-1862). International Atomic Energy Agency. Vienna, 2019.
- IAEA - International Atomic Energy Agency (2019c): IRSN. Waste from Innovative Types of Reactors and Fuel Cycles, A Preliminary Study (IAEA Nuclear Energy Series, No. NW-T-1.7). International Atomic Energy Agency, 2019. Online verfügbar unter https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/PUB1822_web.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- IAEA - International Atomic Energy Agency (2020). Underground Disposal Concepts for Small Inventories of Intermediate and High Level Radioactive Waste. International Atomic Energy Agency. Wien, 2020. Online verfügbar unter https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TE-1934_web.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- IANUS/Öko-Institut e.V. - Interdisziplinäre Arbeitsgruppe Naturwissenschaft, Technik und Sicherheit (1999): Liebert, W.; Bähr, R.; Glaser, A.; Hahn, L.; Pistner, C. Review-Studie Fortgeschrittene Nuklearsysteme, Für das TA-Programm des Schweizerischen

- Wissenschaftsrates. Interdisziplinäre Arbeitsgruppe Naturwissenschaft, Technik und Sicherheit, April 1999.
- INL - Idaho National Laboratory (2007): Benedict, R. W.; Solbrig, C.; Westphal, B.; Johnson, T. A.; Li, S. X.; Marsden K.; Goff, K. M. Pyroprocessing Progress at Idaho National Laboratory, Global 2007. Idaho National Laboratory, September 2007.
- INL - Idaho National Laboratory (2008): Carmack, J.; Pasamehmetoglu, K. O. Review of Transmutation Fuel Studies. Idaho National Laboratory, 2008.
- Institut für Festkörper-Kernphysik (2019): Böhm, D.; Huke, A.; Ruprecht, G.; Weißbach,, D.; Gottlieb, S.; Czerski, K.; Macian-Juan, R. Partitionierung radioaktiver Abfallstoffe durch Rektifikation. Institut für Festkörper-Kernphysik, 16.07.2019.
- International Academy of Astronauts (2016): Radioactive Waste Disposal in Space. Technical, economic, legal issues and possible methodes of solution. Summary Report of Study Group 3.21 Version 1.0, 2016.
- IPFM - International Panel on Fissile Materials (2010): Cochran, T. B.; Feiveson, H. A.; Patterson, W.; Pshakin, G.; Ramana, M.; Schneider, M.; Suzuki, T.; Hippel, F. von. Fast Breeder Reactor Programs: History and Status (Research Report, 8). International Panel on Fissile Materials, February 2010.
- IRSN - Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (2015): IRSN. Review of Generation IV Nuclear Energy Systems. Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, April 2015.
- IRSN - Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (2018): IRSN. Storage of nuclear spent fuel: concepts and safety issues, Report written in response to a request from the French Parliamentary Inquiry Committee on the Safety and Security of Nuclear Facilities (No 2019-00181). Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, June 2018.
- IRSN - Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (2019a). Assessment of dry storage possibilities for MOX or ERU spent fuels, IRSN Report No. 2019-00903 Report prepared in response to a request from the French National Public Debate Commission (No. 2019-00903). Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, 2019.
- IRSN - Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (2019b): IRSN. International panorama of research on alternatives to geological disposal of high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Report/2019-00318). Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, 2019.
- KFK - Kernforschungszentrum Karlsruhe (1972): 1. Halbjahresbericht 1972. Karlsruhe, 1972.
- Kochkin, B.; Malkovsky, V.; Yuditsev, S.; Petrov, V.; Ojovan, M. (2021): Problems and perspectives of borehole disposal of radioactive waste. In: *Progress in Nuclear Energy* 139, S. 103867. DOI: 10.1016/j.pnucene.2021.103867.
- Köhnke et. al. (2017): Zwischenlagerung hoch radioaktiver Abfälle, Randbedingungen und Lösungsansätze zu den aktuellen Herausforderungen, 2017.
- Kooyman, T.; Buiron, L.; Rimpault, G. (2018): A comparison of curium, neptunium and americium transmutation feasibility. In: *Annals of Nuclear Energy* 112, S. 748–758. DOI: 10.1016/j.anucene.2017.09.041.
- Krall, L.; McCartin, T.; Macfarlane, A. (2020): Siting Deep Boreholes for Disposal of Radioactive Waste: Consequences for Tight Coupling between Natural and Engineered Systems. In: *Environ. Sci. Technol.* 54 (2), S. 629–646. DOI: 10.1021/acs.est.9b03440.
- Kumar, A. (2015): Development, Fabrication And Characterization Of Fuels For The Indian Fast Reactor Programme. In: *Fast Reactors and Related Fuel Cycles: Safe Technologies and Sustainable Scenarios (Fr13)*. Edited by S. Monti, Bd. 2. Proceedings of an International

- Conference held in Paris, France, 4–7 March 2013. International Atomic Energy Agency (IAEA). Vienna (Proceedings Series, STI/PUB/1665).
- Kuperman, A. J. (2019): Challenges of plutonium fuel fabrication: explaining the decline of spent fuel recycling. In: *IJNGEE* 4 (4), S. 302. DOI: 10.1504/IJNGEE.2019.106023.
