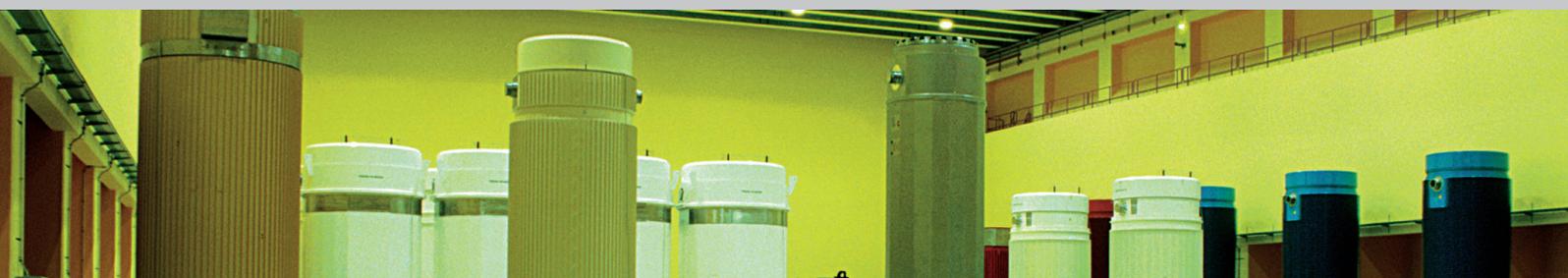




Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Swiss Confederation

Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI
Inspection fédérale de la sécurité nucléaire IFSN
Ispettorato federale della sicurezza nucleare IFSN
Swiss Federal Nuclear Safety Inspectorate ENSI



Forschungsprogramm «Radioaktive Abfälle» der Arbeitsgruppe des Bundes für die nukleare Entsorgung Abfallbewirtschaftung im Vergleich

Projektbericht



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI

ENSI 33/188

Forschungsprogramm «Radioaktive Abfälle» der Arbeitsgruppe des Bundes für die nukleare Entsorgung

Abfallbewirtschaftung im Vergleich

Projektbericht

Brugg, Februar 2015

Der vorliegende Projektbericht wurde unter der Leitung von M. Hugi (ENSI) erarbeitet mit Beiträgen seitens der Projektgruppe von

O. Beffort, A.-K. Leuz, O. Mauron, S. Theis, M. Wieser (ENSI)

M. Monteil, P. Gerber, K. Schenk (BAFU)

T. Marti, R. Stroude (BAG)

Die fachliche Unterstützung durch folgende Experten wird verdankt:

A. Eckhardt (ENSI-Rat)

B. Covelli (KNS & Tecova)

Th. Ernst, H. Maxeiner, A. Rüdebusch, (Nagra)

Th. Bucher, F. Wallimann (KKB)

B. Bitterli, M. Lips, G. Meier (KKG)

D. Brack, F.-A. Sarott (KKL)

E. Neukäter, L. Trummer, A. von Gunten (KKM)

D. Gubler, W. Heep, C. Hösli, R. Ineichen (ZWILAG)

H.-F. Beer, J. Müth, U. Ehrlicher (PSI)

T. Graule, J. Kübler (EMPA)

D. Suter (Science Solutions)

Impressum

Herausgeber

Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI

Industriestrasse 19

CH-5200 Brugg

Telefon +41 56 460 84 00

info@ensi.ch

www.ensi.ch

Zusammenfassung

Das Projekt „Abfallbewirtschaftung im Vergleich“ ist Teil des Forschungsprogramms „Radioaktive Abfälle“ der Arbeitsgruppe des Bundes für die nukleare Entsorgung (AGNEB). Das Eidgenössische Nuklearsicherheitsinspektorat (ENSI) hat dieses Projekt gemeinsam mit dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) und dem Bundesamt für Gesundheit (BAG) bearbeitet – unter Berücksichtigung von fachlichen Beiträgen der Kommission für nukleare Sicherheit (KNS). Nach Bedarf wurden die Abfallverursacher und die Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (Nagra) als Experten beigezogen.

Ziel der Arbeiten im Rahmen des Projekts „Abfallbewirtschaftung im Vergleich“ ist eine systematische und vergleichende Analyse der heutigen Praxis im Umgang mit radioaktiven und nicht-radioaktiven Abfällen, insbesondere der Vergleich der Gesetzgebung für radioaktive und nicht-radioaktive Abfälle auf der Basis grundlegender Prinzipien der Abfallbewirtschaftung.

Das Projekt beinhaltet eine Bestandsaufnahme zur aktuellen Bewirtschaftung der radioaktiven und nicht-radioaktiven Abfälle sowie strategische und technisch-wissenschaftliche Überlegungen zur Bewirtschaftung der radioaktiven Abfälle, insb. zur Abfallminimierung, zum Umgang mit organikahaltigen radioaktiven Abfällen und zur Verbringung metallischer Werkstoffe in geologische Tiefenlager.

In der Schweiz wird die Bewirtschaftung nicht-radioaktiver Abfälle im Umweltschutzgesetz, die Bewirtschaftung radioaktiver Abfälle im Kernenergie- bzw. Strahlenschutzgesetz geregelt. In der Umweltschutzgesetzgebung wird (sofern das Material nicht verwertbar oder verbrennbar ist) von einer oberflächennahen Deponierung von grossen Abfallmengen im Umfang von mehreren Millionen Tonnen pro Jahr ausgegangen, während radioaktive Abfälle in vergleichsweise geringen Mengen von durchschnittlich wenigen tausend Tonnen pro Jahr nach den gesetzlichen Grundlagen (Kernenergieverordnung) nur nach im Einzelnen genehmigten Verfahren und nur mit einer detaillierten, gebindebezogenen Dokumentation in das zukünftige geologische Tiefenlager eingelagert werden. Im Gegensatz zu den chemisch-toxischen Abfällen nimmt das Gefährdungspotential der radioaktiven Abfälle aufgrund des radioaktiven Zerfalls kontinuierlich ab. Zur Erreichung der Schutzziele für die heutige und die zukünftige Bevölkerung ergeben sich wegen der grundlegend unterschiedlichen Bewirtschaftungskonzepte im direkten Vergleich unterschiedliche Anforderungen – wie beispielsweise bei den organischen Abfällen oder den metallischen Werkstoffen.

Die Technische Verordnung vom 10. Dezember 1990 über Abfälle (TVA) gilt primär aus Sicht des Gewässer- und Bodenschutzes für das Vermindern und Behandeln von (nicht-radioaktiven) Abfällen sowie das Errichten und Betreiben von Abfallanlagen. Juristische und fachliche Abklärungen im Rahmen der vorliegenden Arbeiten sind zum Schluss gekommen, dass radioaktive Abfälle nicht in den Geltungsbereich der Umweltschutzgesetzgebung fallen. Somit gilt die TVA in Hinblick auf die Bewirtschaftung von radioaktiven Abfällen auch nicht als konkretisierende Verordnung.

Das Verhalten von radioaktiven Abfällen in einem geologischen Tiefenlager hängt von den physikalisch-chemischen (Umgebungs-) Bedingungen des Einlagerungsbereichs und von den Materialeigenschaften des Abfallprodukts ab. In Hinblick auf die zentralen Fragestellungen des Projekts erweisen sich die folgenden radioaktiven Abfälle als besonders bedeutungsvoll: Harze, Konzentrate und Mischabfälle aus dem Betrieb der Kernkraftwerke, sowie Abfälle aus der Stilllegung von Kernkraftwerken und Grossforschungsanlagen. Die Zusammensetzung der radioaktiven Abfälle (insbesondere Organika und Metalle) ist bekannt und in den entsprechenden Abfallsortenberichten umfassend dokumentiert.

Verschiedene Inhaltsstoffe der (schwach- und mittelaktiven) radioaktiven Abfälle sind von sicherheitsrelevanter Bedeutung, indem sie die Mobilität der Radionuklide erhöhen. Ein Beispiel dafür sind organische Stoffe, deren Degradationsprodukte in Form von Komplexbildnern die Löslichkeit der Radionuklide im Porenwasser des Barrierensystems erhöhen, die Rückhaltung (Sorption) der Radionuklide in den Barrieren des Tiefenlagers vermindern und die Zersetzung von Zement (als Barrierematerial) beschleunigen können. Dazu kommen Materialien, die im Fall metallischer Werkstoffe durch anaerobe Korrosionsprozesse oder bei organischen Stoffen (unter gewissen Lagerbedingungen) durch mikrobiellen Abbau Gase produzieren. Die Abbauprodukte können die Wirkung der technischen und natürlichen Sicherheitsbarrieren beeinträchtigen und dadurch die Freisetzung der Radionuklide aus einem Tiefenlager beschleunigen.

Somit ist eine Reduktion der in den radioaktiven Abfällen enthaltenen, gasbildenden metallischen bzw. organischen Inhaltsstoffe in Hinblick auf den langfristigen Sicherheitsnachweis für das geologische Tiefenlager grundsätzlich sicherheitsgerichtet.

Der Abfallvermeidung wird in allen schweizerischen Kern- und Grossforschungsanlagen eine hohe Priorität zugeordnet. Dies äussert sich in optimierten betrieblichen Abläufen, aber auch in weiter entwickelten Verfahren zur Dekontamination der Abfälle mit anschliessender Freimessung. Falls alternative Abfallbehandlungsmethoden verfügbar sind, unterliegen diese Methoden strengen Prüfkriterien: Sicherer Betrieb bzw. nukleare Sicherheit, Strahlenschutz, industrielle Reife, technische Umsetzbarkeit usw. Ein eventueller Anfall von sekundären radioaktiven Abfällen aus neuen Behandlungsverfahren ist ebenfalls zu berücksichtigen.

Organische Abfälle

In Bezug auf organikahaltige radioaktive Abfälle sind die Abfallverursacher bestrebt, diejenigen Abfälle, die entweder direkt oder nach Vorbehandlung die spezifischen Annahmebedingungen erfüllen, in der Plasma-Anlage des ZWILAG zu mineralisieren. Im Hinblick auf die zentralen Fragestellungen des Projekts sind damit lediglich konditionierte Ionenaustauscherharze (IAH) und konditionierte Konzentrate aus dem Betrieb der bestehenden Kernkraftwerke als massgebende Abfallströme zu beurteilen. Sie können nach der Aufsättigung des verschlossenen Tiefenlagers (unter für Mikroben vorteilhaften Lagerbedingungen) durch mikrobiellen Abbau zur Produktion von Gasen beitragen, durch komplexierende Abbauprodukte die Mobilität der Radionuklide erhöhen und unter Umständen zu einer beschleunigten Degradation der Zementbarrieren im Nahfeld des geologischen Tiefenlagers führen. Allerdings ist die Gasproduktion der organischen Materialien im Vergleich zur Gasproduktion der metallischen Abfallkomponenten inklusive metallischen Einbauten im geologischen Tiefenlager von untergeordneter Bedeutung.

Als technische Massnahmen zur Reduktion der IAH-Mengen stehen in den KKW ein optimaler Reaktorbetrieb (d.h. dichter Brennstoff) und der Einsatz von adäquaten (korrosionsresistenten) Werkstoffen im Vordergrund.

Im Rahmen des vorliegenden Projekts wurden die weltweit existierenden und angewendeten Verfahren zur Mineralisierung organischer Stoffe in radioaktiven Abfällen evaluiert, der aktuelle Stand von Wissenschaft und Technik dokumentiert und die Behandlungsmöglichkeiten für IAH aus schweizerischen KKW untersucht. Gestützt auf die Besuche von bestehenden Anlagen und Fachgespräche mit Entwicklern von thermischen Behandlungsverfahren kommen die Entsorgungspflichtigen zum Schluss, dass das Plasma-Verfahren technisch zwar geeignet wäre, die stark kontaminierten IAH zu behandeln, die Auslegung des ZWILAG deren Behandlung aus Strahlenschutz- und wartungstechnischer Sicht jedoch nicht zulässt. Das Verbrennungsverfahren ist zwar am besten erforscht, aber für die hoch mit Aktivität beladenen Harze ungeeignet. Im Ergebnis stellt damit die

endotherme, anaerobe Pyrolyse grundsätzlich eine geeignete Methode dar, um höher radioaktive organische Materialien zu mineralisieren.

Damit zeigen die Betrachtungen aus Sicht der Entsorgungspflichtigen, dass das Pyrolyseverfahren bei der Frage nach einer Technologie, welche hoch mit Aktivität beladene IAH aus schweizerischen KKW zuverlässig mineralisieren könnte, im Vergleich mit anderen Methoden (beispielsweise Plasma- oder Verbrennungsverfahren) das Verfahren der Wahl ist.

Metallische Abfälle

Bei den metallischen schwach- und mittelaktiven Abfällen (SMA) handelt es sich vorwiegend um Stilllegungsabfälle aus Eisen oder Stahl aus Kernkraftwerken und Grossforschungsanlagen (PSI, CERN). Sie tragen im überwiegenden Mass zur Gasbildung im geologischen (SMA-) Tiefenlager bei, wobei für die Gasbildung anteilmässig der eigentliche radioaktive Rohabfall massgebend ist, während die Metallkomponenten der Lagercontainer und Abfallgebinde weniger ins Gewicht fallen.

Der Einschmelzprozess entspricht weltweit einem seit vielen Jahren im nuklearen Bereich und im industriellen Massstab erprobten Behandlungsverfahren für radioaktive metallische Reststoffe. Aktivierte Nichteisenmetalle können durch das Schmelzverfahren von einem Grossteil der enthaltenen Radioaktivität befreit und freigemessen werden, während bei den grossen Mengen an aktivierten Eisenmetallen eine Abtrennung der radioaktiven Eisen-, Kobalt- und Nickelisotope schmelzmetallurgisch nicht möglich ist. Das Umschmelzen führt jedoch zu einem günstigen Oberflächen/Massen-Verhältnis und damit zu einer geringeren Gasproduktionsrate für die metallischen Abfälle.

Entsprechende Untersuchungen zeigen, dass es in der Schweiz zwar geeignete, aber nur sehr kleine metallenthaltende und signifikant gasproduzierende Abfallströme gibt, welche die Annahmebedingungen von europäischen Schmelzanlagen erfüllen würden und dort – unter Einhaltung der nationalen und internationalen rechtlichen Randbedingungen – endlagergerecht konditioniert werden könnten. Deshalb wird die Möglichkeit der Bereitstellung einer entsprechenden Infrastruktur in der Schweiz durch die Entsorgungspflichtigen geprüft.

Metallische Rohabfälle sind für das Prinzip der Abfallvermeidung durch Freimessung besonders gut geeignet, da der freimessbare Anteil durch verschiedene (Vor-) Behandlungsverfahren deutlich erhöht werden kann. Kontaminierte Metalle können zum Beispiel durch Dekontamination mit mechanischen und/oder chemischen Verfahren von der anhaftenden Radioaktivität befreit werden.

Bei den zu erwartenden grossen Mengen eisenhaltiger Stilllegungsabfälle lässt eine konsequente Ausnutzung der gesetzlich zulässigen Zeitperiode für die Abklinglagerung eine gegenüber der bisherigen Planung deutlich grössere Menge freimessbaren Materials erwarten. Dadurch kann im Idealfall die Erhöhung der Materialmenge, die sich aus der in Vorbereitung befindlichen Anpassung der Strahlenschutzverordnung mit revidierten Freimessgrenzen ergeben, kompensiert werden.

Durch eine Abklinglagerung über eine regulatorisch erlaubte Abklingzeit von 30 Jahren hinaus wäre aber nicht zu erwarten, dass sich die Entsorgungssituation für Abfälle aus dem Betrieb und der Stilllegung der KKW und Grossforschungsanlagen (die einen grossen Teil von metallischen Komponenten beinhalten) signifikant ändert.

Hochaktive Abfälle

Bei den hochaktiven Abfällen (HAA – verbrauchte Brennelemente und verglaste Spaltproduktlösungen aus der Wiederaufarbeitung) stammt nahezu die gesamte Menge der produzierten Korrosions-

gase von den Lagerbehältern aus (Kohlenstoff-) Stahl. Deren Vorteile liegen in der einfachen Herstellung und dem Verschluss, der mechanische Stabilität und der einfachen Handhabung (insbesondere Rückholbarkeit). Den Stahlbehältern kann aber auch eine Funktion als Element der Langzeitmarkierung eines geologischen Tiefenlagers HAA zukommen.

Andrerseits führt die anaerobe Korrosion der Behälter zu stark reduzierenden geochemischen Bedingungen im HAA-Nahfeld, welche sich günstig auf die Korrosionsbeständigkeit der Abfallmatrix (UO_2 bzw. Glas) und die Rückhaltung von Redox-sensitiven Radionukliden im Barrierenmaterial des HAA-Nahfeldes auswirken.

Als Massnahme zur Reduktion der produzierten Gasmenge im HAA-Lager steht die Verwendung alternativer Behältermaterialien wie Kupferummantelung oder keramische Werkstoffe im Vordergrund. Die Entsorgungspflichtigen haben entsprechende Abklärungen veranlasst.

Internationale Perspektive

Eine im Jahr 2010 veröffentlichte Studie der *Nuclear Energy Agency* (OECD/NEA) beinhaltet u.a. eine Gegenüberstellung der Eigenschaften von radioaktiven und chemotoxischen Abfällen zusammen mit den Grundsätzen und Strategien für deren Handhabung und Entsorgung.

Gemäss der Studie gibt es in den OECD-Ländern gute Beispiele dafür, dass sowohl chemotoxische als auch radioaktive Abfälle sicher entsorgt werden können. Allerdings nimmt die Bevölkerung den Umgang mit chemotoxischen und radioaktiven Abfällen als eine risikobehaftete Aktivität wahr. Während weltweit eine grosse Zahl untertägiger Deponien für chemotoxische Abfälle existieren, stehen heute nur wenige (meist oberflächennahe) Einrichtungen für die Entsorgung von schwach- und mittelaktiven Abfällen zur Verfügung – und dies obschon die entsprechenden Entsorgungskonzepte viele Gemeinsamkeiten aufweisen. Es wird daher der Schluss gezogen, dass ökonomische und andere Beweggründe die sozio-politischen Hürden für die Entsorgung chemotoxischer Abfälle offenbar effizienter verringern können als dies für radioaktive Abfälle der Fall ist.

Obschon zunehmend als wichtig erachtet, wird gemäss einer Umfrage im Rahmen des vorliegenden Projekts die Thematik einer ‚konsistenten‘ Abfallbewirtschaftung zwischen radioaktiven und nicht-radioaktiven Abfällen in anderen Ländern durch die nationalen Entsorgungsorganisationen und Aufsichtsbehörden bisher kaum proaktiv bearbeitet.

Projektempfehlungen

Auf der Grundlage des erbrachten Entsorgungsnachweises und der Überprüfung der Endlagerfähigkeit ist die geologische Tiefenlagerung der radioaktiven Abfälle aller zu betrachtenden Kategorien (d.h. kurzlebige schwach- und mittelaktive Abfälle, langlebige mittelaktive Abfälle und hochaktive Abfälle bzw. verbrauchte Brennelemente) als grundsätzlich machbar und in Hinblick auf den Betrieb und den Nachbetrieb des Lagers als für Mensch und Umwelt sicher zu beurteilen. Zusätzliche Massnahmen in Bezug auf eine alternative Behandlung spezifischer Abfälle sind daher im Prinzip nicht notwendig.

Die gesetzlich geforderte Überprüfung von bestehenden Erfahrungen und des Stands von Wissenschaft und Technik sowie das behördliche Optimierungsgebot verlangt jedoch, dass bei Entscheiden im Rahmen der Projektierung, des Baus und Betriebs (inklusive des Verschlusses) eines geologischen Tiefenlagers Alternativen im Hinblick auf die Optimierung der Betriebs- und Langzeitsicherheit abzuwägen sind.