- Kuperman, A. J. (Hg.) (2018): Plutonium for energy?, Explaining the global decline of MOX : a policy research project of the LBJ School of Public Affairs, University of Texas at Austin First edition. Austin, Texas: Nuclear Proliferation Prevention Project. Online verfügbar unter <https://repositories.lib.utexas.edu/bitstream/handle/2152/69255/Plutonium%20for%20Energy-2018-Oct-19-ONE-PAGE.pdf?sequence=3&isAllowed=y>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- Kütt, M.; Frieß, F.; Englert, M. (2014): Plutonium Disposition in the BN-800 Fast Reactor, An Assessment of Plutonium Isotopics and Breeding. In: *Science & Global Security* 22 (3), S. 188–208. DOI: 10.1080/08929882.2014.952578.
- Lee, C. B.; Lee, Byoung Oon Ki; Kim, H.; Kim, S. H. (2015): Status of SFR Metal Fuel Development. In: *Fast Reactors and Related Fuel Cycles: Safe Technologies and Sustainable Scenarios (Fr13)*. Edited by S. Monti, Bd. 2. Proceedings of an International Conference held in Paris, France, 4–7 March 2013. International Atomic Energy Agency (IAEA). Vienna (Proceedings Series, STI/PUB/1665).
- Lensa, W. von; Nabbi, R.; Rossbach, M. (2007): RED-IMPACT Impact of Partitioning, Transmutation and Waste Reduction Technologies on the Final Nuclear Waste Disposal, SYNTHESIS REPORT (Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Energie & Umwelt/Energy & Environment, Band / Volume 15), 2007. Online verfügbar unter https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/39/117/39117966.pdf?r=1&r=1, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- LLNL - Lawrence Livermore National Laboratory (1982): Patrick, W. C. Spent-Fuel Test - Climax: An Evaluation of the Technical Feasibility of Geologic Storage of Spent Nuclear Fuel in Granite. Lawrence Livermore National Laboratory. Livermore, 02.09.1982. Online verfügbar unter <https://www.osti.gov/servlets/purl/60112>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- Lopez, C. M.; Stein, E. R.; Freeze, G. (2020): Hydrologic Modeling of Subsurface Brine Density Stratification for Deep Borehole Disposal. Albuquerque, 2020.
- Maeda, S.; Suzuki, M.; Kaito, T.; Tanaka, K.; Abe, T. (2015): Concept And Development Status Of Fast Breeder Reactor Fuels In The Fact Project. In: *Fast Reactors and Related Fuel Cycles: Safe Technologies and Sustainable Scenarios (Fr13)*. Edited by S. Monti, Bd. 2. Proceedings of an International Conference held in Paris, France, 4–7 March 2013. International Atomic Energy Agency (IAEA). Vienna (Proceedings Series, STI/PUB/1665).
- Malmbeck, R.; Souček, P.; Glatz, J.-P. (2011): The Pyro-reprocessing Option for Advanced Nuclear Fuel Cycles, Innovative Nuclear Power in a Closed Fuel Cycle Scenario, 494. WE Heraeus Seminar, Bad Honnef, 5-8 December 2011, 2011. Online verfügbar unter http://www.nuklear.kit.edu/img/12_494.WE-Heraeus-Seminar_Dec_2011_Glatz.pdf, zuletzt geprüft am 01.12.2015.
- Marivoet, J.; Cuñado, M.; Norris, S.; Weetjens, E. (2008): Impact of Advanced Fuel Cycle Scenarios on Geological Disposal, EURADWASTE 2008 - 7th European Commission Conference on the Management and Disposal of Radioactive Waste, Luxembourg, Luxembourg, 2008-10-20, 2008.

- Mark, J. C. (1993): Explosive Properties of Reactor-Grade Plutonium. In: *Science & Global Security*. 4, 1993, S. 111–128. Online verfügbar unter <http://scienceandglobalsecurity.org/archive/sgs04mark.pdf>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- Mayorshin, A.; Bychkov, A.; Kormilitsyn, M.; Kisly, V.; Shishalov, O.; Yefimov, V.; Zhemkov, I.; Teykovtsev, A.; Dvoretzky, V.; Novoselov, A. (2003): Experimental Transmutation of Neptunium in the BOR-60 Reactor in the Form of Vibropac UNpO₂ Fuel. In: Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation. Seventh Information Exchange Transmutation. Jeju, Republik Korea, 14.-16. 10. 2002. Nuclear Energy Agency (NEA Proc.). Paris: OECD, S. 571–580.
- McKinsey Global Institute (2020). Climate risk and response, Physical hazards and socioeconomic impacts. McKinsey Global Institute, January 2020. Online verfügbar unter <https://www.mckinsey.de/news/presse/2020-01-16-mgi-climate-risk>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- Merk, B.; Litskevich, D.; Peakman, A.; Bankhead, M. (2019): The Current Status of Partitioning & Transmutation and How to Develop a Vision for Nuclear Waste Management. In: *ATW* 64 (5).
- Ministry of Infrastructure and Water Management (2020). Joint convention on the safety of spent fuel management and on the safety of radioactive waste management National Report of the Kingdom of the Netherlands for the Seventh Review Meeting (25 May – 4 June 2021). Ministry of Infrastructure and Water Management, October 2020.
- Modolo, G.; Wilden, A.; Geist, A.; Magnusson, D.; Malmbeck, R. (2012): A review of the demonstration of innovative solvent extraction processes for the recovery of trivalent minor actinides from PUREX raffinate. In: *Radiochimica Acta* (100), S. 715–725.
- Möller, K. (2018): Country Group 8 Rapporteur's Daily Report Netherlands. Sixth Review Meeting Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management. International Atomic Energy Agency, 08.05.2018.
- Montuir, M.; Pacary, V.; Sorel, C.; Baron, P.; Bollesteros, M.-J.; Costenoble, S.; Espinoux, D.; Hérès, X.; Rostaing, C. (2012): Sensitivity of Americium and Curium Splitting Flowsheet and Running Procedure. In: *Procedia Chemistry*, S. 275–281. DOI: 10.1016/j.proche.2012.10.044.
- Muller, R. A.; Finsterle, S.; Grimsich, J.; Baltzer, R.; Muller, E. A.; Rector, J. W.; Payer, J.; Apps, J. (2019): Disposal of High-Level Nuclear Waste in Deep Horizontal Drillholes.
- NAGRA - Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (2002). Project Opalinus Clay - Safety Report - Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis) (Technical Report 02-05). Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle. Wetingen, Schweiz, Dezember 2002. Online verfügbar unter https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/50/053/50053802.pdf?r=1, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- Narbutt, J. (2020): Solvent Extraction for Nuclear Power. In: Poole, C. F. (Hg.): Liquid-phase extraction: Elsevier (Handbooks in separation science), S. 725–744.
- NASA - Advanced Concepts Office, Office of Space Access and Technology. National Aeronautics and Space Administration (NASA) (1995): Mankins, J. C. Technology Readiness Levels, A White Paper. Advanced Concepts Office, Office of Space Access and Technology. National Aeronautics and Space Administration (NASA), 06.04.1995.
- NASA - Lewis Research Center / National Aeronautics and Space Administration (1972): Hyland, R. E.; Wohl, R. L.; Thompson, R. L.; Finnegan, P. M. Study of Extraterrestrial Disposal of Radioactive Wastes, Part II: Preliminary Feasibility Study of Extraterrestrial Disposal of

- Radioactive Wastes in Concentrations, Matrix Materials and Containers Designed for Storage on Earth (NASA Technical Memorandum, NASA TM-X-68147). Lewis Research Center / National Aeronautics and Space Administration. Cleveland, Ohio 44135, 1972.
- NASA - Lewis Research Center / National Aeronautics and Space Administration (1973): Hyland, R. E.; Wohl, M. L.; Finnegan, P. M. Study of extraterrestrial disposal of radioactive wastes, Part III - Preliminary feasibility screening study of space disposal of the actinide radioactive wastes with 1 percent and 0,1 percent fission product contamination (NASA Technical Memorandum, NASA TM X-68216). Lewis Research Center / National Aeronautics and Space Administration. Cleveland, Ohio 44135, 1973.
- NASA - Lewis Research Center / National Aeronautics and Space Administration (1974): Thompson, R. L.; Ramler, J. R.; Stevenson, S. M. Study of extraterrestrial disposal of radioactive wastes, Part I: Space Transportation and Destination Considerations (NASA Technical Memorandum, NASA TM X-71557). Lewis Research Center / National Aeronautics and Space Administration. Cleveland, Ohio 44135, 1974. Online verfügbar unter <https://ntrs.nasa.gov/api/citations/19740014663/downloads/19740014663.pdf>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- NASA - Marshall Space Flight Center, Alabama. National Aeronautics and Space Administration (1975): Burns, R. E. Nuclear Energy Waste-Space Transportation and Removal (NASA Technical Memorandum, NASA TM X-64973). Marshall Space Flight Center, Alabama. National Aeronautics and Space Administration. Alabama, 1975.
- NASA - Marshall Space Flight Center, Alabama. National Aeronautics and Space Administration (1978): Burns, R. E.; Causey, W. E.; Galloway W. E.; Nelson, R. W. Nuclear Waste Disposal in Space (NASA Technical Paper, NASA TP 1225). Marshall Space Flight Center, Alabama. National Aeronautics and Space Administration, 1978.
- Nash, K. L.; Madic, C.; Mathur, J. N.; Lacquement, J. (2010): Actinide Separation and Technology. In: Morss, L. R.; Edelstein, N. M. und Fuger, J. (Hg.): The Chemistry of the Actinide and Transactinide Elements. Fourth Edition: Springer, S. 2622–2799.
- National Research Council (1996a): Nuclear wastes, Technologies for separations and transmutation. Washington, DC: National Acad. Press.
- National Research Council (1996b): Nuclear Wastes. Technologies for Separations and Transmutation. Washington D.C. (USA): National Academy Press.
- National Research Council (2000): Electrometallurgical techniques for DOE spent fuel treatment, Final report (The compass series). Washington, D.C: National Academy Press.
- National Research Council (2001): Disposition of high-level waste and spent nuclear fuel: The continuing societal and technical challenges, Committee on Disposition of High-Level Radioactive Waste Through Geological Isolation; Board on Radioactive Waste Management; Division on Earth and Life Studies; National Research Council. Washigton, DC: National Academy Press. (NAP). Online verfügbar unter <https://doi.org/10.17226/10119>.