Die nachfolgenden Empfehlungen stehen im Einklang mit der Verfügung des Bundesrates vom 28. August 2013 zum Entsorgungsprogramm 2008 der Entsorgungspflichtigen:

- Die Arbeiten der Entsorgungspflichtigen im Hinblick auf eine vertiefte Auswertung und sicherheitstechnische Beurteilung von heute verfügbaren technischen Verfahren zur Vermeidung bzw. Reduktion von organischen Stoffen in schwach- und mittelaktiven Abfällen sind weiter zu führen. Die Bedingungen des schweizerischen Entsorgungskonzepts sind dabei angemessen zu berücksichtigen. Ein allfälliges Optimierungspotential ist auch in Hinblick auf bereits konditionierte Abfälle zu bewerten. Eine erweiterte Nutzung der bestehenden Plasma-Anlage (ZWILAG) zur Elimination bzw. Mineralisierung von organischen Stoffen ist zu prüfen.
- Die Arbeiten der Entsorgungspflichtigen im Hinblick auf eine vertiefte Auswertung und sicherheitstechnische Beurteilung von heute verfügbaren technischen Verfahren zur Vermeidung bzw. Reduktion von metallischen Materialien in schwach- und mittelaktiven Abfällen ist weiter zu führen. Die Entsorgungspflichtigen haben bei der Aktualisierung ihrer Stilllegungspläne eine konsequente Ausnutzung der gesetzlich zulässigen maximalen Abklingzeiten für die Freimessung zu berücksichtigen. Auch im Falle zukünftiger, weiterer Anpassungen der einschlägigen Grenzwerte sind deren Auswirkungen bei der nächstfolgenden Aufdatierung zu berücksichtigen.
- Die Arbeiten der Entsorgungspflichtigen im Hinblick auf eine vertiefte Auswertung und sicherheitstechnische Beurteilung in Bezug auf die Verwendung von alternativen Materialien bei der Herstellung von Lagerbehälter für verbrauchte Brennelemente und verglaste hochaktive Abfälle sind weiter zu führen. Die Bedingungen des schweizerischen Entsorgungskonzepts sind dabei angemessen zu berücksichtigen.

Die Ergebnisse der entsprechend zu planenden Untersuchungen sind im Entsorgungsprogramm 2016 durch die Entsorgungspflichtigen zu dokumentieren.

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	13
1.1	Ausgangslage	13
1.2	Projektziele	14
2.	Bestandsaufnahme	15
2.1	Literaturrecherche	15
2.2	OECD/NEA – <i>Radioactive Waste in Perspective</i>	16
2.3	Internationale Umfrage: Konsistente Abfallbewirtschaftung, Behandlung organika-haltiger und metallischer Abfälle	18
3.	Gesetzliche Grundlagen für die Abfallbewirtschaftung	19
3.1	Unterschiede radioaktive/nicht-radioaktive Abfälle	19
3.2	Anwendbarkeit der TVA auf Tiefenlager für radioaktive Abfälle	21
3.3	Gesetzliche Grundlagen für die Beurteilung nicht-radiologischer Auswirkungen bei der Entsorgung radioaktiver Abfälle	23
4.	Bewirtschaftung konventioneller (nicht-radioaktiver) Abfälle	25
4.1	Abfallpolitik	25
4.1.1	Strategie	25
4.1.2	Abfallbehandlung	26
4.2	Gesetzliche Grundlagen	26
4.3	Abfallherkunft und Mengen	27
4.4	Wirksamkeitsanalyse	27
4.4.1	Verbesserungspotential	28
4.4.2	Grundsätze	28
4.4.3	Vision eines nachhaltigen Umgangs mit Rohstoffen und Abfällen	28
4.5	Zukünftiges Deponiekonzept	29
4.5.1	Gefährdungspotential von Deponien	30
4.6	Altlasten	31
5.	Sicherheitstechnische Aspekte der Entsorgung radioaktiver Abfälle	33
5.1	Entsorgungsnachweis	34
5.2	Endlagerfähigkeitsbeurteilung	35
5.3	Sicherheitsrelevante Abfalleigenschaften	35
5.3.1	Auswirkungen organischer radioaktiver Abfälle in einem geologischen Tiefenlager und deren Berücksichtigung in den Sicherheitsanalysen	35
5.3.2	Auswirkungen metallischer radioaktiver Abfälle in einem geologischen Tiefenlager	36
5.3.3	Berücksichtigung der Gasproduktion von radioaktiven Abfällen in den Sicherheitsanalysen für geologische Tiefenlager	37
5.4	Relevante Abfallströme	40
5.4.1	Organikahaltige Abfälle	40
5.4.2	Metallische Abfälle	43
5.4.3	Gasbildung	44
6.	Bewirtschaftung von radioaktiven Abfällen	49
6.1	Abfallbewirtschaftung in KKW's	49
6.1.1	Organisatorische und administrative Massnahmen	50
6.1.2	Technische Massnahmen	50
6.2	Bewirtschaftung der radioaktiven Abfälle im Zuständigkeitsbereich des BAG (MIF-Abfälle)	51
6.3	Abfallbewirtschaftung im ZWILAG	52
7.	Klassifizierungssystem für radioaktive Abfälle	53
7.1	Bewertungskriterien für radioaktive Abfälle	53
7.2	Bewertungskriterien für nicht-radioaktive Abfälle	54

8.	Alternative Abfallbehandlungsverfahren	55
8.1	Schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA)	56
8.1.1	Mineralisierung organischer radioaktiver Materialien	56
8.1.2	Getrocknete Harze in MOSAIK® - Behältern	60
8.1.3	Einschmelzen von aktivierten und kontaminierten Metallen	60
8.1.4	Abklinglagerung und Freimessung	62
8.1.5	Nutzung ausländischer Verarbeitungsanlagen	66
8.2	Abgebrannte Brennelemente und verglaste hochaktive Abfälle	66
8.2.1	Alternative Behältermaterialien	67
8.3	Forschungs- und Entwicklungsprogramm der Nagra	69
9.	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	71
9.1	Vorbemerkung	71
9.2	Allgemeine Schlussfolgerungen	71
9.3	Technische Verordnung über Abfälle	72
9.4	Entsorgungsnachweis und Endlagerfähigkeit	72
9.5	Optimierung	73
9.6	Projektempfehlungen	73
9.6.1	Organische Abfälle	73
9.6.2	Metallische Abfälle	75
9.6.3	Hochaktive Abfälle	76
9.7	Internationale Perspektive	76
9.8	Abschliessende Kommentare	77
10.	Referenzen	79

Anhänge

- A1 Abfallbewirtschaftung im Vergleich; Projektantrag der KSA zuhanden des BFE, A. Eckhardt & B. Covelli, KSA 21/189, 17. Juli 2007
- A2 Ergebnisse der internationalen Umfrage zur Konsistenz der Abfallbewirtschaftung von radioaktiven und nicht-radioaktiven Abfällen sowie zum Umgang mit organika-haltigen und metallischen (radioaktiven) Abfällen, M. Hugi, April 2009
- A3 Haltung des BAFU betreffend der Anwendbarkeit der TVA auf Tiefenlager für radio-aktive Abfälle, Abteilung Abfall und Rohstoffe, 12. Mai 2014
- A4 Organika und Metalle in den radioaktiven Abfällen der Schweiz gemäss modell-haftem Inventar der radioaktiven Materialien (MIRAM 2008), D. Suter, Science Solu-tions, März 2009
- A5 Zusammenfassung des Nagra Arbeitsberichts NAB 08-20: Evaluation von Methoden zur Mineralisierung organischer radioaktiver Materialien wie Ionenaustauscherharze, A. Matzner, Nagra, Januar 2009
- A6 Stellungnahme zum Nagra-Bericht: Evaluation von Methoden zur Mineralisierung organischer radioaktiver Materialien wie Ionenaustauscherharzen; B. Covelli, Tecova AG, KNS 21/209, August 2009
- A7 Nagra's Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsplan für die Lagerung radio-aktiver Abfälle in der Schweiz

1. Einleitung

Das Projekt „Abfallbewirtschaftung im Vergleich“ ist Teil des Forschungsprogramms „Radioaktive Abfälle“ der Arbeitsgruppe des Bundes für die nukleare Entsorgung (Agneb 2014).

Das Eidgenössische Nuklearsicherheitsinspektorat (ENSI) hat das Projekt „Abfallbewirtschaftung im Vergleich“ gemeinsam mit dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) und dem Bundesamt für Gesundheit (BAG) sowie unter Berücksichtigung von fachlichen Beiträgen der Kommission für nukleare Sicherheit (KNS) bearbeitet. Bei Bedarf wurden Vertreter der Nuklearindustrie (Abfallproduzenten, Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle – Nagra und weitere) als Experten einbezogen.

Das Projekt beinhaltet eine Bestandsaufnahme zur aktuellen Bewirtschaftung der radioaktiven und nicht-radioaktiven Abfälle sowie strategische und technisch-wissenschaftliche Überlegungen zur Bewirtschaftung der radioaktiven Abfälle, zur Abfallminimierung, zum Umgang mit organikahaltigen radioaktiven Abfällen und zur Verbringung metallischer radioaktiver Abfälle in geologische Tiefenlager.

Der vorliegende Bericht wurde im Auftrag der Agneb verfasst und ist öffentlich zugänglich.

1.1 Ausgangslage

Für die Bewirtschaftung radioaktiver und nicht-radioaktiver Abfälle gelten in der Schweiz unterschiedliche Regelungsbereiche

- Nicht-radioaktive Abfälle = Umweltschutzgesetzgebung
- Radioaktive Abfälle = Kernenergie- und Strahlenschutzgesetz

Radioaktive und nicht-radioaktive Abfälle (letztere umfassen Siedlungsabfälle, biogene Abfälle, Bauabfälle, Industrie- und Gewerbeabfälle, Sonderabfälle) unterliegen grundsätzlich den gleichen chemischen und biologischen Prozessen. Während nicht-radioaktive Abfälle (so genannte Reststoffe) einer oberflächennahen Deponie zugeführt werden, ist in der Schweiz für alle radioaktiven Abfälle, also auch für solche mit geringem Aktivitätsgehalt bzw. ohne langlebige Radionuklide, eine Entsorgung in einem geologischen Tiefenlager gesetzlich vorgeschrieben.

Es handelt sich also um zwei unterschiedliche Entsorgungskonzepte mit entsprechend unterschiedlichen Anforderungen an das Einschlussvermögen des Deponie- bzw. Lagersystems und unterschiedlichen Anforderungen an die Eigenschaften der jeweiligen Abfälle.

Die unterschiedlichen gesetzlichen Grundlagen haben zu einer wiederkehrenden Debatte zwischen verschiedenen Anspruchsgruppen (inkl. interessierter Öffentlichkeit) bzgl. der regulatorischen Anforderungen geführt, speziell in Bezug auf

- Organikagehalt von radioaktiven Abfällen
- Unterirdische Lagerung von elementaren Metallen

1.2 Projektziele

Ziel der Arbeit ist eine systematische und vergleichende Analyse der heutigen Praxis in der Bewirtschaftung von radioaktiven und nicht-radioaktiven Abfällen, insbesondere der Vergleich der Gesetzgebung für die Bewirtschaftung radioaktiver und nicht-radioaktiver Abfälle auf der Basis grundlegender Prinzipien der Abfallbewirtschaftung.

Für nicht-radioaktive Abfälle sind dies namentlich

- Verursacherprinzip
- Prioritätenfolge Vermeiden – Vermindern – Verwerten – Ablagern
- Verdünnungs- und Vermischungsverbot
- Ablagerungsverbot für brennbare Abfälle
- Rückgewinnung von metallischen Rohstoffen
- Ausschleusen von Schadstoffen
- Deponierung von nicht verwertbaren Reststoffen

Das Kernenergiegesetz verpflichtet die Betreiber einer Kernenergieanlage ebenfalls zur sicheren Entsorgung der radioaktiven Abfälle auf eigene Kosten (Verursacherprinzip). Weitere Prinzipien in Bezug auf den Umgang mit radioaktiven Abfällen verlangen, dass

- mit radioaktiven Stoffen so umzugehen ist, dass möglichst wenig radioaktive Abfälle entstehen,
- die in der Schweiz anfallenden radioaktiven Abfälle grundsätzlich im Inland entsorgt werden müssen,
- radioaktive Abfälle so entsorgt werden müssen, dass der dauernde Schutz von Mensch und Umwelt gewährleistet ist.

Arbeitsschwerpunkt der vorliegenden Studie bildet dabei eine fachlich fundierte Diskussion allfälliger Unterschiede in Hinblick auf die Bewirtschaftung der radioaktiven Abfälle, insb.

- Abfallvermeidung und Abfallminimierung
- Behandlung organikahaltiger Abfälle
- Umgang mit metallischen Abfallkomponenten

Die zu erwartenden Ergebnisse betreffen die Bewertung der identifizierten Unterschiede in der Bewirtschaftung nicht-radioaktiver und radioaktiver Abfälle sowie die Bewertung der sich daraus ergebenden allfälligen Massnahmen.

Der Antrag für das Projekt „Abfallbewirtschaftung im Vergleich“, der im Jahr 2007 von A. Eckhardt und B. Covelli im Auftrag der damaligen Eidgenössischen Kommission für die Sicherheit von Kernanlagen (KSA) zu Händen des BFE erarbeitet wurde, legt die detaillierten Zielsetzungen fest und enthält aus damaliger Sicht erste Analysen zur Konsistenz bzw. Inkonsistenz der Bewirtschaftung radioaktiver und nicht-radioaktiver Abfälle sowie zu den reglementarischen Unterschieden (Anhang A1).

2. Bestandsaufnahme

Erste internationale Studien zur Bewirtschaftung organikahaltiger radioaktiver Abfälle reichen bereits mehrere Jahrzehnte zurück. So hat sich die Internationale Atomenergieagentur (IAEA) im Rahmen der Technical Report Series No. 294, *Options for the Treatment and Solidification of Organic Radioactive Waste*, im Jahr 1989 mit der Behandlung bzw. Immobilisierung von organischen und organikahaltigen radioaktiven Abfällen beschäftigt. Dem schnellen technologischen Fortschritt Rechnung tragend wurde die Untersuchung in jüngerer Vergangenheit aktualisiert und als Technical Reports Series No. 427, *Predisposal Management of Organic Radioactive Waste*, im Jahre 2004 veröffentlicht. Die Untersuchung kam zum Schluss, dass moderne Annahmebedingungen für die Lagerung radioaktiver Abfälle in definitiven Depots gewöhnlich Spezifikationen bzgl. des zulässigen Organikagehalts der Abfallgebinde enthalten und, dass heute verschiedene Behandlungs- und Konditionierungsmethoden für organikahaltige radioaktive Abfälle zur Verfügung stehen, die sowohl den wirtschaftlichen Gesichtspunkten, als auch den gesetzlichen Rahmenbedingungen und den gesellschaftlichen Interessen Rechnung tragen. Das Ziel der technischen Verfahren ist ein physikalisch und chemisch stabiles Abfallprodukt, das zum Beispiel erreicht wird durch Verbrennung oder ähnliche Oxidationsprozesse und/oder den Einschluss in eine geeignete Abfallmatrix inklusive Behälter.

2.1 Literaturrecherche

Im Folgenden wird der Inhalt einiger ausgewählter Publikationen von internationalen Organisationen zum Thema Organika und Metalle in radioaktivem Abfall zusammengefasst:

- Die Festlegung von Spezifikationen für Abfallgebinde ist ein komplexer Prozess, bei dem verschiedene Anforderungen bezüglich der Zwischen- und Endlagerung der Abfälle wie auch bezüglich der Handhabung und dem Transport berücksichtigt werden müssen. Die Internationale Atomenergie-Agentur (IAEA) hat einen Leitfaden zur Entwicklung von Spezifikationen für Abfallgebinde veröffentlicht (IAEA 2006b). Bei den Spezifikationen stehen naturgemäss die strahlenschutzrechtlichen Aspekte und die Erkenntnisse aus der Langzeitsicherheitsanalyse von geologischen Tiefenlagern im Vordergrund.
- In einer anderen Publikation gibt die IAEA Empfehlungen für den Umgang mit schwach- und mittelaktiven radioaktiven Abfällen vor deren Entsorgung (IAEA 2003). Dazu gehören alle Aktivitäten vom Anfall der Abfälle an der Quelle bis zu ihrer Annahme zur Endlagerung oder deren Entlassung aus der regulatorischen Aufsicht. Als Grundkonzepte einer Abfallbehandlung werden die Volumenverringerung, die Entfernung von Radionukliden und die Veränderung der Zusammensetzung genannt. Auch hier stehen die verschiedenen Sicherheitsaspekte im Vordergrund.
- Wegen ihren verschiedenen sicherheitsrelevanten Eigenschaften wie Gasbildung oder Komplexbildung werden organische Materialien im radioaktiven Abfall in verschiedenen Publikationen aufgeführt. Ein Bericht der IAEA befasst sich mit der Behandlung von organischen radioaktiven Abfällen vor der Endlagerung (IAEA 2004). Es werden die verschiedensten technischen und nicht-technischen Kriterien berücksichtigt. Darunter werden, neben vielen anderen, auch die Einflüsse der einzelnen Prozesse auf die Umwelt oder die Konsistenz der Prozesse mit der jeweiligen nationalen Abfallpolitik genannt.
- Ionenaustauscherharze dienen der Behandlung von radioaktiven Lösungen und fallen beim Betrieb der Kernkraftwerke in grossen Mengen an. Aus diesem Grund kommt ihrer Konditionierung und Entsorgung eine wichtige Bedeutung zu (IAEA 2002). Neben der Endlagerung von organischen Ionenaustauscherharzen besteht auch die Möglichkeit der thermischen Behandlung, die zu einem stabileren Produkt für die Endlagerung führen kann (IAEA 2004, IAEA 2006a). Die Möglichkeiten der Mineralisierung von organischen Materialien wie Ionenaustauscherharze wurden von A. Matzner (2008) im Rahmen einer entsprechenden Studie der Nagra evaluiert.

- Bei den Metallen stellt sich die Situation etwas anders dar. Ein wesentlicher Anteil der Metalle kommt von den Gebindehüllen und von den Verstärkungen (Armierungen) in den Endlagercontainern. Dem Ziel einer Verringerung der Metallmengen stehen hier verschiedene Sicherheitsanforderungen gegenüber. Die Reduktion der Metallanteile im Rohabfall ist möglich, falls die Aktivität einzelner Metallkomponenten durch Dekontamination oder durch den Zerfall von kurzlebigen Radionukliden unterhalb der gesetzlichen Freigrenze fällt. Das *Nuclear Energy Agency Radioactive Waste Management Committee* hat in einem Bericht die Kriterien für die Entlassung von Materialien aus der regulatorischen Aufsicht in einzelnen Ländern erhoben (NEA 2004). Es wird gezeigt, dass die meisten Länder eine Freigabe von Materialien vorsehen. Es werden jedoch unterschiedliche Kriterien (Aktivitätskonzentration, Dosis) angewendet.

Die Möglichkeiten und Randbedingungen der Minimierung von Oberfläche/Masse-Verhältnissen an metallischen radioaktiven Abfällen sowie diesbezüglich der Stand der Schweiz im internationalen Vergleich wurde von der Nagra (A. Rüdebusch 2010) in Rahmen einer gesonderten Studie analysiert. Die entsprechenden Ergebnisse werden in Abschn. 7.1.2 (Einschmelzen von aktivierten und kontaminierten Metallen) präsentiert.

2.2 OECD/NEA – Radioactive Waste in Perspective

Die *Nuclear Energy Agency* (NEA) der *Organisation for Economic Co-operation and Development* (OECD) hat 2010 eine Studie unter dem Titel *Radioactive Waste in Perspective* veröffentlicht, welche einen allgemeinen Überblick über den aktuellen Stand der Bewirtschaftung von radioaktiven und chemotoxischen Abfällen vermittelt (OECD 2010).

Die Studie wurde durch eine internationale Expertengruppe unter der Leitung des *NEA Committee on Technical and Economic Studies on Nuclear Energy Development and the Fuel Cycle* (NDC) und mit Beteiligung des *OECD Environment Directorate*, der *International Atomic Energy Agency* (IAEA) und des Sekretariats des *NEA Radioactive Waste Management Committee* (RWMC) erarbeitet.