- NEA Proc. - Nuclear Energy Agency (1999). Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation – Status and Assessment Report, Proceedings of the 5. International information exchange meeting on actinide and fission product partitioning and transmutation. Nuclear Energy Agency. Paris, 1999.
- NEA Proc. - Nuclear Energy Agency (2001): Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation. Sixth Information Exchange Meeting, Madrid, 11.-13. 12. 2000 (Nuclear Energy Agency, NEA-3108). Paris.

- NEA Proc. - Nuclear Energy Agency (2003): Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation. Seventh Information Exchange Meeting, Jeju, 14.-16. 10. 2002 (Nuclear Energy Agency, NEA-4454). Paris: OECD.
- NEA Proc. - Nuclear Energy Agency (2005): Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation. 8th Information Exchange Meeting, Las Vegas, 9.-11. 11. 2004 (Nuclear Energy Agency, NEA-6024). Paris: OECD.
- NEA Proc. - Nuclear Energy Agency (2007): Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation. 9th Information Exchange Meeting, Nimes, 25.-29. 9. 2006 (Nuclear Energy Agency, NEA-6282). Paris: OECD.
- NEA Proc. - Nuclear Energy Agency (2010): Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation. 10th Information Exchange Meeting, Mito, 6.-10. 10. 2008 (Nuclear Energy Agency, NEA-6420). Paris: OECD.
- NEA Proc. - Nuclear Energy Agency (2012): Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation. 11th Information Exchange Meeting, San Francisco, 1.-4. 11. 2010 (Nuclear Energy Agency, NEA-6996). Paris: OECD.
- NEA Proc. - Nuclear Energy Agency (2013): Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation. 12th Information Exchange Meeting, Prag, 24.-27. 9. 2012 (Nuclear Energy Agency, NEA/NSC/DOC(2013)3). Paris: OECD.
- NEA Proc. - Nuclear Energy Agency (2015): Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation. Thirteenth Information Exchange Meeting, Seoul, Republic of Korea, 23-26 September 2014 (NEA/NSC/R(2015)2). Paris: OECD.
- NEA Proc. - Nuclear Energy Agency (2015): Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation. Thirteenth Information Exchange Meeting, Seoul, Republic of Korea, 23-26 September 2014 (NEA/NSC/R(2015)2). Paris: OECD.
- NEA Proc. - Nuclear Energy Agency (2017): Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation. Fourteenth Information Exchange Meeting, San Diego, 17.-20.10.2016 (Nuclear Energy Agency, NEA/NSC/R(2017)3). Paris.
- Neles, J. M.; Pistner, C. (Hg.) (2012): Kerntechnik, Eine Technik für die Zukunft? (Technik im Fokus). Berlin, Heidelberg: Springer Vieweg.
- Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz (2015): Bluth. Bestand und Prognose hochradioaktiver Abfälle unter Berücksichtigung von Anforderungen der Endlagerung, Literaturstudie / Empfehlungen des Niedersächsischen Ministeriums für Umwelt, Energie und Klimaschutz vom 6. Mai 2015. AG 3-18. Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz, Mai 2015.
- Nirex - United Kingdom Nirex Limited (2002). Description of Long-term Management Options for Radioactive Waste Investigated Internationally (Nirex Report, N/050). United Kingdom Nirex Limited. Didcot, Mai 2002.
- NWMO - Nuclear Waste Management Organization (2005). Choosing a way forward, The future of Canada's used nuclear fuel. Nuclear Waste Management Organization, 2005.
- NWMO - Nuclear Waste Management Organization (2020): Watching brief on advanced fuel cycles and alternative waste management technology. Toronto, 2020.
- OCRWM - Department of Energy, Office of Civilian Radioactive Waste Management (2008). Yucca Mountain Repository License Application - Safety Analysis Report. Chapter 2: Repository Safety After Permanent Closure. U.S. (DOE/RW-0573, Rev. 0.). Department of Energy, Office of Civilian Radioactive Waste Management, 2008.

- OECD-NEA - Nuclear Energy Agency (1988a). Feasibility of Disposal of High-Level Radioactive Waste into the Seabed, Volume 1: Overview of Research and Conclusions. Nuclear Energy Agency. Paris, 1988.
- OECD-NEA - Nuclear Energy Agency (1988b). Feasibility of Disposal of High-Level Radioactive Waste into the Seabed. Volume 4: Engineering. Unter Mitarbeit von Hickerson, J.; Freeman, T. J.; Boisson, J. Y.; Gera, F.; Murray, N. et al. Nuclear Energy Agency, 1988. Online verfügbar unter https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/20/049/20049722.pdf?r=1&r=1, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- OECD-NEA - Nuclear Energy Agency (2002). Accelerator-driven Systems (ADS) and Fast Reactors (FR) in Advanced Nuclear Fuel Cycles, A Comparative Study. Nuclear Energy Agency, 2002.