Das Ziel der Arbeit bestand darin, die Bewirtschaftung der radioaktiven Abfälle vorurteilsfrei und sachlich einzuschätzen, erstens durch eine Gegenüberstellung der Eigenschaften von radioaktiven und chemotoxischen Abfällen zusammen mit den Grundsätzen und Strategien für deren Handhabung und Entsorgung, und zweitens durch eine vergleichende Analyse der Abfälle aus den voraussichtlich wichtigsten zukünftigen Technologien zur Erzeugung von Elektrizität mit vergleichsweise tiefen Emissionen von Kohlendioxid: Kernkraft vs. Kohlekraft mit Abscheidung und Speicherung von Kohlendioxid.

Gegenüberstellung von chemotoxischen und radioaktiven Abfällen

Eine vergleichende (qualitative) Beurteilung der Gemeinsamkeiten bzw. Unterschiede zwischen chemotoxischen und radioaktiven Abfällen haben die Experten in den folgenden Bereichen durchgeführt:

- Abfallkategorien: Begriffsbestimmung
- Mengen und Herkunft radioaktiver und chemotoxischer Abfälle
- Risiken und Gefahren
- Ethische Grundsätze und Bewirtschaftungsprinzipien
- Gesetzgebung und Organisation
- Abfallbehandlung vor der Entsorgung
- Bewirtschaftungs- und Entsorgungsstrategien
- Bewilligungsverfahren und Sicherheitsanalyse für Entsorgungseinrichtungen
- Kosten und Finanzierung

Ein quantitativer Vergleich der Risiken in Verbindung mit der Bewirtschaftung von chemotoxischen und radioaktiven Abfällen wurde im Rahmen der OECD-Studie nicht durchgeführt.

Ohne Berücksichtigung des Bergbaus werden jedes Jahr weltweit 8'000 – 10'000 Megatonnen (Mt) Abfälle produziert. Davon sind ca. 400 Mt chemotoxisch und ca. 0.4 Mt radioaktiv. Radioaktiver Abfall stammt größtenteils aus dem Betrieb und der Stilllegung der Kernkraftwerke und aus der zugehörigen (nuklearen) Brennstoffwirtschaft.

Die Studie stellt fest, dass radioaktive Abfälle aus der nuklearen Elektrizitätserzeugung sortenspezifisch immer dieselben Anfangseigenschaften aufweisen und dadurch leicht charakterisierbar sind. Deshalb ist ihr Verhalten in einem geologischen Tiefenlager gut prognostizierbar. Im Gegensatz dazu sind die Eigenschaften (und damit die Bewirtschaftungsstrategien) der chemotoxischen Abfälle sehr unterschiedlich, beispielsweise sind sie brennbar, oxidierend, korrosiv, reaktiv, explosiv, (öko-) toxisch, kanzerogen usw. Das Gefährdungspotential der radioaktiven Abfälle liegt vorwiegend in deren Radioaktivität, die bei hohen Strahlendosen ernsthafte Gewebeschäden und Todesfälle bewirken kann. Die Aktivität baut sich im Laufe der Zeit durch den radioaktiven Zerfall ab, so dass im Gegensatz zu den chemotoxischen Abfällen die Gefährdung kontinuierlich abnimmt – obschon einige Isotope sehr lange Halbwertszeiten ausweisen.

Sowohl für radioaktive Abfälle wie für chemotoxische Abfälle gilt die Abfallvermeidung als ein zentrales Prinzip. Einmal entstanden, gelangen für die radioaktiven Abfälle gewöhnlich die Optionen „Konzentrieren und Einschliessen“ sowie „Aufschieben und Zerfallen lassen“ zur Anwendung. Im Unterschied dazu verfolgt die Bewirtschaftung der chemotoxischen Abfälle primär die Optionen „Beseitigen“ oder „Reduzieren des Gefahrenpotentials“ durch Verbrennung, chemische Behandlung usw. Sind die bevorzugten Optionen nicht praktikierbar, gelangt schliesslich der Einschluss der chemotoxischen Abfälle zur Anwendung.

Typischerweise erfolgt die Bewirtschaftung radioaktiver Abfälle durch ein hohes Mass an staatlichen Eingriffen in der Zuständigkeit einer vergleichsweise kleinen Anzahl nationaler Organisationen. Weil chemotoxische Abfälle durch viele unterschiedliche Verursacher aus den verschiedensten Industriebereichen erzeugt werden, sind im Gegensatz zu den radioaktiven Abfällen in der Bewirtschaftung chemotoxischer Abfälle gewöhnlich alle Regierungsstufen involviert - mit verteilter Verantwortung über staatliche, regionale und lokale Behörden. Eine Vielfalt administrativer Maßnahmen regelt die Bewirtschaftung chemotoxischer Abfälle, die innerhalb der gesetzlichen Vorgaben ausgesprochen marktorientiert operiert.

Die Einheitskosten für die Bewirtschaftung chemotoxischer Abfälle sind bedeutend tiefer als für radioaktive Abfälle. Für chemotoxische Abfälle erfolgt die Bewirtschaftung normalerweise auf kommerzieller Basis mit einer direkten Abgeltung der geleisteten Dienste. Für radioaktive Abfälle werden aus dem Erlös der produzierten Elektrizität meistens Rückstellungen für die Finanzierung der zukünftigen Entsorgungseinrichtungen vorgenommen.

Entsorgungseinrichtungen für chemotoxische Abfälle werden im Allgemeinen in viel kürzerer Zeit realisiert als beispielsweise geologische Tiefenlager für radioaktive Abfälle – die sozio-politische Akzeptanz im Fall chemotoxischer Abfälle wird also schneller erreicht als bei radioaktiven Abfällen. Die Studie führt dies auf eine unterschiedliche öffentliche Wahrnehmung der entsprechenden Risiken bei chemotoxischen und radioaktiven Abfällen zurück.

Ausgewählte Schlussfolgerungen

Gemäss der Studie werden in den OECD-Ländern sowohl chemotoxische als auch radioaktive Abfälle grundsätzlich sicher bewirtschaftet. Im Allgemeinen nimmt die Bevölkerung den Umgang sowohl mit chemotoxischen als auch mit radioaktiven Abfällen als eine risikobehaftete Aktivität wahr. Trotzdem gibt es viele Beispiele dafür, dass beide Abfallkategorien je sicher entsorgt werden können. Die kleine Zahl der realisierten Einrichtungen für die Entsorgung radioaktiver Abfälle hat u. a. damit zu tun, dass die geringe Menge der radioaktiven Abfälle grundsätzlich weniger Lagervolumen benötigt. Es steht

gegenwärtig weltweit kein geologisches Tiefenlager für hochaktive Abfälle (d.h. verglaste Spaltproduktlösungen aus der Wiederaufarbeitung oder verbrauchte Brennelemente) in Betrieb.

Zudem wird der Schluss gezogen, dass ökonomische und andere Beweggründe die sozio-politischen Hürden für die Entsorgung chemotoxischer Abfälle effizienter verringern können als dies für radioaktive Abfälle der Fall ist. Die grossen Mengen chemotoxischer Abfälle, welche die Gesellschaft täglich produziert, macht eine rechtzeitige Implementierung von Entsorgungsanlagen unumgänglich, damit die industrielle Leistungsfähigkeit eines Landes nicht zum Erliegen kommt. Demgegenüber ist das Volumen der radioaktiven Abfälle relativ klein, so dass die Nuklearindustrie ihre Abfälle bisher durch geeignete Zwischenlager an der Oberfläche sicher und ökonomisch bewirtschaften kann, ohne dabei die Versorgung mit elektrischer Energie in Frage zu stellen.

Ein wichtiger Faktor, welcher eine rasche Entscheidungsfindung für die Entsorgung chemotoxischer Abfälle einfacher macht als für die Entsorgung radioaktiver Abfälle, scheint das kleinere Risikoempfinden für die chemotoxischen Abfälle zu sein. Ein signifikanter Grund dafür könnte in der Vertrautheit mit den Abfällen liegen: Die Bevölkerung ist in hohem Masse vertraut im Umgang mit vielen (chemotoxischen) Stoffen des täglichen Gebrauchs, die nach ihrer Anwendung zu chemotoxischen Abfällen werden. Ferner stehen diese Stoffe mit dem gewählten Lebensstil und Komfort in einem direkten Zusammenhang. Eine entsprechende Erfahrung scheint es für radioaktive Abfälle nicht zu geben.

2.3 Internationale Umfrage: Konsistente Abfallbewirtschaftung, Behandlung organikahaltiger und metallischer Abfälle

Im Rahmen einer Umfrage zur aktuellen Praxis bzgl. einer konsistenten Bewirtschaftung von radioaktiven und nicht-radioaktiven Abfällen sowie zum Umgang mit organikahaltigen und metallischen (radioaktiven) Abfällen wurden folgende internationale Organisationen befragt: Ondraf/Niras, ANC (Belgien), SUJB (Tschechische Republik), Posiva (Finnland), Andra (Frankreich), BfS und Pangeo (Deutschland), Puram (Ungarn), Enresa (Spanien), SKB (Schweden) sowie NDA und EA (England).

Das Ergebnis der Umfrage lässt sich wie folgt zusammenfassen:

- In den meisten Ländern wurde eine konsistente Bewirtschaftung von radioaktiven und nicht-radioaktiven Abfällen bisher nicht thematisiert; einige Länder bestätigen aber die Bedeutung einer entsprechenden Untersuchung.
- Die Bewirtschaftung von organischen (radioaktiven) Abfällen hängt von der nationalen Bewirtschaftungsstrategie ab. Für existierende (z.T. geplante) Abfalllager gelten verbindliche Abfallannahmebedingungen. Häufige Behandlungsverfahren sind beispielsweise die Hochdruckverpressung, Verbrennung, Verfestigung mit Zement/Bitumen/Polystyrol – beispielsweise für Ionenaustauscherharze.
- Eine Obergrenze für den Organikagehalt in radioaktiven Abfällen ist entweder direkt (Belgien, England, Finnland, Frankreich) oder indirekt (Ungarn) spezifiziert, normalerweise durch anlagen-spezifische Abfallannahmebedingungen.
- Ausser den erwähnten Abfallannahmebedingungen gelten für die Entsorgung der organikahaltigen radioaktiven Abfälle keine speziellen Bedingungen.
- Ionenaustauscherharze aus Kernkraftwerken werden gewöhnlich mit einer Zement-, Bitumen- oder Polystyrol-Matrix verfestigt. In der Tschechischen Republik wird dazu Aluminiumsilikat verwendet; in Deutschland werden Ionenaustauscherharze getrocknet und unverfestigt in MOSAIK-Behälter eingebracht.
- In den meisten Ländern gibt es keine spezifischen Anforderungen an die Lagerung von metallischen Abfällen – ausser Masse und Dimensionen (Abfallannahmebedingungen). Die Wiederverwertung ist eine häufig angewendete Massnahme zur Optimierung der Lagerkapazität.

Die detaillierte Auswertung der Umfrage ist in Anhang A2 dargestellt.

3. Gesetzliche Grundlagen für die Abfallbewirtschaftung

Für die Bewirtschaftung von radioaktiven und nicht-radioaktiven Abfällen (letztere umfassen alle Abfälle, die nicht unter die Strahlenschutzgesetzgebung fallen – Siedlungsabfälle, biogene Abfälle, Bauabfälle, Industrie- und Gewerbeabfälle, Sonderabfälle) gelten in der Schweiz zwei unterschiedliche Regelungsbereiche:

- Das Kernenergiegesetz (KEG), die Kernenergieverordnung (KEV), das Strahlenschutzgesetz (StrSG) und die Strahlenschutzverordnung (StrSV) regeln den Umgang mit radioaktiven Abfällen
- Das Umweltschutzgesetz (USG), die Technische Verordnung über Abfälle (TVA) und die Verordnung über den Verkehr mit Abfällen (VeVA) regeln die Bewirtschaftung nicht-radioaktiver Abfälle.

Als gesetzliche Grundlagen ist somit zu berücksichtigen:

- Kernenergiegesetz (KEG 2003)
- Kernenergieverordnung (KEV 2004)
- Strahlenschutzgesetz (StSG 1991)
- Strahlenschutzverordnung (StSV 1994)
- Umweltschutzgesetz (USG 1983)
- Gewässerschutzgesetz (GSchG 1991)
- Technische Verordnung über Abfälle (TVA 1990)
- Verordnung über den Verkehr mit Abfällen (VeVA 2005)
- Joint Convention (1997)
- Basel Convention (1989)
- Chemikalienverordnung ChemRRV
- Evtl. Strategie nachhaltige Entwicklung (2002) des Bundesrates

Im Projektantrag „Abfallbewirtschaftung im Vergleich“ der KSA zuhanden des BFE, (KSA 21/189) wird durch A. Eckhardt & B. Covelli (2007) folgendes festgehalten:

„Die Umweltschutzgesetzgebung und die Gesetzgebung im Bereich der chemotoxischen Sonderabfälle gelten explizit nicht für radioaktive Abfälle. Ausschlaggebend dafür sind nicht fachtechnische Gründe, sondern die Tatsache, dass bei der Ausarbeitung dieser Gesetzgebung im Bereich der radioaktiven Abfälle bereits ältere Regelungen existierten, die als genügend wirksam beurteilt wurden.“

3.1 Unterschiede radioaktive/nicht-radioaktive Abfälle

Für die Bewirtschaftung der radioaktiven Abfälle verlangt das Kernenergiegesetz (Art. 30 KEG) als grundlegende Prinzipien, dass

- mit radioaktiven Stoffen so umzugehen ist, dass möglichst wenig radioaktive Abfälle entstehen,
- die in der Schweiz anfallenden radioaktiven Abfälle grundsätzlich im Inland entsorgt werden müssen,
- radioaktive Abfälle so entsorgt werden müssen, dass der dauernde Schutz von Mensch und Umwelt gewährleistet ist.

Der Betreiber einer Kernanlage ist gemäss Art. 31 KEG verpflichtet, die aus der Anlage stammenden radioaktiven Abfälle auf eigene Kosten sicher zu entsorgen (Verursacherprinzip). Die Entsorgungspflicht ist erfüllt, wenn

- die Abfälle in ein geologisches Tiefenlager verbracht worden sind und
- die finanziellen Mittel für die Beobachtungsphase und den allfälligen Verschluss des geologischen Tiefenlagers sichergestellt sind.

Die Kernenergieverordnung (Art. 54) verlangt zudem eine möglichst rasche Konditionierung der radioaktiven Abfälle. Dabei müssen die konditionierten Abfallgebinde transport-, zwischenlager- und endlagerfähig sein.

Das Mischen von radioaktiven Stoffen mit inaktiven Materialien einzig zum Zweck, die Verordnung nicht anwendbar zu machen, ist gemäss Strahlenschutzverordnung (Art. 3) verboten, d.h. für radioaktive Stoffe gilt ein Verdünnungs- und Vermischungsverbot.

Im Vergleich dazu gelten für die Bewirtschaftung der nicht-radioaktiven Abfälle gemäss Technische Verordnung über Abfälle (TVA 1990) die folgenden Grundsätze (Art. 6 ff)

- Verursacherprinzip
- Prioritätenfolge *Vermeiden – Vermindern – Verwerten – Ablagern*
- Verdünnungs- und Vermischungsverbot
- Ablagerungsverbot für brennbare Abfälle
- Rückgewinnung von metallischen Rohstoffen
- Ausschleusen von Schadstoffen
- Deponierung von nicht verwertbaren Reststoffen

Für die Bewirtschaftung radioaktiver und nicht-radioaktiver Abfälle *auf der Basis grundlegender Prinzipien* bestehen einige wichtige Unterschiede, die beispielsweise das Verbringen organischer Abfälle oder metallischer Werkstoffe in Deponien anbelangen:

- Gemäss gültiger TVA (1990) sind für nicht-radioaktive Abfälle unterirdische Reaktordeponien nicht zulässig und für andere Deponietypen gelten unterschiedliche, aber spezifische Grenzwerte in Bezug auf den Organikagehalt.
- Im Gegensatz dazu sind für radioaktive Abfälle in Bezug auf die geologische Tiefenlagerung die organischen Inhaltsstoffe ohne Nennung eines verbindlichen Grenzwertes zu minimieren. Im Extremfall enthalten einzelne einzulagernde Abfallgebinde ausschliesslich organisches Material.
- Gemäss USG (1983) gelten Metalle als Rohstoffe, welche von den übrigen Reststoffen zu trennen und der Wiederverwertung zuzuführen sind.
- Die direkte Wiederverwertung der metallischen Komponenten radioaktiver Abfälle erweist sich im Allgemeinen als schwierig oder zumindest technisch aufwändig.

Die Gesetzgebung für nicht-radioaktive Abfälle kommt nur dann zur Anwendung, wenn Metalle und ihre chemischen Verbindungen als Abfall oder in Abfällen vorkommen. Ansonsten sind die Metalle und ihre chemischen Verbindungen ein *Stoff* oder ein *Produkt* und fallen nicht unter die Umweltschutzgesetzgebung.

Metalle sind aber nicht nur Rohstoffe, sondern je nach Schutzgut, Matrix usw. auch Schadstoffe. Der Begriff *Reststoff* ist ebenfalls klar definiert: Abfall, der auf einer Reststoffdeponie abgelagert werden darf (TVA Anhang 1).

Zusammenfassend lassen sich im Hinblick auf die spezifischen Fragestellungen des vorliegenden Projekts folgende wichtige Gemeinsamkeiten in den gesetzlichen Grundlagen für die Bewirtschaftung von radioaktiven und nicht-radioaktiven Abfällen feststellen:

- Verursacherprinzip
- Minimierungsgebot
- Verdünnungs-/Vermischungsverbot

Wesentliche Unterschiede bestehen hingegen hinsichtlich

- (umgehender) Konditionierung der Abfälle
- Höchstwert für den Organikagehalt in Abfällen zur Entsorgung in Deponien
- Umgang mit metallischen (Abfall-) Komponenten

Eine systematische Zusammenstellung von Gemeinsamkeiten und Unterschieden ist in Anhang A1 dieses Berichts enthalten.

3.2 Anwendbarkeit der TVA auf Tiefenlager für radioaktive Abfälle

Bei der Entsorgung radioaktiver und nicht-radioaktiver Abfälle stellen sich in vielerlei Hinsicht grundsätzlich ähnliche Probleme. Aus grundsätzlich rechtlichen Erwägungen ist die Entsorgung der Abfälle jedoch in zwei unterschiedlichen Gesetzgebungsbereichen geregelt, der Umweltschutzgesetzgebung für nicht-radioaktive Abfälle einerseits und der Strahlenschutz- und Kernenergiegesetzgebung für radioaktive Abfälle andererseits. Vielfach werden in beiden Gesetzgebungsbereichen ähnliche Grundsätze verfolgt (vgl. Kapitel 3.1).

Die Technische Verordnung vom 10. Dezember 1990 über Abfälle (TVA, SR 814.600) gilt für das Vermindern und Behandeln von (nicht-radioaktiven) Abfällen sowie das Errichten und Betreiben von Abfallanlagen (Art. 2 TVA). Erste juristische Abklärungen zur Anwendbarkeit der TVA auf Tiefenlager für radioaktive Abfälle wurden von der Arbeitsgruppe des Bundes für die nukleare Entsorgung (Agneb) veranlasst und vom Bundesamt für Energie (BFE) durchgeführt. Die entsprechenden Ergebnisse sind in der Aktennotiz „Anwendungsbereich der TVA bezüglich radioaktiver Abfälle/geologischer Tiefenlager“ vom 26. Mai 2011 dokumentiert (BFE 2011).