- OECD-NEA - Nuclear Energy Agency (2005). Accelerator and Spallation Target Technologies for ADS Applications, A Status Report (NEA No. 5421). Nuclear Energy Agency, 2005. Online verfügbar unter https://www.oecd-nea.org/jcms/pl_13948/accelerator-and-spallation-target-technologies-for-ads-applications?details=true, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- OECD-NEA - Nuclear Energy Agency (2007). Regulating the long-term safety of geological disposal. Towards a common understanding of the main objectives and bases of safety criteria. Nuclear Energy Agency, 2007. Online verfügbar unter https://www.oecd-nea.org/jcms/pl_14206/regulating-the-long-term-safety-of-geological-disposal?details=true, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- OECD-NEA - Nuclear Energy Agency (2010). National Programmes in Chemical Partitioning – A Status Report (NEA-5425). Nuclear Energy Agency, 2010.
- OECD-NEA - Nuclear Energy Agency (2012). Homogeneous versus Heterogeneous Recycling of Transuranics in Fast Nuclear Reactors (NEA-7077). Nuclear Energy Agency. Paris, 2012. Online verfügbar unter <https://www.oecd-nea.org/upload/docs/application/pdf/2019-12/7077-hvh-recycling-transuranics-fnr.pdf>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- OECD-NEA - Nuclear Energy Agency (2015). Review of Integral Experiments for Minor Actinide Management (Nuclear Science, NEA No. 7222). Nuclear Energy Agency, 2015. Online verfügbar unter <https://www.oecd-ilibrary.org/docserver/9789264231733-en.pdf?expires=1627652731&id=id&acname=ocid56027324&checksum=FC7881C59C55E1D5295949B501545AF2>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- OECD-NEA - Nuclear Energy Agency (2016). Small Modular Reactors: Nuclear Energy Market Potential for Near-term Deployment (NEA No. 7213). Nuclear Energy Agency, 2016.
- OECD-NEA - Nuclear Energy Agency (2017). The Safety of Long-Term Interim Storage Facilities in NEA Member Countries. Nuclear Energy Agency, 2017. Online verfügbar unter https://www.oecd-nea.org/jcms/pl_19772/the-safety-of-long-term-interim-storage-facilities-in-nea-member-countries?details=true, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- OECD-NEA - Nuclear Energy Agency (2018). State-of-the-Art Report on the Progress of Nuclear Fuel Cycle Chemistry (NEA No. 7267). Nuclear Energy Agency, 2018. Online verfügbar unter https://www.oecd-nea.org/jcms/pl_14970/state-of-the-art-report-on-the-progress-of-nuclear-fuel-cycle-chemistry?details=true, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- Öko-Institut e.V. (1986): Frey, G.; Fritsche, U.; Herbert, A.; Kohler, S. Der Thorium-Hochtemperaturreaktor in Hamm und die geplanten Hochtemperaturreaktor-Varianten. Öko-Institut e.V. Freiburg, 1986.

- Öko-Institut e.V. (1989a): Hahn, L. Der kleine Hochtemperaturreaktor - letzter Strohalm der Atomindustrie ?. Öko-Institut e.V., 1989.
- Öko-Institut e.V. (1989b): Hahn, L.; Nockenberg, B. Beurteilung der in- und ausländischen Konzepte für kleine Hochtemperaturreaktoren. Öko-Institut e.V. Darmstadt, 1989.
- Öko-Institut e.V. (1999): Küppers, C.; Sailer, M.; Schmidt, G. Gutachten zu Fragen der Einhaltung von Vorgaben zum Strahlenschutz der NUKEM in den Jahren 1960 bis 1989. Öko-Institut e.V., 1999.
- Öko-Institut e.V. (2000): Benischke, A.; Küppers, C. Ermittlung der möglichen Strahlenexposition der Bevölkerung aufgrund der Emissionen der Wiederaufarbeitungsanlagen in Sellafield und La Hague. Öko-Institut e.V., 2000.
- Öko-Institut e.V. (2017): Pistner, C.; Englert, M. Neue Reaktorkonzepte, Eine Analyse des aktuellen Forschungsstands. Im Auftrag der Schweizerischen Energie-Stiftung. Öko-Institut e.V. Darmstadt, April 2017. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Neue-Reaktorkonzepte.pdf>, zuletzt geprüft am 16.01.2020.
- Öko-Institut e.V. (2021): Pistner, C.; Englert, M.; von Hirschhausen, C.; Steigerwald, B.; Donderer, R. Sicherheitstechnische Analyse und Risikobewertung einer Anwendung von Small Modular Reactors (SMR). Öko-Institut e.V., 2021. Online verfügbar unter https://www.base.bund.de/SharedDocs/Downloads/BASE/DE/berichte/kt/gutachten-small-modular-reactors.pdf?__blob=publicationFile&v=2, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- Öko-Institut e.V.; Gruppe Ökologie e.V.; AG Wiederaufarbeitung Universität Bremen (1985): Boikat, U.; Burdorf, H.; Fink, U.; Fischer, B.; Kirchner, G.; Sailer, M.; Schebeck, L.; Schuhmacher, H. Sicherheitsprobleme der Wiederaufarbeitung, Eine Untersuchung zu den Risiken der bei Wackersdorf, Lkr. Schwandorf geplanten Wiederaufarbeitungsanlage. Öko-Institut e.V.; Gruppe Ökologie e.V.; AG Wiederaufarbeitung Universität Bremen, 1985.
- Öko-Institut/ZNF - Naturwissenschaft und Friedensforschung (2015): Kirchner, G.; Englert, M.; Pistner, C.; Kallenbach-Herbert, B.; Neles, J. M. Gutachten "Transmutation", Öko-Institut e.V.; Universität Hamburg, Zentrum für (K-MAT 48). Naturwissenschaft und Friedensforschung. Hamburg/Darmstadt, 08.12.2015. Online verfügbar unter https://www.bundestag.de/blob/400438/f54e3da4bbe76395bce2e40721212379/kmat_48-data.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- ORNL - Oak Ridge National Laboratory (1963): Gens, T. Laboratory development of chloride volatility processes for the recovery of uranium directly from spent Rover fuel or from its combustion ash (ORNL-3376). Oak Ridge National Laboratory, 1963.
- ORNL - Oak Ridge National Laboratory (1977): Croff, A.; Tedder, D. W.; Drago, J. P.; Blomeke, J.; Perona, J. J. A Preliminary Assessment of Partitioning and Transmutation as a Radioactive Waste Management Concept (ORNL/TM-5808). Oak Ridge National Laboratory, 1977.
- ORNL - Oak Ridge National Laboratory (1982): Gilai, D.; Williams, M. L.; Cooper, J. H.; Laing, W. R.; Walker, R. L.; Raman, S.; Stelson, P. H. Experimental and Computational Analyses of Actinide Samples Irradiated in EBR-II (ORNL-5791). Oak Ridge National Laboratory, 1982.
- ORNL - Oak Ridge National Laboratory (1983): Walker, R. L.; Botts, J. L.; Cooper, J. H.; Adair, H. L.; Bigelow, J. E.; Raman, S. Characterisation of Actinide Physics Specimen for the US/UK Joint Experiment in the Dounreay Prototype Fast Reactor (ORNL-5986). Oak Ridge National Laboratory, 1983. Online verfügbar unter <https://www.osti.gov/servlets/purl/5238105>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.

- Pasamehmetoglu, K.; Carmack, A. J.; Goldner, F. (2015): US DoE Advanced Nuclear Fuel Development Programme Overview. In: *Fast Reactors and Related Fuel Cycles: Safe Technologies and Sustainable Scenarios (Fr13)*. Edited by S. Monti, Bd. 2. Proceedings of an International Conference held in Paris, France, 4–7 March 2013. International Atomic Energy Agency (IAEA). Vienna (Proceedings Series, STI/PUB/1665).
- PNL - Batelle, Pacific Northwest Laboratories (1976). *Alternatives for Managing Wastes from Reactors and Post-Fission Operations in the LWR Fuel cycle, Volume 4: Alternatives For Waste Isolation And Disposal (ERDA-76-43)*. Batelle, Pacific Northwest Laboratories. United States Energy Research & Development Administration (Hg.). Richland, WA, 1976.
- PNL - Battelle Pacific Northwest Laboratories (1974): Schneider, K. J.; Platt, A. M. *High-level Radioactive Waste Manangement Alternatives (Wash-1297)*. Battelle Pacific Northwest Laboratories. Richland, WA, 1974.
- Poineau, F. (2019): Purification of Zirconium Cladding Using a Chloride Volatility Process (Project No. 15-8111), 2019. Online verfügbar unter <https://neup.inl.gov/SiteAssets/Final%20%20Reports/FY%202015/15-8111%20NEUP%20Final%20Report.pdf>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- Poinssot, C.; Rostaing, C.; Grandjean, S.; Boullis, B. (2012): Recycling the actinides, the cornerstone of any sustainable nuclear fuel cycles. In: *Procedia Chemistry* (7), S. 349–357.
- Posiva, O. (2012): *Safety Case for the End disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto - Synthesis 2012*. Eurajoki, Finnland. Online verfügbar unter https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/44/091/44091448.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- Precek, M.; Paulenova, A.; Mincher, B. J. (2012): Reduction of Np(VI) in Irradiated Solutions of Nitric Acid. In: *Procedia Chemistry*, S. 51–58. DOI: 10.1016/j.proche.2012.10.010.
- PSI/ANL - Paul Scherrer Institute / Argonne National Laboratory (2003): Degueldre, C.; Meyer, M. K. Revisiting IMF material criteria for utilization in reactors, Proceedings of the 9th IMF Workshop, 9–12 September 2003, Kendal, Cumbria, United Kingdom, BNFL. Paul Scherrer Institute / Argonne National Laboratory, 2003.
- Rice, E. E.; Priest, C. C. (1981): An Overview of Nuclear Waste Disposal in Space. In: Hofmann, P. (Hg.): *The Technology of High-Level Nuclear Wastes*. Vol. 1. Oak Ridge, Tennessee (DOE/TIC-4621).
- Romero, E. G. (2007): Rational and added value of P&T for waste management policies, Deliverable D1.1. PATEROS - Partitioning and Transmutation European Roadmap for Sustainable nuclear Energy (FI6W - Contract Number 036418), 04.12.2007.
- Rostaing, C.; Poinssot, C.; Warin, D.; Baron, P.; Lorraina, B. (2012): Development and Validation of the EXAm Separation Process for Single Am Recycling. In: *Procedia Chemistry*, S. 367–373. DOI: 10.1016/j.proche.2012.10.057.