Mit dem Ziel einer nochmaligen Prüfung der Frage der Anwendbarkeit der TVA bei der Lagerung von radioaktiven Abfällen hat am 17. Januar 2014 ein Informationsaustausch von Vertretern der Ämter und Kommissionen von BFE, BAFU, KNS und ENSI stattgefunden. Das BAFU hat dazu seine Haltung schriftlich festgehalten und den Teilnehmenden mit Brief vom 12. Mai 2014 kommuniziert (BAFU 2014 – vgl. Anhang A3). Gemäss den Ausführungen des BAFU ist aus rechtlicher Sicht die Anwendbarkeit der TVA für Tiefenlager für radioaktive Abfälle aus den folgenden Gründen klar nicht gegeben:

Die TVA wurde nicht für radioaktive Abfälle geschrieben. Diese werden gemäss Art. 3 Abs. 2 des Umweltschutzgesetzes (USG) durch die Strahlenschutz- und Kernenergiegesetzgebung geregelt. Die auf dem Umweltschutzgesetz basierenden abfallrechtlichen Verordnungen betreffen die nicht-radioaktiven Abfälle aus Haushalten, Industrie und Gewerbe. Für diese Abfälle definiert die TVA die Anforderungen an die Abfallbehandlung, damit die nicht stofflich verwertbaren Abfälle in eine endlagerfähige Form auf Oberflächendeponien gebracht werden können. Die Regelungen der TVA sollen primär aus Sicht des Gewässer- und Bodenschutzes die Freisetzung von Schadstoffen aus Oberflächendeponien verhindern. Dies beinhaltet unter anderem die Vernichtung der organischen sowie die Fixierung der anorganischen Schadstoffe. Aus diesem Grund wurde in Art. 11 TVA die Verbrennungspflicht für brennbare Abfälle (Siedlungsabfälle, brennbare Anteile von Bauabfällen, Klärschlamm und

andere brennbare Abfälle) bzw. das Verbot der Ablagerung dieser Abfälle (Art. 32f TVA) festgehalten. Die Gründe für die Verbrennung von Abfällen bzw. deren umweltverträgliche Behandlung durch andere thermische Prozesse sind die Folgenden:

- Bei der Deponierung unbehandelter brennbarer Abfälle werden durch die Zersetzung der organischen Anteile umweltschädliche Gase freigesetzt, in erster Linie Methan, das eine rund 22-fach höheren Treibhausgaswirkung als CO_2 aufweist. Die unkontrollierte Entgasung setzt sich über Jahrzehnte nach der Ablagerung der Abfälle fort. Da nur ein Teil der Deponiegase mit einem Sammelssystem gefasst und energetisch genutzt werden kann, ist die Energiebilanz entsprechend schlecht. Im Gegensatz dazu wird durch die Verbrennung der in den Abfällen enthaltene biogene und fossile Kohlenstoff zu CO_2 umgewandelt. Die dabei entstehende Verbrennungswärme wird wesentlich besser genutzt als bei Reaktordeponien. Die Verbrennungsrückstände verbleiben zudem weitgehend inertisiert.
- Organische Schadstoffe und gesundheitsgefährdende Organismen werden bei der Verbrennung zerstört. Anorganische Schadstoffe, vor allem Schwermetalle, werden in der Schlacke durch Versinterung, Oxidation oder anderer chemische Prozesse fixiert. Eine potentielle Freisetzung dieser Schadstoffe aus der Schlacke auf einer Reaktordeponie erfolgt daher in viel geringerem Ausmass als bei unbehandelt abgelagerten Abfällen. Leichtflüchtige Schwermetalle werden in der Flugasche bzw. in den Rückständen der Rauchgasreinigung zurückgehalten. Der Stand der Technik der Rauchgasreinigung erlaubt eine Rückgewinnung und Verwertung eines Teils dieser Metalle. Die entfrachtete Flugasche kann zusammen mit der Schlacke abgelagert werden.
- Durch die Verbrennung reduziert sich das ursprüngliche Abfallvolumen auf rund einen Zehntel. Für die Ablagerung der Schlacke auf Reaktordeponien spielt dies eine wesentliche Rolle, da in der Schweiz die Anzahl der Deponien und das entsprechende Reservevolumen sehr begrenzt sind.

Verbrennungsrückstände und andere Abfälle, die noch begrenzte Restgehalte an Organika aufweisen, dürfen ausschliesslich auf Reaktordeponien abgelagert werden, sofern sie die entsprechenden Anforderungen der TVA erfüllen. Da die heute geltende TVA unterirdische Reaktordeponien nicht zulässt (Anhang 2 Ziff. 1 Abs. 7 TVA) und Abfälle, die nach Strahlenschutzgesetzgebung behandelt werden müssen, explizit nicht auf Deponien abgelagert werden dürfen (Art. 32 Abs. 2 Bst. e TVA), kann diese Verordnung demzufolge auch nicht auf Tiefenlager für radioaktive Abfälle angewendet werden, auch wenn diese organische Substanzen enthalten.“

Abschliessend hält das BAFU fest, dass es sinnvoll wäre zu prüfen, inwiefern die oben erwähnten Gründe und Prinzipien für die Behandlung von brennbaren Abfällen, die der TVA zugrunde liegen, auch für die Behandlung von radioaktiven Abfällen Sinn machen würden. Eine entsprechende rechtliche Regelung müsste jedoch in der Strahlenschutz- oder Kernenergiegesetzgebung verankert werden.

3.3 Gesetzliche Grundlagen für die Beurteilung nicht-radiologischer Auswirkungen bei der Entsorgung radioaktiver Abfälle

Das Bundesgesetz über den Umweltschutz vom 7. Oktober 1983 (USG, Stand 1. November 2013, SR 814.01) hält fest, dass für radioaktive Stoffe und ionisierende Strahlen die Strahlenschutz- und die Atomgesetzgebung gilt (vgl. Art. 3 – Vorbehalt anderer Gesetze).

Kernenergiegesetz

Gemäss Kernenergiegesetz vom 21. März 2003 (KEG, Stand 1. Januar 2009, SR 732.1) ist für den Bau oder den Betrieb einer Kernanlage (in diesem Zusammenhang eines geologischen Tiefenlagers) eine Rahmenbewilligung des Bundesrates notwendig (Art. 12 – Bewilligungspflicht).

Die Rahmenbewilligung kann erteilt werden, wenn unter anderem

- a. der Schutz von Mensch und Umwelt sichergestellt werden kann
- b. keine anderen von der Bundesgesetzgebung vorgesehenen Gründe, namentlich des Umweltschutzes, des Natur- und Heimatschutzes und der Raumplanung, entgegenstehen (Art. 13 - Voraussetzungen für die Erteilung der Rahmenbewilligung)

Für die Errichtung einer Kernanlage verlangt das KEG eine Baubewilligung des Eidgenössischen Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (Art. 15 - Bewilligungspflicht). Die Baubewilligung wird erteilt, wenn unter anderem

- a. der Schutz von Mensch und Umwelt gewährleistet wird
- b. das Projekt den Grundsätzen der nuklearen Sicherheit und Sicherung entspricht
- c. keine anderen von der Bundesgesetzgebung vorgesehenen Gründe, namentlich des Umweltschutzes, des Natur- und Heimatschutzes und der Raumplanung, entgegenstehen (Art. 16 - Voraussetzungen für die Erteilung der Baubewilligung)

Für den Betrieb einer Kernanlage verlangt das KEG eine Betriebsbewilligung des Eidgenössischen Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (Art. 19 - Bewilligungspflicht). Die Betriebsbewilligung wird erteilt, wenn unter anderem

- a. die Bestimmungen der Rahmen- und der Baubewilligung eingehalten sind
- b. der Schutz von Mensch und Umwelt gewährleistet wird
- c. die Anlage und der vorgesehene Betrieb den Anforderungen der nuklearen
- d. Sicherheit und Sicherung entsprechen
- e. die Anforderungen an Personal und Organisation erfüllt werden können;
- f. qualitätssichernde Massnahmen für sämtliche im Betrieb ausgeübten Tätigkeiten
- g. vorbereitet sind.

Kernenergieverordnung

Die Kernenergieverordnung vom 10. Dezember 2004 (KEV, Stand am 1. Mai 2012, SR 732.11) präzisiert die Gesuchsunterlagen, welche der Gesuchsteller für eine Rahmenbewilligung einzureichen hat. Diese Unterlagen umfassen unter anderem

- a. den Sicherheits- und den Sicherheitsbericht
- b. den Umweltverträglichkeitsbericht (Art. 23 – Gesuchsunterlagen)

Der Gesuchsteller für eine Baubewilligung hat zu zeigen, dass die Grundsätze der nuklearen Sicherheit und der Sicherung (vgl. Art. 7–12 KEV) eingehalten werden können (Art. 24 – Baubewilligungsgesuch). Dazu hat er neben den Unterlagen für die Baubewilligung gemäss Anhang 4 KEV den Umweltverträglichkeitsbericht einzureichen.

Art, Inhalt, Darstellung und Anzahl der Gesuchsunterlagen für das Baubewilligungsgesuch regelt die nukleare Aufsichtsbehörde (Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat - ENSI) in entsprechenden Richtlinien.

Umweltschutzgesetz

Das USG fordert, dass wer eine Anlage, die der Umweltverträglichkeitsprüfung untersteht, planen, errichten oder ändern will, der zuständigen Behörde einen Umweltverträglichkeitsbericht unterbreiten muss. Dieser Bericht bildet die Grundlage der Umweltverträglichkeitsprüfung (Art. 10b - Umweltverträglichkeitsbericht).

Verordnung über die Umweltverträglichkeitsprüfung

Die Verordnung über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPV, SR 814.011) verlangt in Artikel 3 (Inhalt und Zweck der Prüfung) die Überprüfung, ob das Projekt den Vorschriften über den Schutz der Umwelt entspricht. Dazu gehören das USG und die Vorschriften, die den Natur und Heimatschutz, den Landschaftsschutz, den Gewässerschutz, die Walderhaltung, die Jagd, die Fischerei und die Gentechnik betreffen.

Im Anhang der UVPV sind die Anlagen aufgeführt, die einer Umweltverträglichkeitsprüfung unterstellt sind. Im Bereich der Entsorgung sind dies u.a. geologische Tiefenlager für radioaktive Abfälle, für welche ein mehrstufiges UVP-Verfahren vorgesehen ist:

1. Stufe Rahmenbewilligungsverfahren gemäss Art. 12 ff. des Kernenergiegesetzes vom 21. März 2003
2. Stufe Baubewilligungsverfahren gemäss Art. 15 ff. des Kernenergiegesetzes vom 21. März 2003

4. Bewirtschaftung konventioneller (nicht-radioaktiver) Abfälle

Das Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft (1986) und das Abfallkonzept für die Schweiz (1992) sowie der Bericht Nachhaltige Rohstoffnutzung und Abfallentsorgung (2006) sind die wegweisenden Grundlagen der (heutigen und künftigen) Abfall- und Ressourcenpolitik in der Schweiz.

Im Zusammenhang mit der Bewirtschaftung von konventionellen (nicht-radioaktiven) Abfällen sind die folgenden Begriffsbestimmungen von zentraler Bedeutung:

- *Abfälle* sind bewegliche Sachen, denen sich der Inhaber entledigt oder deren Entsorgung im öffentlichen Interesse geboten ist (USG Art. 7 Abs. 6)
- Die *Entsorgung der Abfälle* umfasst ihre Verwertung oder Ablagerung sowie die Vorstufen Sammlung, Beförderung, Zwischenlagerung und Behandlung (USG Art. 7 Abs. 6^{bis})
- Als *Behandeln von Abfällen* gilt jede physikalische, chemische oder biologische Veränderung von Abfällen mit dem Ziel diese zu verwerten, unschädlich zu machen oder zu beseitigen (USG Art. 7 Abs. 6^{bis} sowie Art. 3 Abs. 3 TVA)
- *Sonderabfälle* sind Abfälle, deren umweltverträgliche Entsorgung auf Grund ihrer Zusammensetzung, ihrer chemisch-physikalischen oder ihrer biologischen Eigenschaften besondere technische und organisatorische Massnahmen erfordert.

Sonderabfälle sind im Abfallverzeichnis der Verordnung des Eidgenössischen Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK) über Listen zum Verkehr mit Abfällen (LVA) bezeichnet (Art. 3 Abs. 2 TVA sowie Art. 2 Abs. 2 Bst. a VeVA).

4.1 Abfallpolitik

Ziel der schweizerischen Abfallbewirtschaftung ist die umweltverträgliche, wirtschaftliche Entsorgung der konventionellen (nicht-radioaktiven) Abfälle nach aktuellem Stand der Technik. Dazu hat der Bund seine Abfallpolitik wie folgt definiert:

- Die Abfallwirtschaft richtet sich nach den Zielen der Gesetze zum Schutz des Menschen und seiner Umwelt.
- Sämtliche Entsorgungsverfahren müssen als Ganzes umweltverträglich sein.
- Die Schweiz strebt eine Entsorgung im eigenen Land an.
- Die öffentliche Hand wirkt in der Abfallwirtschaft subsidiär.
- Die Behandlung von Abfällen liefert nur zwei Arten von Produkten: verwertbare Produkte oder endlagerfähige Stoffe.
- Keine Verschiebung der Probleme auf zukünftige Generationen.

4.1.1 Strategie

Zur Erreichung der abfallpolitischen Zielsetzungen stehen folgende Strategien im Vordergrund:

- Vermeiden von Abfällen an der Quelle
- Vermindern von Schadstoffen in Produktion und Produkten
- Umweltverträgliche Behandlung
- Verbesserte Verwertung

4.1.2 Abfallbehandlung

Zu den praktischen Elementen einer umweltverträglichen Abfallbehandlung gehören:

- Organika zerstören
- Salze auswaschen
- unproblematische Silikate und Aluminate möglichst rein zurückgewinnen
- Schwermetalle zurückgewinnen oder in eine unlösliche Form bringen

Dies bedeutet, dass von abgelagerten Abfällen keine unzulässigen Emissionen mehr ausgehen sollten und somit eine definitive Lagerung möglich erscheint.

4.2 Gesetzliche Grundlagen

Die umweltverträgliche, wirtschaftliche Entsorgung der konventionellen (nicht-radioaktiven) Abfälle nach aktuellem Stand der Technik stützt sich auf die folgenden gesetzlichen Grundlagen:

- Bundesgesetz über den Umweltschutz (USG)
- Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (GSchG)
- Technische Verordnung über Abfälle (TVA)
- Verordnung über den Verkehr mit Abfällen (VeVA)
- Verordnung über die Sanierung von belasteten Standorten (AltIV)
- Verordnung über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPV)
- Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo)
- Gewässerschutzverordnung (GSchV)
- Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen (ChemRRV)

Als behördliche Vollzugshilfen stehen ausserdem die folgenden Richtlinien zur Verfügung:

- Richtlinie über die Verwertung mineralischer Bauabfälle
- Richtlinie über die Verwertung, Behandlung und Ablagerung von Aushub-, Abraum- und Ausbruchmaterial (Aushubrichtlinie)
- Gleisaushubrichtlinie
- Wegleitung Verwertung von ausgehobenem Boden
- Analysenmethoden für Feststoff- und Wasserproben
- Richtlinie Entsorgung von Abfällen in Zementwerken
- Wegleitung Abfall- und Materialbewirtschaftung bei UVP-pflichtigen und nicht UVP-pflichtigen Projekten

4.3 Abfallherkunft und Mengen

Die konventionellen (nicht-radioaktiven) Abfälle setzen sich gemäss ihrer Herkunft und jährlichen Mengen zum heutigen Zeitpunkt wie folgt zusammen:

Herkunft	Menge (Mio. t/Jahr)	Entsorgung (Mio. t/Jahr)
Bauabfälle	11.9	9.6 Verwertung 1.9 Ablagerung 0.37 Verbrennung
Siedlungsabfälle	5.33	2.67 stoffliche Verwertung 2.66 Verbrennung
Sonderabfälle	1.15	Behandlung, Verwertung und Ablagerung
Klärschlamm	0.22	Therm. Behandlung gemäss ChemRRV
Aushub	ca. 50	Behandlung, Verwertung und Ablagerung

4.4 Wirksamkeitsanalyse

Grundlage:

<http://www.bafu.admin.ch/dokumentation/medieninformation/00962/index.html?lang=de&msg-id=6267>

Das im Jahr 1986 veröffentlichte Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft ist bis heute wegleitend für die Abfallpolitik des Bundes. In den vergangenen 20 Jahren hat sich das Umfeld dieser Politik aber erheblich verändert. Wirtschaftsentwicklung, gesellschaftlicher Wertewandel, ökologischer und technologischer Fortschritt beeinflussen unser Konsumverhalten und den Umgang mit Rohstoffen – was sich auch auf der Abfallseite niederschlägt.

In einer vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BAFU) lancierten Wirksamkeitsanalyse wurde die Abfallpolitik des Bundes 1986 - 2004 evaluiert und daraus Grundlagen für die zukünftige Abfallpolitik abgeleitet. Bei der Analyse standen folgende Zielsetzungen im Mittelpunkt:

1. Umweltverträgliche Abfallentsorgung, d.h. Schutz der Gesundheit und der Umwelt durch möglichst geringe Belastung von Luft, Wasser und Boden aus dem Umgang mit Abfällen
2. Gesicherte Abfallentsorgung als Element der Daseinsvorsorge
3. Nachhaltige Nutzung von Rohstoffen und Ressourcen
4. Einbezug der wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Anforderungen an eine nachhaltige Rohstoffnutzung und Abfallentsorgung

Die schweizerische Abfallwirtschaft ist heute ein gut funktionierendes Gesamtsystem mit öffentlichen und privaten Akteuren. Im Vergleich zur Situation in den achtziger Jahren gehen nur noch geringe

Umweltbelastungen von ihr aus. Auch sind namhafte Erfolge bei der Verwertung festzustellen. Dennoch sind in einzelnen Bereichen Schwachstellen oder Lücken erkennbar. Auch hat die Abfallpolitik nicht genügend Einfluss nehmen können, damit der unvermindert hohe Rohstoffverbrauch der Schweizer Volkswirtschaft gesenkt werden konnte – trotz steigenden Verwertungsquoten und punktuellen Erfolgen bei der Abfallvermeidung.

In Hinblick auf die oben aufgeführten Zielsetzungen überarbeitet das BAFU innerhalb der nächsten Jahre das Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft. Dieses bildet die Basis für die Weiterentwicklung der heutigen Abfallpolitik zur künftigen Rohstoffpolitik.

4.4.1 Verbesserungspotential

Die in der Vergangenheit bewährten Strategien und Massnahmen müssen Bestandteil der künftigen Abfallpolitik bleiben. Eine moderne Politik muss jedoch eine umfassendere Optik haben mit dem Ziel, die Stoffkreisläufe zu schliessen und den gesamten Lebensweg von Rohstoffen zu berücksichtigen (siehe Abschn. 4.4.3 „Vision eines nachhaltigen Umgangs mit Rohstoffen und Abfällen“). So wurden in der oben erwähnten Wirksamkeitsanalyse die folgenden Verbesserungen identifiziert:

- Stärkere Ausrichtung auf eine nachhaltige Rohstoffnutzung
- Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit von sekundären Rohstoffen
- Optimierung des energetischen Wirkungsgrads der Abfallwirtschaft
- Verbesserung der Kostentransparenz und Kosteneffizienz der Abfallentsorgung
- Minderung der kantonalen Unterschiede in der Qualität der Abfallbehandlung, Verbesserung des *Controlling*
- Bezüglich Abfalldeponien: Weitere Verbesserung der Umweltverträglichkeit und Konkretisierung im Bereich der Nachsorge

4.4.2 Grundsätze

Zur Erreichung der abfallpolitischen Zielsetzungen will sich der Bund auf folgende Grundsätze abstützen:

- Kreisläufe sind zu schliessen - Schadstoffe sind aus dem Kreislauf auszuschleusen
- Abfälle sind stofflich und energetisch optimal zu verwerten
- Abfälle sind vor der Ablagerung zu behandeln
- Abfälle sind von der Nahrungskette fernzuhalten
- Siedlungsabfälle sind dort, wo es ökologisch angezeigt ist, separat zu sammeln und zu verwerten
- Wirtschaftliche Aspekte: Transparenz bei Stoff- und Geldflüssen, Vollkostenrechnung, Lenkungsabgaben sollen zur Optimierung der Stoffflüsse beitragen

4.4.3 Vision eines nachhaltigen Umgangs mit Rohstoffen und Abfällen

Um den Umgang mit Rohstoffen und Abfällen nachhaltiger zu machen, müssen bei Produkten und Dienstleistungen Stoffkreisläufe geschlossen werden. Die Vision eines nachhaltigen Umgangs mit Rohstoffen und Abfällen sieht folgendermassen aus:

Heutige und künftige Generationen sollen in der Nutzung von natürlichen Rohstoffen durch das Verhalten der heute lebenden Menschen nicht eingeschränkt werden. Dies bedingt, dass

- der Verbrauch von nicht erneuerbaren und knappen Rohstoffen zu minimieren ist
- der Verbrauch erneuerbarer Rohstoffe nicht grösser ist als deren Regenerationsrate.

Heutige und künftige Generationen sollen in ihrer Gesundheit durch das Verhalten der heute lebenden Menschen nicht eingeschränkt werden. Dies bedeutet, dass die Emissionen aus dem Gebrauch von Stoffen und Energie über alle Etappen des Lebensweges eines Produktes hinweg zu minimieren sind.

Die Politik zur Rohstoffnutzung und zum Umgang mit Abfällen soll einen Beitrag zur Nachhaltigkeit in der Schweiz und im Ausland leisten. Das heisst, sie soll neben ökologischen auch wirtschaftliche und soziale Aspekte berücksichtigen.

4.5 Zukünftiges Deponiekonzept

In Bezug auf die Abfallentsorgung ist vorgesehen, die zukünftigen Bedürfnisse auf der bestehenden schweizerischen Deponielandschaft aufzubauen. Geplant ist soweit möglich der Betrieb von „Mono-Deponien“, welche eine zukünftige Verwertung von eventuell nutzbaren Rohstoffen erleichtert (z. B. Phosphorrückgewinnung). Dabei sollen auch Erfahrungen aus bestehenden Altlasten in die Planung der Deponiekonzepte (Inertstoffdeponie, Reststoffdeponie, Reaktordeponie) einfließen.

Beim Deponiebetrieb soll das Schwergewicht auf der Reduktion der Stoffgefährlichkeit statt auf der Verhinderung der Freisetzung liegen. Damit ist das Ziel,

- grundsätzlich nur noch behandelte Abfälle auf Deponien zu lagern
- insgesamt eine Reduktion der abgelagerten Abfälle zu erzielen

d.h. ein Übergang von der Abfall- zur Rohstoffwirtschaft.

Die Triage für die vorgesehene Ablagerung erfolgt über die Grenzwerte für bezeichnete Abfallstoffe (Anorganika bzw. Organika):

Heutige Bezeichnung	Abfallart	Neue Deponie-Bezeichnung (gemäss Entwurf TVA- Revision)
Inertstoffdeponie	Unverschmutzter Aushub	A
	Übrige Inertstoffe	B
Reststoffdeponie	Reststoffe	C
Reaktordeponie	Schlacke	D
	Übrige Reaktorstoffe	E

In Hinblick auf die zentralen Fragestellungen der vorliegenden Studie spezifiziert die Technische Verordnung über Abfälle (TVA 1990) folgende Einschränkungen bezüglich der Ablagerung von Abfällen:

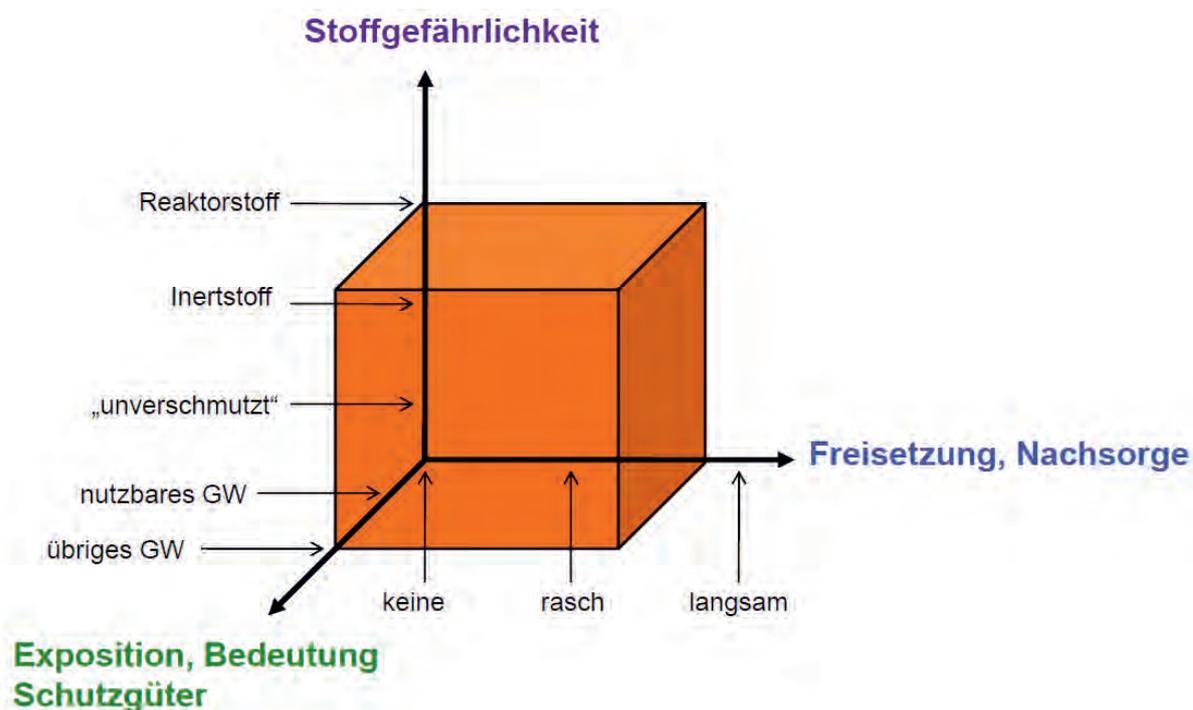
- Abfälle, die nach der Strahlenschutzgesetzgebung behandelt werden müssen, dürfen auf Deponien nicht abgelagert werden (TVA Art. 32 Abs. 2 Bst. e)
- Es dürfen keine unterirdischen Reaktordeponien errichtet werden (TVA Anhang 2 Abs. 7)

4.5.1 Gefährdungspotential von Deponien

Die Kriterien für die Beurteilung des Gefährdungspotentials von Deponien sind in Figur 4-1 dargestellt. Die Gefährdung ergibt sich gemäss TVA aus der kombinierten Beurteilung der

- Stoffgefährlichkeit (unverschmutztes Material, Inertstoff, Reaktorstoff)
- Freisetzung (keine, rasch, langsam) bzw. Nachsorge
- Exposition bzw. Bedeutung der Schutzgüter (nutzbares Grundwasser, übriges Grundwasser)

Die Anforderungen an abzulagernde Abfälle (Stoffgefährlichkeit) wurde mit der TVA-Revision per 1. Januar 2010 geregelt.



Figur 4-1 Darstellung der Beurteilungskriterien für die Gefährdung bei Deponien

In Bezug auf die Freisetzung ist der Weiterbetrieb nur erlaubt, wenn keine schädlichen oder lästigen Einwirkungen oder konkrete Gefahr von der Deponie ausgehen (Vorgaben und Methodik nach Altlastenverordnung, Art. 54 TVA). Ebenfalls gesetzlich geregelt wird die Deponie-Nachsorge: „Deponiebetrieb“, „Ordentliche Nachsorge“, „Erfolgskontrolle“; Überprüfen, dass eine „ordentliche Nachsorge“ z. B. ≤ 50 Jahre gewährleistet ist, ansonsten sind entsprechende Massnahmen vor der Erteilung der Betriebsbewilligung zu treffen.

4.6 Altlasten

Grundlage:

<http://www.bafu.admin.ch/dokumentation/medieninformation/00962/index.html?lang=de&msgid=44476>

Belastete Standorte sind gemäss Altlastenverordnung (AltIV, Art. 2) Orte, deren Belastung von Abfällen stammt und die eine beschränkte Ausdehnung aufweisen. Sie umfassen:

- a. Ablagerungsstandorte: Stillgelegte oder noch in Betrieb stehende Deponien und andere Abfallablagerungen; ausgenommen sind Standorte, an die ausschliesslich unverschmutztes Aushub-, Ausbruch- oder Abraummaterial gelangt ist
- b. Betriebsstandorte: Standorte, deren Belastung von stillgelegten oder noch in Betrieb stehenden Anlagen oder Betrieben stammt, in denen mit umweltgefährdenden Stoffen umgegangen worden ist
- c. Unfallstandorte: Standorte, die wegen ausserordentlicher Ereignisse, einschliesslich Betriebsstörungen, belastet sind

Belastete Standorte sind sanierungsbedürftig, wenn sie zu schädlichen oder lästigen Einwirkungen führen oder wenn die konkrete Gefahr besteht, dass solche Einwirkungen entstehen. Altlasten sind sanierungsbedürftige belastete Standorte.

Die Altlastenverordnung (AltIV) verlangt, dass die Kantone die mit Schadstoffen belasteten Standorte in einen Kataster eintragen. Die so genannten Altlasten müssen daraufhin untersucht werden, ob von ihnen schädliche oder lästige Einwirkungen auf die Umwelt ausgehen oder die konkrete Gefahr dazu besteht. In diesem Fall muss die Altlast saniert werden. Da sich ein Sanierungsbedarf auch erst im Laufe der Zeit entwickeln kann, verlangt die Altlastenverordnung bei erhöhten Emissionen eine Überwachung des Standorts. Sanierungsbedürftige Standorte müssen überwacht werden, bis von ihnen keine Gefahr für die Umwelt mehr ausgehen kann.

Bis zum 31. Juli 2012 war ein Überwachungsbedarf gegeben, sobald sich am Standort Schadstoffe ins Grundwasser ausbreiten konnten. Dank der heutigen modernen Analysetechniken können Schadstoffe nachgewiesen werden, die bloss als Spuren vorhanden sind. Ihre Konzentration ist jedoch so niedrig, dass nie ein Sanierungsbedarf entstehen kann. Für die Definition des Überwachungsbedarfs wurden per 1. August 2012 neu sinnvolle Untergrenzen der Schadstoffkonzentration festgelegt.

In der alten Fassung blieb unberücksichtigt, dass nach einer Überwachungsperiode auch der Verlauf der Schadstoffkonzentrationen ein wichtiges Beurteilungskriterium für den Entscheid über die Fortführung einer Überwachung darstellt. Mit der Änderung wurden deshalb Kriterien für das Ende der Überwachung definiert: Überwachungen dürfen eingestellt werden, wenn nach mehrjähriger Überwachung feststeht, dass aufgrund des Verlaufs der Schadstoffkonzentrationen und den Standorteigenschaften mit grosser Wahrscheinlichkeit kein Sanierungsbedarf mehr zu erwarten ist.

Überwachungen können oft über viele Jahre nötig sein. Neu verlangt die zuständige Behörde die Erstellung eines Überwachungskonzepts, welches die Ziele und Massnahmen der Überwachung beschreibt. Damit wird sichergestellt, dass die Überwachung nach dem Stand der Technik, umweltverträglich und wirtschaftlich erfolgt.

Wenn Abfälle im Rahmen einer Altlastsanierung anfallen, hat die Entsorgung dieser Abfälle nach den Vorschriften der Abfallgesetzgebung zu erfolgen, namentlich der TVA.

5. Sicherheitstechnische Aspekte der Entsorgung radioaktiver Abfälle

Das Spektrum und das Mengengerüst der radioaktiven Abfälle der Schweiz ist im so genannten „Modellhaften Inventar der radioaktiven Materialien“ ausgewiesen (Nagra 2008a). Unter der Annahme einer 50-jährigen Laufzeit der bestehenden Kernkraftwerke, Beznau I und II, Mühleberg, Gösgen und Leibstadt, ohne Wiederaufarbeitung der verbrauchten Brennelemente nach Ablauf des gesetzlichen Moratoriums und einer Sammelperiode für die Abfälle aus Medizin, Industrie und Forschung (MIF) bis zum Jahr 2050 rechnen die Entsorgungspflichtigen mit folgenden Abfallmengen:

- Schwach- und mittelaktiven Abfälle (SMA) und langlebige mittelaktive Abfälle (LMA) im Gesamtvolumen (konditioniert und verpackt) von ca. 92'000 m³ bzw. in der Gesamtmasse ca. 1.40·10⁸ kg
- Hochaktive Abfälle im Gesamtvolumen (verpackt) von ca. 7'300 m³ bzw. in der Gesamtmasse ca. 4.12·10⁶ kg

Im Gegensatz zu den konventionellen Abfällen fordert das Kernenergiegesetz für alle Arten von radioaktiven Abfällen die Entsorgung in tiefen geologischen Formationen. Dadurch sollen Mensch und Umwelt zuverlässig und dauerhaft vor der ionisierenden Strahlung der Abfälle geschützt werden. In der Schweiz wurde die grundsätzliche Realisierbarkeit von geologischen Tiefenlagern durch den Entsorgungsnachweis für alle Arten von radioaktiven Abfällen erbracht. Mit der Abwicklung des Sachplanverfahrens zur Standortauswahl hat die Konkretisierung der geologischen Tiefenlager begonnen.

Seit den 80er Jahren werden an die Behandlung (Konditionierung) radioaktiver Abfälle detaillierte Anforderungen gestellt, die sich aus den Entsorgungsschritten Zwischenlagerung, Transport und geologische Tiefenlagerung ableiten. Gemäss der Richtlinie des ENSI (früher HSK) über die Konditionierung radioaktiver Abfälle (vgl. HSK 2007) müssen die Abfallprodukte von fester oder verfestigter Form sein, welche

- a. unter den erwarteten Bedingungen mindestens bis zur erfolgten geologischen Tiefenlagerung intakt bleibt;
- b. schwer dispergierbar ist;
- c. gegenüber wässrigen Medien resistent ist;
- d. schwer brennbar ist;
- e. möglichst geringe Anteile an organischen Materialien enthält;
- f. möglichst wenige Leerräume enthält.

Die Aufsichtsbehörde genehmigt ausschliesslich Konditionierungsverfahren, die zu richtlinienkonformen Abfallprodukten führen. Gemäss Kernenergieverordnung müssen radioaktive Abfälle möglichst rasch konditioniert werden; einzig das Ansammeln von unkonditionierten Abfällen im Hinblick auf periodische Konditionierungskampagnen ist erlaubt.

Das Verhalten von Abfällen in einem unterirdischen Lager hängt von den physikalisch-chemischen (Umgebungs-) Bedingungen des Einlagerungsbereichs und von den Materialeigenschaften des Abfallprodukts ab.

Verschiedene Inhaltsstoffe sind von sicherheitsrelevanter Bedeutung, indem sie die Mobilität der Schadstoffe bzw. Radionuklide erhöhen. Ein Beispiel dafür sind die organischen Stoffe in den radioaktiven Abfällen, deren Degradationsprodukte in Form von Komplexbildnern die Löslichkeit der Ra-

dionuklide im Porenwasser des Barrierensystems erhöhen, die Rückhaltung (Sorption) der Radionuklide in den Barrieren des Tiefenlagers vermindern und die Zersetzung von Zement (als Barrierenmaterial) beschleunigen können.

Dazu kommen Materialien, die im Fall metallischer Werkstoffe durch anaerobe Korrosionsprozesse oder bei organischen Stoffen (unter gewissen Lagerbedingungen) durch mikrobiellen Abbau Gase produzieren. Die Abbauprodukte können die Wirkung der technischen und natürlichen Barrieren beeinträchtigen und dadurch die Freisetzung der Radionuklide aus einem geologischen Tiefenlager beschleunigen. Der Gehalt sicherheitsrelevanter Inhaltsstoffe, als auch deren potentiell negative Auswirkungen bei der Zwischenlagerung und im geologischen Tiefenlager sind im Genehmigungsverfahren durch die Abfallproduzenten zu quantifizieren und werden von der Aufsichtsbehörde (ENSI) auf Konformität mit den Anforderungen an die Konditionierung des radioaktiven Abfalls überprüft.

Grundsätzlich ist eine Minimierung der in den radioaktiven Abfällen enthaltenen metallischen bzw. organischen Inhaltsstoffe in Hinblick auf die Langzeitsicherheit des geologischen Tiefenlagers eine sicherheitsgerichtete Massnahme.

5.1 Entsorgungsnachweis

Der Entsorgungsnachweis ist der Nachweis über die grundsätzliche Machbarkeit der Entsorgung radioaktiver Abfälle in einem geologischen Tiefenlager innerhalb einer ausgewählten geologischen Formation. Die Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (Nagra) hat den Nachweis für die Entsorgung der schwach- und mittelaktiven Abfälle sowie den Nachweis für die hochaktiven Abfälle erbracht. Der Bundesrat hat beide Nachweise gutgeheissen:

- Für schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA) auf der Grundlage von Projekt Gewähr 1985 (Oberbauenstock)
- Für verbrauchte Brennelemente (BE), verglaste hochaktive Abfälle aus der Wiederaufarbeitung (HAA) und langlebige mittelaktive Abfälle (LMA) mit dem Projekt „Opalinuston“ (Standortregion Zürich-Nordost)

Bereits im Bundesbeschluss zum Atomgesetz von 1978 wurde für neue Kernkraftwerke ein Entsorgungsnachweis gefordert. Der Nachweis musste zeigen, dass die dauernde und sichere Entsorgung der radioaktiven Abfälle in der Schweiz möglich ist. Das damalige Eidgenössische Verkehrs- und Energiewirtschaftsdepartement (EVED) – heute Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK) – verfügte damals, dass die Betriebsbewilligungen für die bestehenden Kernkraftwerke entfallen, falls bis zum 31. Dezember 1985 kein Projekt vorliege, das für die sichere Entsorgung und Endlagerung der radioaktiven Abfälle Gewähr biete. Deshalb reichte die Nagra im Jahr 1985 einen Entsorgungsnachweis für radioaktive Abfälle ein (Projekt Gewähr). 1988 hat der Bundesrat den Entsorgungsnachweis für die schwach- und mittelaktiven Abfälle gutgeheissen. Den Entsorgungsnachweis für hochaktive Abfälle lehnte er aber ab.

In der Folge hat die Nagra per Ende 2002 bei den Bundesbehörden das Projekt „Opalinuston“ für das Zürcher Weinland (Nagra 2002a) eingereicht. Am 28. Juni 2006 hat der Bundesrat basierend auf diesem Projekt den Entsorgungsnachweis auch für verbrauchte Brennelemente, verglaste hochaktive Abfälle aus der Wiederaufarbeitung und langlebige mittelaktive Abfälle gutgeheissen.

Der Entsorgungsnachweis berücksichtigt explizit die Auswirkungen von organischen Substanzen und metallischen Komponenten in den radioaktiven Abfällen. Als sicherheitsgerichtete Massnahme beruht der Nachweis zum Beispiel auf separaten Lagerkavernen für organikahaltige schwach- und mittelaktiven Abfällen (SMA) bzw. langlebigen mittelaktiven Abfällen (LMA).

Im Zusammenhang mit dem Vorschlag geologischer Standortgebiete für das SMA- und HAA-Lager im Rahmen der ersten Etappe des Sachplans geologische Tiefenlager (SGT) hat die Nagra die Wirksamkeit eines *Engineered Gas Transport System* (EGTS) für eine kontrollierte Ausbreitung der im Tiefenlager produzierten Gase untersucht (Nagra 2008c). Ferner schlägt die Nagra für hochaktive Abfälle (BE und verglaste HAA) als Alternative zum Lagerbehälter aus geschmiedetem Stahl aus Gründen der Gasproduktion eine korrosionsresistente Kupferummantelung des Stahlbehälters vor.

Zusätzlich zum Entsorgungsnachweis wird die Sicherheit der geologischen Tiefenlager SMA bzw. HAA/LMA im Rahmen des Sachplanverfahrens und der weiteren Bewilligungsgesuche (Rahmen-, Bau- und Betriebsbewilligung) überprüft.

5.2 Endlagerfähigkeitsbeurteilung

Die Beurteilung der Endlagerfähigkeit in Hinblick auf eine Typengenehmigung stützt sich auf die Anforderungen der Kernenergiegesetzgebung und der betreffenden behördlichen Richtlinie (vgl. HSK 2007). Die Beurteilung wird auf Antrag der Abfallproduzenten für die vorgeschlagenen Behandlungsverfahren von radioaktiven Abfällen, also auch für organikahaltige und metallische Abfälle, durchgeführt.

Der Nachweis erfolgt mit der sicherheitstechnischen Überprüfung der Endlagerfähigkeit für das spezifische Abfallgebände anhand der Abfalldokumentation des Abfallverursachers, d.h. der Spezifikation des Abfallgebändes und in der Regel dem Typenprüfprogramm und dem dazugehörigen Typenprüfbericht (ELFB 1996). Eine positive Beurteilung durch den Endlagerbetreiber bzw. Projektantin und der Aufsichtsbehörde führt gemeinsam mit den entsprechenden positiven Bewertungen der Transport- und Zwischenlagerfähigkeit sowie der Sicherheit und Zuverlässigkeit des vorgeschlagenen Konditionierungsverfahrens zur Freigabe des betreffenden Abfallgebändetyps.

5.3 Sicherheitsrelevante Abfalleigenschaften

5.3.1 Auswirkungen organischer radioaktiver Abfälle in einem geologischen Tiefenlager und deren Berücksichtigung in den Sicherheitsanalysen

Gestützt auf die Angaben für das modellhafte Inventar der radioaktiven Materialien (MIRAM 2008) weist das Inventar der schwach- und mittelaktiven Abfälle (SMA) und der langlebigen mittelaktiven Abfälle (LMA) zusammen eine Gesamtmasse von $1.40 \cdot 10^8$ kg auf - basierend auf dem Szenarium mit 50 Betriebsjahren der bestehenden Kernkraftwerke, ohne Wiederaufarbeitung nach Ablauf des gesetzlichen Moratoriums und einer Sammelperiode für die MIF-Abfälle bis zum Jahr 2050 (vgl. Nagra 2008a). Dabei beträgt der Massenanteil der organischen Materialien $2.3 \cdot 10^6$ kg, d.h. der relative Organikagehalt von SMA plus LMA liegt im Mittel deutlich unterhalb von 2%. *Bemerkung: In diesen Angaben gemäss MIRAM 2008 ist unter anderem das vollständige Entfallen der bituminierten Abfälle aus der Wiederaufarbeitung nicht berücksichtigt.*

Bei den organischen Materialien gemäss MIRAM 2008 handelt es sich um 8% leicht abbaubare, niedermolekulare organische Verbindungen, wie beispielsweise Detergentien, und 92% schwer abbaubare, hochmolekulare organische Verbindungen. Die hochmolekularen Verbindungen verteilen sich ungefähr auf 4% zelluloseartige Materialien, 15% Bitumen und 72% Kunststoffe wie z. B. Harze, PVC und Polystyrol. Die organischen radioaktiven Abfälle werden abhängig von ihrer Radiotoxizität entweder dem SMA- oder dem LMA-Lager zugeordnet.

Einige organische Verbindungen oder deren Abbauprodukte, wie beispielsweise EDTA oder Isosacharinsäure (ISA) können Radionuklide komplexieren. Die Komplexierung der Radionuklide kann die

Löslichkeit erhöhen und die Sorption von Radionukliden in den technischen und natürlichen Barrieren reduzieren (vgl. ENSI 2010, HSK 2005).

Bei der mikrobiellen Zersetzung von organischen Verbindungen können Abbauprodukte wie Komplexbildner oder Gase (Methan und Kohlendioxid) entstehen. Eine erhöhte Produktion von Kohlendioxid führt zu einer erhöhten Karbonatkonzentration im Porenwasser. Karbonat kann Radionuklide komplexieren und dadurch die Löslichkeit erhöhen und die Sorption reduzieren. Das Kohlendioxid kann aber auch Zementminerale wie Portlandit (Ca(OH)_2) zu Calcit (CaCO_3) umwandeln. Das Zementmineral Portlandit puffert den pH-Wert um pH 12.5. Bei einer vollständigen Umwandlung von Portlandit zu Calcit und einer weiteren Bildung von Kohlendioxid sinkt der pH-Wert. Wichtige Zementminerale wie z. B. Calciumsilikathydrate (CSH), die Radionuklide zu sorbieren vermögen, sind dann nicht mehr stabil.

Somit können organische Materialien in einem Tiefenlager die Mobilität von Radionukliden erhöhen und durch die Produktion von Methan zu Gasüberdrücken führen. Im Gegensatz dazu wird Kohlendioxid durch die Reaktion mit Zementmineralien gebunden und trägt zum Druckaufbau nicht bei.

Wie die weiteren Untersuchungen zeigen werden (vgl. Kapitel 5.4.3), ist die Gasproduktion der organischen Materialien im Vergleich zur Gasproduktion der metallischen Abfallkomponenten inklusive metallischen Einbauten im geologischen Tiefenlager unbedeutend.

In den Sicherheitsanalysen der Nagra zum Rahmenbewilligungsgesuch für das SMA-Lager Wellenberg, zum Entsorgungsnachweis (Projekt Opalinuston) und in Etappe 1 des Sachplans geologische Tiefenlager (SGT) wurden die Abfälle aus sicherheitstechnischen Überlegungen in verschiedene Abfallgruppen eingeteilt. Für SGT Etappe 1 wurden für die schwach- und mittelaktiven Abfälle (SMA) bzw. die langlebigen mittelaktiven Abfälle (LMA) je zwei Abfallgruppen spezifiziert: Abfallgruppe 1 enthält Abfälle ohne störende organische Inhaltsstoffe und Abfallgruppe 2 umfasst alle übrigen Abfallsorten, die ungünstige physikalisch-chemische Auswirkungen auf die technischen und natürlichen Barrieren eines geologischen Tiefenlagers haben könnten. Um eine Beeinträchtigung der Abfälle ohne organische Materialien durch organikahaltige Abfälle zu vermeiden, ist die Lagerung der Abfallgruppen 1 und 2 in räumlich getrennten Lagerkavernen vorgesehen. Für die Lagerkavernen mit organikahaltigen Abfällen wird in den Berechnungen eine geringere Sorption der Radionuklide unterstellt. Der Einfluss der Organika wurde mittels konservativen Annahmen abgeschätzt:

- a. alle organischen Verbindungen bilden starke Komplexbildner wie EDTA
- b. alle organischen Verbindungen werden vollständig zu Methan und Kohlendioxid abgebaut.

Das radiologische Schutzkriterium von 0.1 Millisievert pro Jahr für die Einzelperson der am stärksten betroffenen Bevölkerungsgruppe gemäss den spezifische Auslegungsgrundsätze für geologische Tiefenlager und Anforderungen an den Sicherheitsnachweis (behördliche Richtlinie ENSI-G03, siehe ENSI 2009) ist unter allen Bedingungen einzuhalten.

5.3.2 Auswirkungen metallischer radioaktiver Abfälle in einem geologischen Tiefenlager

Gestützt auf die Angaben für das modellhafte Inventar für radioaktive Materialien (MIRAM 2008, vgl. Nagra 2008a) umfasst das Inventar der metallischen Abfälle für das SMA- und LMA-Lager eine Metallmasse von $4.08 \cdot 10^6$ kg. Die Metalle setzen sich zusammen aus rund 95% Eisen, 2% schnell korrodierenden Metallen wie Aluminium, Zink und Indium, 1% Kupfer und 2% Blei.

Unter anaeroben Bedingungen reagieren Metalle mit Wasser zu Metalloxiden und Wasserstoff. Die Bildung von Wasserstoff kann in einem geologischen Tiefenlager zu erhöhten Gasdrücken führen. Die Gasbildung kann eine freie mobile Gasphase und der hohe Gasdruck einen erhöhten (advektiven) Wasserfluss zur Folge haben. Das Wasserangebot, der pH-Wert und die benetzte Oberfläche der Metalle haben einen grossen Einfluss auf das Korrosionsverhalten und die Gasbildung. Das Wasserangebot kann ein limitierender Faktor für die Korrosion von Metallen sein. Eisen korrodiert unter alkalischen Bedingungen (Zement-Nahfeld des SMA bzw. LMA-Lagers) langsamer als unter neutralen Bedingungen (Betonit-Nahfeld des HAA-Lagers).

Da die Gasbildungsrate proportional zur Metalloberfläche ist, wird für jede Abfallsorte im Inventar der radioaktiven Materialien neben den Angaben zu den Mengen der Metalle auch Angaben zum Oberflächen/Massen-Verhältnis der jeweiligen Metalle gemacht. Die schnell korrodierenden Metalle wie Zink und Aluminium und die metallischen Abfälle mit grossen Oberflächen/Massen-Verhältnissen spielen trotz ihren geringen Gesamtmassen eine bedeutende Rolle bei der jährlichen Gasproduktion kurz nach Verschluss des Tiefenlagers.

Im Gegensatz dazu besteht ein günstiger Aspekt der Korrosionsprozesse in der Stabilisierung der reduzierenden Bedingungen im geologischen Tiefenlager: Metalle oxidieren mit Sauerstoff zu Metalloxiden. Unter reduzierenden Bedingungen sind die Löslichkeitslimiten für viele Radionuklide klein und die Sorption erheblich. Ferner ist für die verbrauchten Brennelemente unter reduzierenden Bedingungen die Brennstoffauflösung langsamer als unter oxidierenden Bedingungen.

5.3.3 Berücksichtigung der Gasproduktion von radioaktiven Abfällen in den Sicherheitsanalysen für geologische Tiefenlager

Die Gasproduktion kann zu Überdrücken im geologischen Tiefenlager führen, wenn die Gastransportkapazität der technischen und natürlichen Sicherheitsbarrieren im Vergleich zur Gasbildungsrate nicht ausreichend ist. Gas kann über folgende Mechanismen durch das Wirtgestein aus einem Tiefenlager abtransportiert werden (Nagra 2008c):

- *Advektiver und diffuser Transport von gelöstem Gas*
Bei niedrigen Produktionsraten löst sich das Gas vollständig im Porenwasser und wird damit durch das Wirtgestein transportiert. Die Transportkapazität ist abhängig von der hydraulischen Durchlässigkeit des Wirtgesteins. Bei Wirtgesteinen mit einer sehr geringen hydraulischen Durchlässigkeit wie z. B. Opalinuston ist die Kapazität zu gering, um die gesamte Gasmenge über diesen Transportmechanismus aus dem Tiefenlager zu transportieren.
- *Zweiphasenfluss*
Wird die Löslichkeitslimite für das Gas überschritten, bildet sich eine freie Gasphase und das Porenwasser wird durch die Gasphase verdrängt. Das Gas wird entlang der hydraulischen Wegsamkeiten in der Gasphase und gelöst im Porenwasser transportiert. Je grösser der Gaseintrittsdruck, d.h. je kleiner die Poren sind, desto geringer ist die Gastransportkapazität des Gesteins. Durch diesen Transportmechanismus erleidet das Wirtgestein im Allgemeinen keinen Schaden. Beim Entsorgungsnachweis HAA/LMA wurde gezeigt, dass die Transportkapazität des Zweiphasenflusses zwar grösser ist als die Transportkapazität für gelöstes Gas, aber im Vergleich zur Gasbildungsrate mit den bisher verwendeten, konservativen Gasbildungsraten nicht ausreicht, um das Gas ohne felsmechanische Auswirkungen aus den geologischen Tiefenlager abzuführen. Die bisher verwendeten, konservativen Gasbildungsraten (vgl. Abschn. 5.4.3) werden gegenwärtig überprüft.
- *Dilatanzgesteuerte Gasausbreitung*
Bei diesem Mechanismus wird der Porenraum bei hohem Druck durch die Öffnung oder Bildung von feinen Mikrorissen vergrössert und dadurch die Gasdurchlässigkeit des Gesteins erhöht. Die Rissausbreitung wird durch die Gasproduktionsrate bzw. den Gasdruck kontrolliert.

Die Risse schliessen sich bei sinkendem Druck wieder, d.h. es bilden sich keine dauerhaften Wegsamkeiten.

– *Gastransport in Makrorissen*

Für die Bildung von Makrorissen ist ein sehr rascher Druckaufbau notwendig. Die hydraulische Durchlässigkeit des Wirtgesteins wird dadurch irreversibel erhöht. Mit diesem Ausbreitungsmechanismus kann sehr viel Gas transportiert werden. Dieser für die Sicherheit des geologischen Tiefenlagers ungünstige Mechanismus muss unter allen Umständen in den Sicherheitsanalysen nachweisbar ausgeschlossen werden können.

Die Projektantin (Nagra) hat die sicherheitstechnischen Analysen in Bezug auf die Ausbreitung von Gasen im System des geologischen Tiefenlagers bisher unter folgenden Annahmen durchgeführt:

In den Sicherheitsanalysen des Entsorgungsnachweises HAA/LMA wurde für das LMA-Lager ein poröser Verfüllmörtel berücksichtigt, der mit seinem Porenvolumen die Funktion eines Gasspeichers übernimmt. Die Wasserzehrung bei der Korrosion wurde nicht berücksichtigt, d.h. die Korrosion läuft in der Realität langsamer ab als im Modell angenommen. Die mikrobielle Aktivität unter alkalischen Bedingungen wurde gleich hoch wie unter neutralen Bedingungen angenommen. Die höher durchlässige Auflockerungszone, die beim Ausbruch der Lagerkavernen entsteht, wurde für den Gastransport in den Berechnungen aus Gründen der Konservativität ebenfalls nicht berücksichtigt. Trotzdem war die Gastransportkapazität des Gesteins unter Zweiphasenfluss-Bedingungen und dilatanzgesteuerter Gasausbreitung ausreichend, um hohe Gasdrucke zu vermeiden. D.h. die Bildung von Makrorissen konnte selbst mit konservativen Annahmen ausgeschlossen werden.

In den Sicherheitsanalysen für das HAA-Lager im Rahmen des Entsorgungsnachweises HAA/LMA wurde die Wasserzehrung der Korrosion ebenfalls nicht berücksichtigt. Für hochaktive Abfälle (verbrauchte BE und verglaste HAA) wird von der Nagra als Alternative zum Lagerbehälter aus Stahl eine korrosionsresistente Kupferummantelung des Stahlbehälters vorgeschlagen.

Die gasrelevanten Aspekte für ein HAA-Lager wurden bereits im Rahmen des Entsorgungsnachweises (Projekt Opalinuston) durch die Aufsichtsbehörde beurteilt (HSK 2005). Die Überprüfung hat gezeigt, dass gemäss dem von der Nagra erbrachten Sicherheitsnachweis irreversible Schäden im Wirtgestein durch die auftretenden Gasdrucke nicht zu erwarten sind. Der geplante Umgang mit den Empfehlungen zum Entsorgungsnachweis bezüglich Behältermaterial und Gasproduktion wurde von der Nagra dargelegt (Nagra 2008d) und von der Aufsichtsbehörde (ENSI) in einer Stellungnahme beurteilt (ENSI 2012).

Die Sicherheit der geologischen Tiefenlager SMA bzw. HAA/LMA ist stufengerecht im Rahmen des Sachplanverfahrens und der weiteren Bewilligungsgesuche (Rahmen-, Bau- und Betriebsbewilligung) nachzuweisen. In SGT Etappe 1 wurden Sicherheitsbetrachtungen zur Beherrschbarkeit des Gastransports anhand des Beispiels eines SMA-Lagers im Wirtgestein Opalinuston durchgeführt (Nagra 2008b). Die Überprüfung der verwendeten Konzepte und der Rechenergebnisse durch unabhängige Modellrechnungen des ENSI zeigt, dass bei der Annahme von realistischen Gasproduktionsraten und unter Voraussetzung eines Zweiphasenflusses in Verfüllung und Wirtgestein der Druckaufbau in einer SMA-Kaverne bei geeigneter Dimensionierung der Lagerkavernen und bei Verwendung geeigneter Verfüllmaterialien die Barrierenfunktion des Wirtgesteins nicht in Frage stellt. Die beschriebenen Konzepte zur Beherrschung der gasinduzierten Phänomene müssen aber in den weiteren Schritten der Lagerrealisierung stufengerecht vertieft werden (ENSI 2010).

Um die Gasbildungsrate im geologischen Tiefenlager möglichst klein und die Gastransportkapazität des Lagersystems möglichst gross zu halten, hat die Nagra im Rahmen ihrer Planungsstudien bereits verschiedene Möglichkeiten zur Optimierung identifiziert:

- Vergrößerung des Oberflächen/Volumenverhältnisses der Lagerkavernen
- Restporosität als Gasspeicher (z.B. durch Einsatz von porösem Verfüllmörtel im LMA bzw. SMA-Lager)
- Reduktion des Wasserangebots
- *Engineered Gas Transport System* (EGTS – unter Verwendung spezieller Verfüllmaterialien)
- Reduktion der Nährstoffe für Mikroorganismen
- Verkleinerung der Gasproduktionsraten im geologischen Tiefenlager beispielsweise durch
 - Mineralisierung organikahaltiger Abfälle
 - Verkleinerung der Metalloberflächen
 - Verwendung nicht-metallischer Behältermaterialien

Die Dekontamination und anschliessende Freimessung von Metallen ist eine gängige, breit angewendete Methode, um Metalle im geologischen Tiefenlager zu minimieren.

Bei der weiteren (stufengerechten) Konkretisierung der geologischen Tiefenlager wird die Nagra auf die für jedes einzelne Abfallgebände konservativ abgeschätzte Gasproduktionsrate zurückgreifen, die sich aus der Kombination der Ergebnisse aus der Endlagerfähigkeitsbeurteilung und der ISRAM-Dokumentation der einzelnen Gebände ergibt (ISRAM = Informationssystem der Entsorgungspflichtigen für radioaktive Materialien mit der Erfassung der Abfälle in so genannte Abfallgebändertypen (AGT) plus individueller Zusatzdokumentationen (IZD) jedes produzierten Abfallgebändes). Dies ermöglicht es der Nagra, im Rahmen der Einlagerungsplanung eine genaue Abschätzung zur maximalen Gasproduktion einer beliebigen Teilmenge der Abfälle zu machen. Sämtliche hierfür notwendigen Daten werden bereits heute erhoben und dokumentiert. Diese Daten bilden die Basis für die Erwägungen in den nachfolgenden Berichtskapiteln.

5.4 Relevante Abfallströme

Zwecks Erfüllung ihrer Aufgabe als Lagerprojektantin führt die Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (Nagra) im Auftrag der Entsorgungspflichtigen ein modellhaftes Inventar der radioaktiven Materialien schweizerischer Herkunft. In Hinblick auf die zentralen Fragestellungen des Projekts, hier namentlich der Umgang mit organikahaltigen radioaktiven Abfällen und die Verbringung von metallischen Werkstoffen in geologische Tiefenlager, wurde das zu erwartende Abfallinventar (Betriebsabfälle der Kernkraftwerke, Reaktorabfälle, Stilllegungsabfälle, Wiederaufarbeitungsabfälle und verbrauchte Brennelemente, Abfälle aus Medizin, Industrie und Forschung) im Rahmen des Projekts „Abfallbewirtschaftung in Vergleich“ hinsichtlich der organischen und metallischen Inhaltsstoffe ausgewertet und die Ergebnisse dokumentiert (vgl. Anhang A4).

Die folgenden Betrachtungen zum Abfallinventar der organika- und metallhaltigen radioaktiven Abfälle bezüglich des Anteils an organischen Stoffen, der Gesamtgasmenge und der maximal zu erwartenden jährlichen Gasbildung im geologischen Tiefenlager basieren auf dem modellhaften Inventar der radioaktiven Materialien „MIRAM 2008“ (Nagra 2008a). In MIRAM 2008 sind alle bereits produzierten radioaktiven Abfälle und die auf Grund der Produktionsprognose in der Zukunft anfallenden Abfälle aus dem weiteren Betrieb und der Stilllegung von Kernreaktoren und Forschungsanlagen enthalten. Die Berechnung beruht auf einem Basisszenarium mit 50 Betriebsjahren der bestehenden Kernkraftwerke (ohne Wiederaufarbeitung nach Ablauf des gesetzlichen Moratoriums) und einer Sammelperiode für die MIF-Abfälle bis zum Jahr 2050.