- Rybalchenko, A. I.; Pimenov, M. K.; Kurochkin, V. M.; Kamnev, E. N.; Korotkevich, V. M.; Zubkov, A. A.; Khafizov, R. R. (2005): Deep Injection Disposal of Liquid Radioactive Waste in Russia, 1963–2002: Results and Consequences. In: *Underground Injection Science and Technology*, Bd. 52: Elsevier (Developments in Water Science), S. 13–19.
- SACSESS; LGI Consulting (2015): Joly, P.; Boo, E. Roadmap Actinide Separation Processes 2015. SACSESS; LGI Consulting, 2015. Online verfügbar unter <http://www.sacsess.eu/Docs/SACSESS.PDF>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.

- Salvatores, M.; Aliberti, G.; Palmiotti, G. (2015): Physics challenges for advanced fuel cycle assessment. In: *Journal of Nuclear Science and Technology* 52 (1), S. 1–16. DOI: 10.1080/00223131.2014.927807.
- Sandia - Sandia National Laboratories (2011): Arnold, B. W.; Brady, P. V.; Bauer, S. J.; Herrick, C.; Pye, S.; Finger, J. Reference Design and Operations for Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste (SANDIA REPORT, SAND2011-6749). Sandia National Laboratories. Albuquerque, 2011.
- Sandia - Sandia National Laboratories (2013): Arnold, B. W.; Brady, P.; Altman, S.; Vaughn, P.; Nielson, D.; Lee, J.; Gibb, F.; Mariner, P.; Travis, K.; Halsey, W.; Beswick, J.; Tillmann, J. Deep Borehole Disposal Research: Demonstration Site Selection Guidelines, Borehole Seals Design, and RD&D Needs. Sandia National Laboratories, 25.10.2013.
- Sandia - Sandia National Laboratories (2015): Deep Borehole Field Test Specifications. Albuquerque, 2015.
- Sandia - Sandia National Laboratories (2016). Deep Borehole Field Test Conceptual Design Report. Sandia National Laboratories. Albuquerque, Juni 2016.
- Sassani, D. C. (2017): Deep Borehole Field Test Overview, Sandia National Laboratories. Online verfügbar unter <https://www.osti.gov/servlets/purl/1416899>, zuletzt geprüft am 30.01.2021.
- Satoshi Chiba; Toshio Wakabayashi; Yoshiaki Tachi; Naoyuki Takaki; Atsunori Terashima; Shin Okumura; Tadashi Yoshida (2017): Method to Reduce Long-lived Fission Products by Nuclear Transmutations with Fast Spectrum Reactors. In: *Sci Rep* 7 (1), S. 1–10. DOI: 10.1038/s41598-017-14319-7.
- Schmidt, G.; Kirchner, G.; Pistner, C. (2013): Endlagerproblematik – Können Partitionierung und Transmutation helfen? In: *Technikfolgenabschätzung - Theorie und Praxis* 22 (3), S. 52–58. Online verfügbar unter <https://www.tatup.de/index.php/tatup/article/view/595/1057>.
- Schwenk-Ferrero, A. (2013): German Spent Nuclear Fuel Legacy: Characteristics and High-Level Waste Management Issues. In: *Science and Technology of Nuclear Installations* Article ID 293792. DOI: 10.1155/2013/293792.
- SKB - Svensk Kärnbränslehantering AB (1992). Project on Alternative Systems Study (PASS), Final Report. Svensk Kärnbränslehantering AB. Stockholm, Oktober 1992. Online verfügbar unter <https://www.skb.com/publication/9206/TR93-04webb.pdf>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- SKB - Svensk Kärnbränslehantering AB (1998): Juhlin, C.; Wallroth, T.; Smellie, J.; Eliasson, T.; Ljunggren, C.; Leijon, B.; Beswick, J. The Very Deep Hole Concept - Geoscientific appraisal of conditions at great depth (SKB-TR-98-05). Svensk Kärnbränslehantering AB. Stockholm, Sweden, Juni 1998.
- SKB - Svensk Kärnbränslehantering AB (2010): Choice of method – evaluation of strategies and systems for disposal of spent nuclear fuel (SKB P-10-47). Stockholm, Oktober 2010. Online verfügbar unter <https://skb.se/upload/publications/pdf/P-10-47.pdf>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- SKB - Svensk Kärnbränslehantering AB (2011). Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark - Main report of the SR-Site project, Volumes I, II and III (Technical Report TR-11-01). Svensk Kärnbränslehantering AB. Stockholm, Sweden, March 2011. Online verfügbar unter https://www.skb.se/publikation/2345580/TR-11-01_vol1.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2021.

- StandAG (2013): Deutscher Bundestag. Gesetz zur Suche und Auswahl eines Standortes für ein Endlager für Wärme entwickelnde radioaktive Abfälle (Standortauswahlgesetz -StandAG), StandAG, Fassung vom Standortauswahlgesetz vom 23.07.2013 (BGBl. I S. 2553).
- StandAG (2017): Deutscher Bundestag. Gesetz zur Suche und Auswahl eines Standortes für ein Endlager für hochradioaktive Abfälle (Standortauswahlgesetz - StandAG), StandAG, Fassung vom Standortauswahlgesetz vom 05.05.2017 (BGBl. I S. 1074), das zuletzt durch Artikel 2 Absatz 16 des Gesetzes vom 20.07.2017 (BGBl. I S. 2808) geändert worden ist.