Insgesamt werden fünf Abfallkategorien (Betriebsabfälle aus Kernkraftwerken, ZWILAG sowie Medizin, Industrie und Forschung (MIF), Reaktorabfälle, Stilllegungsabfälle, Wiederaufarbeitungsabfälle und verbrauchte Brennelemente) unterschieden, mit der feineren Unterteilung der Abfälle in insgesamt 142 Abfallsorten. Das modellhafte Inventar der radioaktiven Materialien berücksichtigt nur bestehende Behandlungsmethoden der einzelnen Abfallsorten, geplante Methoden werden nicht berücksichtigt.

In Hinblick auf die zentralen Fragestellungen des Projekts muss den folgenden Abfallströmen besondere Beachtung geschenkt werden:

- Harze, Konzentrate und Mischabfälle aus dem Betrieb der Kernkraftwerke
- Abfälle aus der Stilllegung

Die Zusammensetzung dieser Abfälle (insb. auch im Hinblick auf Organika und Metalle) ist bekannt und für bereits spezifizierete Abfälle detailliert in den genehmigten Abfallgebindetyp-Spezifikationen sowie für in der Zukunft erwartete Abfälle in den entsprechenden Abfallsortenberichten (vgl. Nagra 2008a) dokumentiert.

5.4.1 Organikahaltige Abfälle

Gemäss den Angaben für das modellhafte Inventar der radioaktiven Materialien (MIRAM 2008) weist das Inventar der schwach- und mittelaktiven Abfälle (SMA) und der langlebigen mittelaktiven Abfälle (LMA) zusammen eine Gesamtmasse von $1.40 \cdot 10^8$ kg auf.

Die Masse der organischen Materialien im SMA- und LMA-Lager beträgt ca. $2.3 \cdot 10^6$ kg. Dabei handelt es sich um ca. $3.0 \cdot 10^5$ kg leicht abbaubare Organika (Zellulose und niedermolekulare Stoffe) und ca. $2.0 \cdot 10^6$ kg schwer abbaubare, hochmolekulare Organika. Die nachfolgende Tabelle 5-1 zeigt die Abfallsorten mit den grössten Anteilen an Organika.

Tabelle 5-1: Abfallsorten gemäss dem modellhaften Inventar der radioaktiven Materialien (MIRAM 2008, Nagra 2008a) mit den grössten Anteilen an der gesamten Organikmenge der Abfälle im SMA- und LMA-Lager

Abfallsorte/ Bezeichnung	Rohabfall	Konditionierung	Abfallzuteilung	Masse der Organika (kg)	Anteil an Gesamtmasse Organika (%)	Anteil an Gesamtmasse Organika kumuliert (%)
BA-L-H1	Harze/Konz.	Zement	SMA	4.46E+05	19.5	19.5
BA-M-H1	Harze	Zement	SMA	3.37E+05	14.7	34.1
BA-B-H1	Harze	Polystyrol	SMA	2.19E+05	9.6	43.7
BA-P-HL5_SMA	Pu/β-γ-haltig	Zement	SMA	1.82E+05	7.9	51.6
BA-G-K1 ¹⁾	Konzentrate	Bitumen	SMA	1.68E+05	7.3	58.9
BA-G-H1	Harze	Bitumen	SMA	1.25E+05	5.5	64.4
BA-P-M1 ²⁾	Mischabfall	Zement	SMA	1.25E+05	5.5	69.9
BA-L-M1 ³⁾	Mischabfall	Zement	SMA	1.12E+05	4.9	74.7
BA-B-M1 ³⁾	Mischabfall	Zement	SMA	8.35E+04	3.6	78.4
WA-F-2 ⁴⁾	WA Areva	Bitumen	LMA	5.05E+04	2.2	80.6
BA-M-M1 ³⁾	Mischabfall	Zement	SMA	4.66E+04	2.0	82.6
BA-G-NP1	Nachbetrieb	Zement	SMA	4.27E+04	1.9	84.5
SA-P-HL2_SMA	HL-Stilllegung	Zement	SMA	4.11E+04	1.8	86.3
BA-L-NP1	Nachbetrieb	Zement	SMA	3.02E+04	1.3	87.6
BA-M-NP1	Nachbetrieb	Zement	SMA	2.66E+04	1.2	88.7
BA-P-MI1	Mischabfälle	Zement	SMA	1.46E+04	0.6	89.4
BA-P-HL5_ATA	Pu/β-γ-haltig	Zement	LMA	1.20E+04	0.5	89.9

Legende

- ¹⁾ Aktuelle Versuchsphase zur Verarbeitung von Konzentraten in Plasma-Anlage (ZWILAG)
²⁾ Brennbare Materialien neu aussortiert und in Plasma-Anlage (ZWILAG) verarbeitet
³⁾ Produktion abgeschlossen
⁴⁾ Aktuell resultieren aus der BE-Wiederaufarbeitung keine bituminierten Abfälle (neu CSD-B)

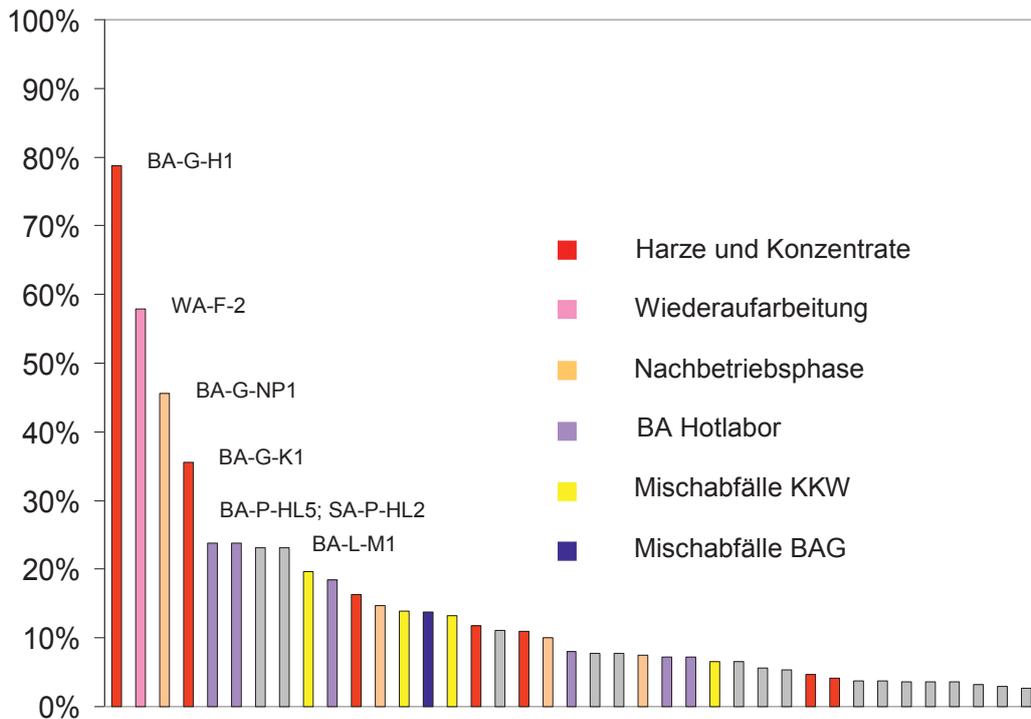
Die hier aufgeführten Abfallsorten mit den grössten Anteilen tragen rund 90% zum gesamten Organika-Inventar der Abfälle im SMA- und LMA-Lager bei. Mehrheitlich sind sie dem SMA-Lager zuteilt.

Bei den entsprechenden Rohabfällen handelt es sich vor allem um Harze und Konzentrate aus der Wasserbehandlung beim Betrieb der Kernkraftwerke und der Dekontamination. Die Mehrheit dieser Abfälle ist mit Zement konditioniert, während einige mit Bitumen bzw. Polystyrol konditioniert sind.

Die in Polystyrol konditionierten Harze tragen zu 9.6%, die beiden in Bitumen konditionierten Harze bzw. Konzentrate tragen zu insgesamt 12.8 % der Gesamtmenge an Organika bei. Die drei mit Bitumen konditionierten Abfallsorten der Liste umfassen rund 90% der gesamten Bitumenmasse von ca. $3,4 \cdot 10^5$ kg der auf diese Weise konditionierten Abfälle im SMA- und LMA-Lager. Allerdings werden neu statt der bituminierten Abfälle aus der Wiederaufarbeitung in Frankreich (bisherige Bezeichnung WA-F-2) ausschliesslich verglaste Abfälle in die Schweiz zurückgeführt.

Die Übersicht in Figur 5-1 zeigt den Organika-Gehalt der schwach- und mittelaktiven Abfälle (SMA) sowie der langlebigen mittelaktiven Abfälle (LMA) in Abhängigkeit der Abfallherkunft auf der Grundlage des modellhaften Inventars MIRAM 2008.

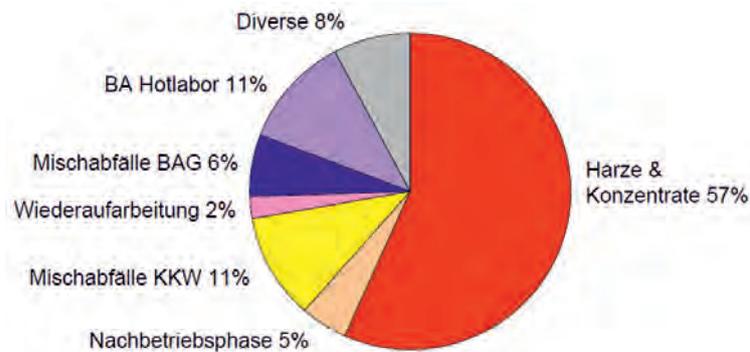
Als Vergleich dazu bezeichnet die Technische Verordnung über Abfälle (TVA 1990) auf Deponien zugelassene Abfälle als (ablagerungsfähige) Inertstoffe, wenn sie zu mehr als 95 Gewichts-% (bezogen auf die Trockensubstanz) aus gesteinsähnlichen Bestandteilen wie Silikaten, Carbonaten oder Aluminaten bestehen (TVA Art. 11, 2a), oder in anderen Worten einen organischen Gewichtsanteil von weniger als 5% aufweisen. Dazu ist jedoch zu bemerken, dass es sich bei den untertägigen Deponien für nicht-radioaktive Abfälle im Vergleich zu geologischen Tiefenlagern für radioaktive Abfälle um grundsätzlich unterschiedliche Lagerkonzepte mit unterschiedlichen Anforderungen zum Schutz von Mensch und Umwelt vor schädlichen Einwirkungen handelt.



Figur 5-1 Relativer Massenanteil (%) organischer Substanzen pro Gebinde in den schwach- und mittelaktiven Abfällen (SMA) sowie langlebigen mittelaktiven Abfällen (LMA); Quelle: MIRAM 2008

Eine detaillierte Betrachtung zeigt, dass bezogen auf die gesamte Abfallmasse von $1.40 \cdot 10^8$ kg der Abfälle (SMA und LMA) knapp 10% einen Organikagehalt von mehr als 5 Gew.-% aufweisen.

Harze und Konzentrate machen 57 % der Organika-Masse aus; ein grosser Teil dieser Abfälle liegt bereits in konditionierter Form vor (vgl. Figur 5-2).



Figur 5-2 Herkunft organischer Stoffe; relative Beiträge der verschiedenen Abfallsorten zur Masse der organischen Stoffe in den gesamthaft zu erwartenden schwach- und mittelaktiven Abfällen sowie langlebigen mittelaktiven Abfällen (BA = Betriebsabfälle)

Heute tragen die Mischabfälle aus dem Betrieb und Abfälle aus dem Nachbetrieb der KKW durch die konsequente Pyrolyse in der Plasma-Anlage des ZWILAG nur noch geringfügig zum Organikainventar der Abfälle im SMA-Lager bei.

Für die aktuelle Situation bedeutet dies, dass in Abweichung zu den Inventar-Angaben gemäss MIRAM 2008 (Nagra 2008a) heute

- praktisch alle Mischabfälle in der Plasma-Anlage des ZWILAG pyrolysiert werden,
- die Bituminierung von Wiederaufarbeitungsabfällen durch ein Verglasungsverfahren ersetzt wurde, so dass keine Organika in die Schweiz zurückgeliefert werden und
- aktuell Versuche durchgeführt werden, in weiteren volumenrelevanten Abfallströmen die organischen Stoffe zu eliminieren.

Damit reduzieren sich die Organika-haltigen Abfälle im geologischen Tiefenlager auf die bereits erzeugten Gebinde - zuzüglich die zukünftig anfallenden Ionenaustauscherharze aus den KKW und eine geringe Menge stärker alpha-haltiger Mischabfälle aus dem PSI.

5.4.2 Metallische Abfälle

Gemäss den Angaben für das modellhafte Inventar der radioaktiven Materialien (MIRAM 2008) weist das Inventar der schwach- und mittelaktiven Abfälle (SMA) und der langlebigen mittelaktiven Abfälle (LMA) zusammen eine Gesamtmasse von $1.40 \cdot 10^8$ kg auf.

Die Masse der Metalle in den Abfallsorten des SMA- und LMA-Lagers beträgt ca. $4,1 \cdot 10^7$ kg. Diese Menge umfasst sowohl die Metalle im Rohabfall, als auch die Anteile der Gebinde und Container (beispielsweise die Armierung der Betoncontainer).

Der Anteil von Eisen und Stahl an der gesamten Metallmasse beträgt rund 95%.

Metall	Masse der Metalle (kg)	Anteil an Gesamtmasse der Metalle (%)
Eisen	3.88E+07	95.1
Blei	7.56E+05	1.9
Kupfer	4.50E+05	1.1
Zirkaloy	3.83E+05	0.9
Aluminium	3.51E+05	0.9
Zink	2.09E+04	0.05
Magnesium	2.07E+04	0.05
Indium	1.39E+04	0.03

5.4.3 Gasbildung

Gase entstehen im SMA- bzw. LMA-Lager in erster Linie durch die anaerobe Korrosion von Metallen und durch den Abbau von organischen Stoffen, während die Wasserstoffbildung durch Radiolyse bei schwach- und mittelaktiven Abfällen kaum ins Gewicht fällt.

Bei der anaeroben Korrosion der Metalle entsteht Wasserstoff, während beim Abbau der organischen Abfallstoffe die Gase Methan und Kohlendioxid produziert werden. Kohlendioxid wird im alkalischen Porenwasser des Endlagers praktisch vollständig gelöst bzw. ausgefällt, so dass in der Gasphase nur die Produkte Wasserstoff und Methan betrachtet werden.

In den vorliegenden Untersuchungen zur Gasbildung aufgrund der Metallkorrosion wurden neben den metallischen Rohabfällen auch die Gebindehüllen (SMA und LMA) sowie die Lagercontainer (SMA und LMA) bzw. Lagerbehälter (BE/HAA) berücksichtigt. Nicht berücksichtigt wurden hingegen die metallischen Einbauten der Lagerkavernen (SMA und LMA) bzw. Lagerstollen (BE/HAA). Den Berechnungen liegen die folgenden Gasbildungsparameter zu Grunde (vgl. dazu Kapitel 1.6 in Anhang A4):

Metall	Korrosionsrate (m/a)	Stöchiometrie der Gasbildungsreaktion (Mol H ₂ pro Mol Metall)
Edelstähle, Nickellegierungen	10 ⁻⁸	1,33
Kohlenstoffstahl, Gusseisen	10 ⁻⁷	1,33
Zirkaloy	10 ⁻⁸	2
Blei	10 ⁻⁶	1
Magnesium	1,5 x 10 ⁻⁵	1
Kupfer	0	0
Legierung 80Ag/15In/5Cd	10 ⁻³	1,5
Aluminium	10 ⁻³	1,5
Zink	10 ⁻³	1

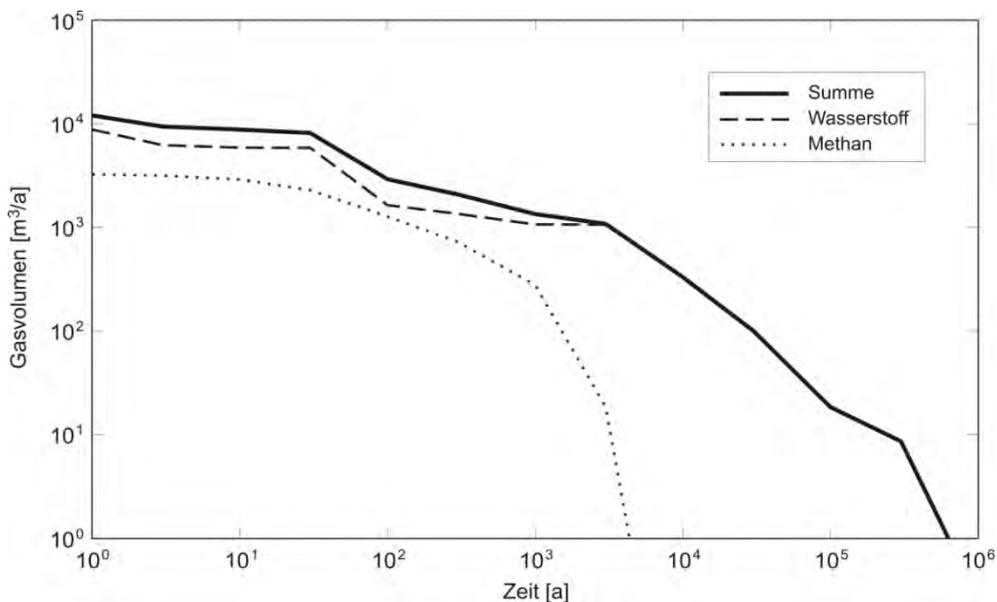
Bei den organischen Stoffen wird in Hinblick auf den mikrobiellen Abbau zwischen schnell abbaubaren Verbindungen (Zellulose und niedermolekulare Stoffe; Stoffklasse 1) und langsam abbaubaren Verbindungen (hochmolekulare Stoffe, Kunststoffe; Stoffklasse 2) unterschieden. Für die vorliegenden Untersuchungen wurden die folgenden Abbauraten unterstellt (vgl. dazu Kapitel 1.6 in Anhang A4):

Organika-Klasse	Abbauraten (Mol Gas / (kg·a))
Stoffklasse 1	0,7
Stoffklasse 2	0,05

Bei der Gasbildung ist nicht nur wichtig, wie viel Gas die radioaktiven Abfälle im geologischen Tiefenlager insgesamt produzieren, sondern auch mit welcher Rate das Gas gebildet wird. Eine schnelle Gasproduktion kann unter ungünstigen Bedingungen zu einem unerwünschten Gasüberdruck führen.

Figur 5-3 illustriert die zeitliche Entwicklung der Gasbildung im SMA-Lager. Die Korrosion der schnell korrodierenden Metalle wie Aluminium und Zink und der Metallstücke mit grossem Oberfläche/Masse-Verhältnis führt unmittelbar nach dem Lagerverschluss zu relativ hohen Gasbildungsraten. Ein weiterer Beitrag zur anfänglich hohen Gasbildung stammt von den leicht abbaubaren organischen Stoffen (Stoffklasse 1). Zu späteren Zeiten führen die langsameren Prozesse der Korrosion von Eisen und der Abbau der langsam abbaubaren organischen Materialien zu geringeren Raten über längere Zeiträume.

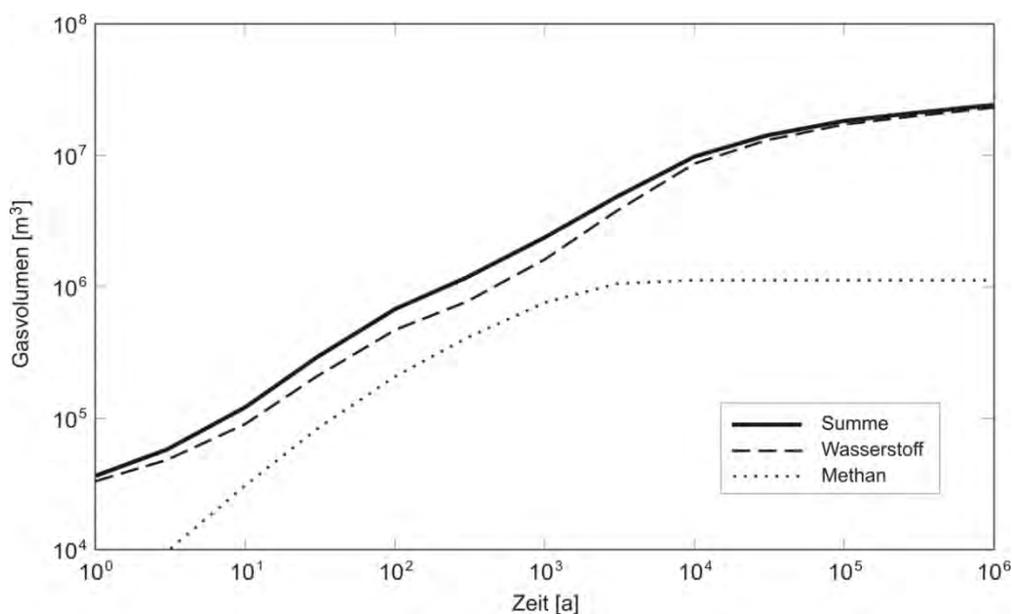
Wie die Figur 5-3 weiter veranschaulicht, liefert der Abbau der organischen Stoffe für den Zeitraum bis etwa 1'000 Jahre zwar durchwegs geringere, aber mit der Metallkorrosion dennoch vergleichbare volumetrische Beiträge zur jährlich im SMA-Lager gebildeten Gasmenge.



Figur 5-3 Zeitliche Entwicklung der Gasbildung im SMA-Lager: Volumetrische Bildungsdaten (m^3/a) bei Standardbedingungen bezüglich Temperatur und Druck

In Bezug auf die Gesamtmenge an produzierten Gasen im verschlossenen (SMA-) Tiefenlager liefern metallische Abfälle die dominierenden Beiträge. Der mikrobielle Abbau organischer Stoffe liefert im Vergleich dazu nur einen untergeordneten Beitrag.

Die zeitlich integrierten Gasvolumina aufgrund der anaeroben Metallkorrosion (Wasserstoff) und des mikrobiellen Abbaus organischer Stoffe (Methan) sowie deren Summe sind in Figur 5-4 für das SMA-Lager dargestellt.

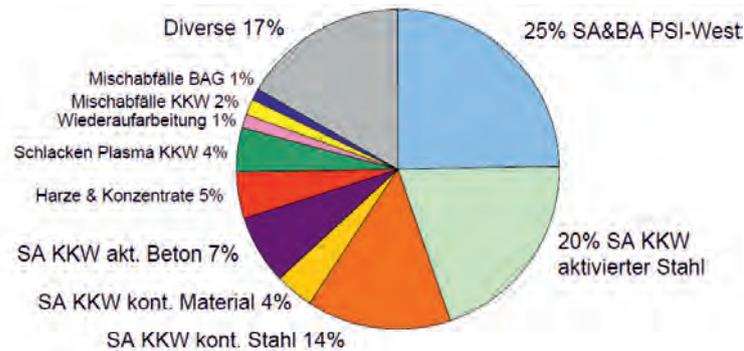


Figur 5-4 Zeitlich integriertes Gasvolumen im SMA-Lager für Wasserstoff, Methan und das Gesamtvolumen (m³) bei Standardbedingungen bezüglich Temperatur und Druck

Beiträge spezifischer Abfallsorten

Die Analyse zur Herkunft der Gase im SMA- bzw. LMA-Lager zeigt, dass bei den Gasbildungsraten vor allem die Abfälle mit denjenigen Metallen dominieren, die eine grosse Korrosionsrate und ein grosses Oberflächen/Massen-Verhältnis aufweisen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass schnell korrodierende Metalle (Aluminium, Indium, Zink) bereits nach relativ kurzer Zeit vollständig korrodiert sind. Das Ergebnis zeigt, dass die Abfälle aus der Stilllegung und dem Betrieb der Grossforschungsanlagen sowie aus der Stilllegung der Kernkraftwerke die Bildungsraten bestimmen.

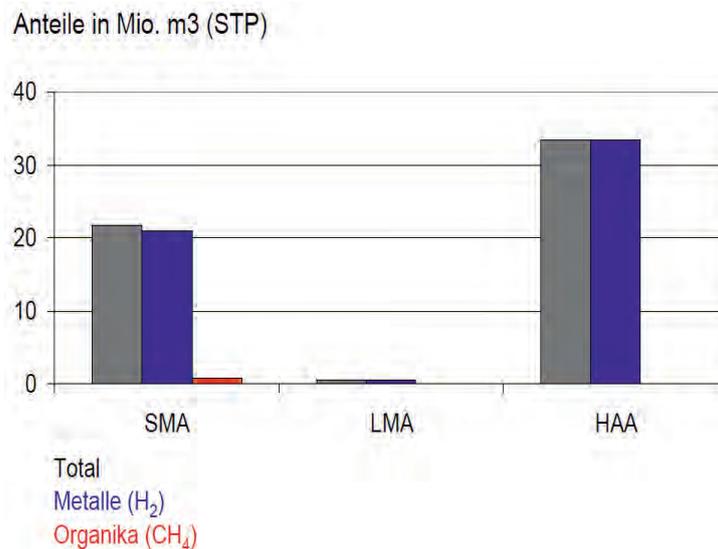
Neben den Stilllegungsabfällen aus KKWs liefern insbesondere die Betriebs- und Stilllegungsabfälle aus Forschungsanlagen (hier PSI-West) einen signifikanten Beitrag zur Gesamtgasmenge - vgl. Figur 5-5. Die Stilllegungsabfälle aus der Grossforschungsanlage CERN (Genf) sind im Inventar der radioaktiven Materialien „MIRAM 2008“ bisher nur volumenmässig erfasst, deshalb wurden sie in den vorliegenden Auswertungen nicht berücksichtigt.



Figur 5-5 Relative Beiträge der verschiedenen Abfallsorten zur gesamten Menge der durch Metallkorrosion produzierten Gase im geplanten Lager für schwach- und mittelaktive Abfälle bzw. langlebige mittelaktive Abfälle (SA = Stilllegungsabfälle)

Die Berechnung zeigt beispielsweise, dass durch allein die Dekontamination von metallischen Stilllegungsabfällen gegebenenfalls 14% der produzierten Gasmenge eingespart werden könnte.

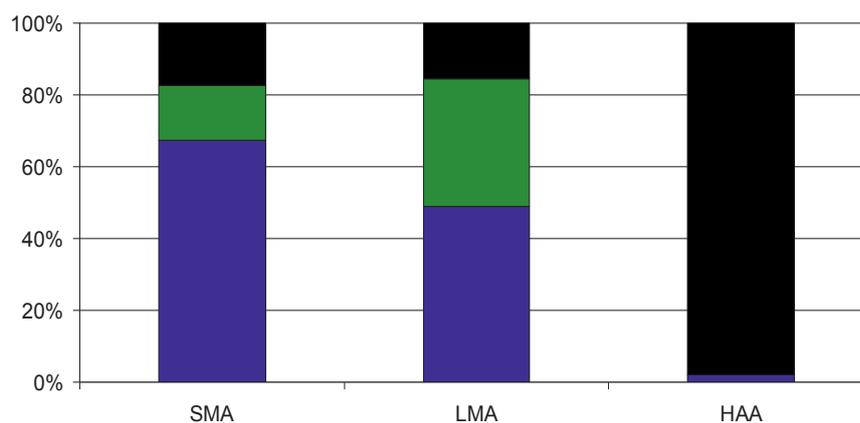
Wie Figur 5-6 deutlich illustriert, liefern die metallischen Abfälle in Bezug auf die Gesamtmenge der produzierten Gase im verschlossenen Tiefenlager demnach die dominierenden Beiträge; insbesondere Stilllegungsabfälle aus KKW's und Grossforschungsanlagen (SMA-Lager) sowie die Lagerbehälter (BE/HAA-Lager). Der mikrobielle Abbau organischer Substanzen liefert im Vergleich dazu nur einen untergeordneten Beitrag.



Figur 5-6 Beiträge zur Gesamtgasmenge im Lager SMA (schwach und mittelaktive Abfälle), LMA (langlebige mittelaktive Abfälle) bzw. HAA (hochaktive Abfälle) aus der Korrosion von Metallen (Bildung von Wasserstoff H₂) und dem Abbau organischer Substanzen (Bildung von Methan CH₄) in Millionen m³ (STP = Standardbedingungen bezüglich Temperatur und Druck)

Um den Einfluss der Gebindehüllen und Metallkomponenten der Lagercontainer (SMA und LMA) bzw. Lagerbehälter (BE/HAA) auf die Gasbildung (genauer Gesamtmenge) beurteilen zu können, wurden die Massen für die jeweiligen Materialien aus den aus MIRAM 2008 und den entsprechenden Abfallsortenberichten verfügbaren Informationen abgeschätzt. Die Hauptbeiträge zur produzierten Gesamtgasmenge stammen demnach wie in Figur 5-7 dargestellt

- im Lager SMA mit nahezu 70% aus dem Rohabfall
- im Lager BE/HAA zu praktisch 100% von den Lagerbehältern.



Figur 5-7 Relative Gasproduktion metallischer Abfallkomponenten im Lager SMA, LMA und BE/HAA

- Lagercontainer (SMA und LMA) bzw. Lagerbehälter (BE/HAA)
- Gebindehüllen
- Rohabfälle

6. Bewirtschaftung von radioaktiven Abfällen

Die Bestandsaufnahme der heute angewendeten Prinzipien und Verfahren in der Bewirtschaftung der radioaktiven Abfälle beruht auf Fachgesprächen, welche im Rahmen der Projektbearbeitung mit den Abfallproduzenten geführt worden sind:

- Paul Scherrer Institut, Sektion Rückbau & Entsorgung; 14.05.2009 & 13.07.2011
- Kernkraftwerk Beznau, 24.06.2009
- Kernkraftwerk Leibstadt, 19.08.2009
- Kernkraftwerk Mühleberg, 30.04.2010
- Kernkraftwerk Gösgen-Däniken, 22.07.2010
- ZWILAG, 17.09.2010

Die Fachgespräche mit den verschiedenen Abfallverursachern haben eine starke Sensibilisierung in Bezug auf die Bewirtschaftung von radioaktiven Abfällen zum Ausdruck gebracht. Die Abfallbewirtschaftung wird seit mehr als 20 Jahren durch die Aufsichtsbehörde reguliert und mit Inspektionen laufend überprüft.

6.1 Abfallbewirtschaftung in KKWs

Aufgrund des gesetzlichen Abfallvermeidungs- bzw. Minimierungsgebots und gleichermassen auch aus betriebswirtschaftlichen Überlegungen ist die Abfallbewirtschaftung ein zentrales Element im integrierten Managementsystem (TQM) aller Kernanlagen. Dadurch lässt sich die Entstehung von Rohabfällen wirkungsvoll auf das unvermeidbare Mass begrenzen. Wichtige Instrumente und Prozesse sind hierbei spezielle Schulungen für Mitarbeiter (einschliesslich Fremdpersonal bei Revisionen), eine grundsätzlich günstige Materialbewirtschaftung, optimierte betriebliche Abläufe bzw. Prozesse und der Einsatz von adäquaten (z.B. korrosionsresistenten) Werkstoffen im Reaktorsystem und den Kühlkreisläufen, aber auch weiter entwickelte Verfahren zur Dekontamination der Abfälle mit anschliessender Freimessung.

Der Erfolg dieser Bemühungen wird durch das geringe Verhältnis der jährlich erzeugten Abfallvolumina im Vergleich zu den jährlich freigegebenen Materialmengen ausgedrückt. Auch im internationalen Vergleich und sogar im Vergleich mit wesentlich jüngeren Kernkraftwerken zeigen alle schweizerischen Kernkraftwerke niedrige spezifische Abfallproduktionsraten.

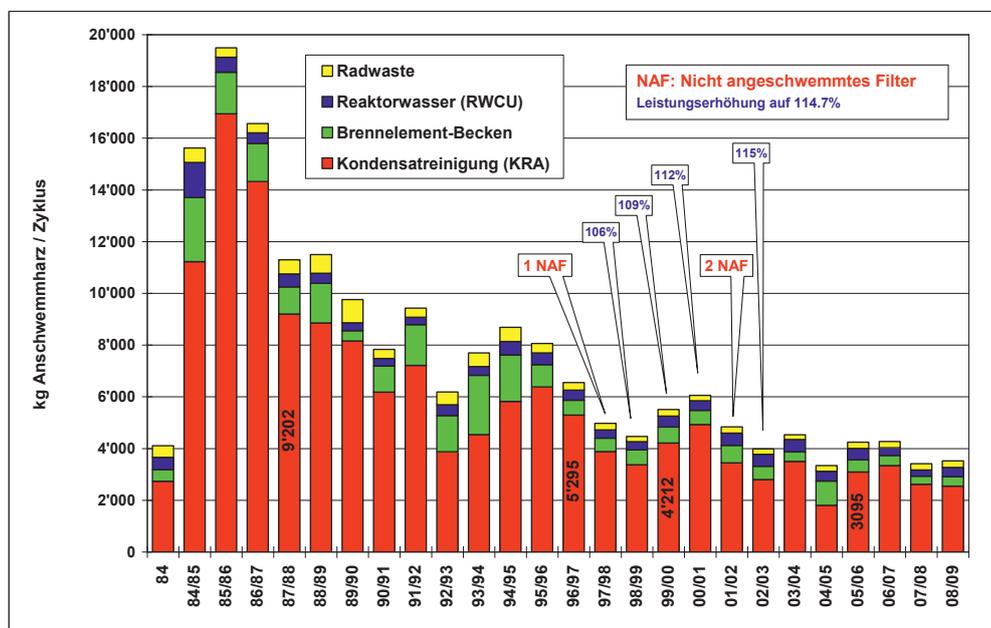
Die heute in den schweizerischen Kernkraftwerken praktizierten und behördlich bewilligten Abfallbehandlungsverfahren haben sich bewährt; insbesondere betrifft dies die Vorbereitung und Konditionierung von organischen Ionenaustauscherharzen (Zement, Bitumen, Polystyrol). Die Möglichkeiten für eine alternative Behandlung organischer Ionenaustauscherharze werden durch die Abfallverursacher regelmässig geprüft. Eine solche Überprüfung wurde beispielsweise auf Anforderung der HSK (heute ENSI) im Jahre 2006 durchgeführt. Nachdem nachgewiesen wurde, dass kein besseres alternatives Verfahren technisch erprobt verfügbar ist, hat die damalige HSK der Erneuerung der Konditionierungsanlage zugestimmt und die Revision der Abfallgebindetyp (AGT)-Spezifikation für Harze in Polystyrol des Kernkraftwerks Beznau (KKB) genehmigt.

6.1.1 Organisatorische und administrative Massnahmen

Organisatorische und administrative Massnahmen zur Abfallminimierung beinhalten insbesondere

- Personalschulung
- Günstige Materialbewirtschaftung
- Optimierte betriebliche Abläufe/Prozesse
- Reaktorbetrieb ohne fehlerhafte Brennelemente
- Einsatz adäquater (insb. korrosionsresistenter) Werkstoffe im Reaktorsystem/Kühlkreislauf

Dazu zeigt Figur 6-1 beispielhaft, wie der Verbrauch von Anschwemmharz im Kernkraftwerk Leibstadt (KKL) trotz Leistungserhöhung dank einer Reihe von technischen und operationellen Massnahmen, z.B. einer höheren Ausnutzung der Ionenaustauschkapazität, kontinuierlich verringert werden konnte.



Figur 6-1 Abfallminimierung in Kernkraftwerken: Verbrauch von Anschwemmharz im Kernkraftwerk Leibstadt (KKL)

6.1.2 Technische Massnahmen

Als technische Massnahmen in Bezug auf die Minimierung von Betriebsabfällen stehen im Vordergrund

- Vermeiden
- Trennen
- Dekontaminieren und Freimessen
- Abklingen lassen und Freimessen (werkseigene Abklinglager)
- Verbrennen in der Plasma-Anlage (ZWILAG)

Artikel 85 (Absatz 2) der Strahlenschutzverordnung (StSV) verlangt, dass Abfälle, die spätestens 30 Jahre nach ihrer Entstehung aufgrund des radioaktiven Zerfalls aus dem Geltungsbereich des Strahlenschutzes fallen, von den radioaktiven Abfällen zu trennen sind, wenn keine gesamthaft günstigere Alternative für Mensch und Umwelt zur Verfügung steht. Im Falle einer Trennung sind sie:

- a. so zu verpacken und aufzubewahren, dass ein unkontrollierter Austritt radioaktiver Stoffe verhindert und eine Brandgefahr vermieden wird;
- b. zu kennzeichnen und mit einer Dokumentation zu versehen, die über Art und Aktivitätsinhalt Auskunft gibt.

Die Zweckmässigkeit und das Einsparpotential einer verlängerten Abklinglagerung (speziell für metallische Grosskomponenten) über den regulatorisch erlaubten Zeitraum von 30 Jahren hinaus wurden im Rahmen eines Projekts der Untergruppe „Abklinglagerung“ der Arbeitsgruppe des Bundes für die nukleare Entsorgung (Agneb) abgeklärt, vgl. dazu Kapitel 8.1.3. Bemerkung: Die Aufgabenstellung der Arbeitsgruppe ergab sich aus Änderungsvorschlägen zu Art. 85 StSV im Zusammenhang mit deren Revision.

Bei der Prüfung neuer Abfallbehandlungsverfahren stehen für die Aufsichtsbehörde neben den endlagerrelevanten Eigenschaften der Abfallprodukte auch der Transport und die Zwischenlagerung der radioaktiven Abfälle sowie die Betriebssicherheit und der Strahlenschutz der Behandlungsanlagen sowie gegebenenfalls Sekundärabfälle aus deren Betrieb und Abfälle aus der späteren Stilllegung im Vordergrund. Für den Betreiber der Anlagen spielen darüber hinaus vor allem Fragen eines ungestörten Kraftwerksbetriebs (nukleare Sicherheit), der technischen Umsetzbarkeit und schliesslich finanzielle Aspekte eine wesentliche Rolle. Dabei sind die Betreiber in ihren Möglichkeiten nicht zuletzt von den Systemlieferanten abhängig.

6.2 Bewirtschaftung der radioaktiven Abfälle im Zuständigkeitsbereich des BAG

Ein wichtiges Grundprinzip der Abfallverursacher aus Medizin, Industrie und Forschung (MIF) ist wie bei den Betreibern anderer kerntechnischer Anlagen die Abfallvermeidung.

Für die weitere Behandlung und Konditionierung der Rohabfälle aus dem Zuständigkeitsbereich des Bundesamts für Gesundheit (BAG) ist das Paul Scherrer Institut (PSI), Sektion Rückbau und Entsorgung (R&E) zuständig. Da es sich dabei um eine Kernanlage im Aufsichtsbereich des ENSI handelt, erfolgt die Bewirtschaftung der Abfälle grundsätzlich wie bei den Kernkraftwerken.

Diese Abfälle werden (wenn immer möglich) in der Plasma-Anlage des ZWILAG pyrolysiert. Die industriellen Ablieferer sind in gleicher Weise wie die Kernanlagen verpflichtet, ausschliesslich Material an die Sammelstelle des Bundes abzuliefern, welches nicht durch Dekontamination und/oder Abklinglagerung inkl. Freimessung weiter verwendet werden kann. Neben den „Kleinablieferern“ wie etwa Universitätsinstitute, Nuklearmedizin und