- Swift, P. N.; Nutt, W. M. (2012): Applying insights from repository safety assessments to evaluating impacts of partitioning and transmutation. In: Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation. 11th Information Exchange Meeting. San Francisco, 1.-4. 11. 2010. Nuclear Energy Agency (NEA Proc.). Paris: OECD (Nuclear Energy Agency, NEA-6996), S. 145–153.
- Technische Universität Bergakademie Freiberg (2018): Bollingerfehr, W.; Dietrichs, C.; Herold, M.; Kudla, W.; Reich, M.; Rosenzweig, T. Untersuchungen zu Chancen und Risiken der Endlagerung wärmeentwickelnder radioaktiver Abfälle und ausgedienter Brennelemente in Tiefen Bohrlöchern „CREATIEF“. Technische Universität Bergakademie Freiberg, 2018.
- Thomauske, B.; Kudla, W. (2016): Zeitbedarf für das Standortauswahlverfahren und für die Errichtung eines Endlagers, K-Drs.267, 22.06.2016.
- Travis, K. P.; Burley, D.; Gibb, F. G. F. (2020): An Improved Model For Determining Salinity Recharge Time for Deep Borehole Disposal. Sheffield, 2020.
- TÜV Nord; Öko-Institut e.V. (Hg.) (2015). Gutachten zur Langzeitzwischenlagerung abgebrannter Brennelemente und verglaster Abfälle (K-MAT 44), 2015. Online verfügbar unter <http://dipbt.bundestag.de/dip21/btd/18/CD09100/4.%20Materialien/K-MAT%2044.pdf>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- U.S. NRC - U.S. Nuclear Regulatory Commission (2014). Generic Environmental Impact Statement for Continued Storage of Spent Nuclear Fuel, Final Report. NUREG-2157 Volume 1. U.S. Nuclear Regulatory Commission. Office of Nuclear Material Safety and Safeguards (Hg.), September 2014. Online verfügbar unter <https://www.nrc.gov/docs/ML1419/ML14196A105.pdf>, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- US DoE - US Department of Energy (2012). Blue Ribbon Commission on America's Nuclear Future. US Department of Energy, 2012. Online verfügbar unter https://www.energy.gov/sites/prod/files/2013/04/f0/brc_finalreport_jan2012.pdf, zuletzt geprüft am 15.01.2021.
- W & S Druck GmbH (2002): Appel, D.; Bräuer, V.; Brewitz, W.; Duphorn, K.; Haury, H.-J.; Gömmel, R.; Ipsen, D.; Jentzsch, G.; Kreuzsch, J.; Kühn, K.; Lux, K.-H.; Sailer, M.; Thomauske, B. Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte: Auswahlverfahren für Endlagerstandorte. Empfehlungen des AkEnd –Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte,. W & S Druck GmbH. Köln, 2002.
- Wakabayashi, T.; Takahashi, M.; CHIBA, S.; Takaki, N.; TACHI, Y.; Tahara, Y. (2019): Core concept of simultaneous transmutation of six LLFP nuclides using a fast reactor. In: *Nuclear Engineering and Design* 352, S. 110208. DOI: 10.1016/j.nucengdes.2019.110208.
- Weltraumvertrag (1967): Gesetz zu dem Vertrag vom 27.01.1969 über die Grundsätze zur Regelung der Tätigkeiten von Staaten bei der Erforschung und Nutzung des Weltraums einschließlich des Mondes und anderer Himmelskörper (Weltraumvertrag), Weltraumvertrag. Fundstelle: BGBl. 1969 II S. 1967.

- WNA - World Nuclear Association (2020a). Fast Neutron Reactors (Updated December 2020). World Nuclear Association, 2020. Online verfügbar unter <http://www.world-nuclear.org/info/Current-and-Future-Generation/Fast-Neutron-Reactors/>, zuletzt geprüft am 15.01.2020.
- WNA - World Nuclear Association (2020b). Processing of Used Nuclear Fuel (Updated December 2020). World Nuclear Association, 2020. Online verfügbar unter <http://world-nuclear-association.org/info/Nuclear-Fuel-Cycle/Fuel-Recycling/Processing-of-Used-Nuclear-Fuel/>, zuletzt geprüft am 30.01.2020.
- WNA - World Nuclear Association (2020c): Storage and Disposal of Radioactive Waste, World Nuclear Association. Online verfügbar unter <https://world-nuclear.org/information-library/nuclear-fuel-cycle/nuclear-waste/storage-and-disposal-of-radioactive-waste.aspx>, zuletzt aktualisiert am März 2020, zuletzt geprüft am 20.03.2021.
- Woo, S. M.; Ahn, J. (2015): Model Development for Pu-Mass Accountancy of Pyrometallurgical Processing with the Pu/Cm-244 Ratio Method. In: Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation. Thirteenth Information Exchange Meeting. Seoul, Republic of Korea, 23-26 September 2014. Nuclear Energy Agency (NEA Proc.). Paris: OECD (NEA/NSC/R(2015)2), S. 151–160.
- Yudintsev, S. V.; Malkovsky, V. I.; Kalenova, M. Y. (2021): The Thermal Field around a Borehole Repository of Radioactive Waste. In: *Dokl. Earth Sc.* 498 (2), S. 525–532. DOI: 10.1134/S1028334X21060179.

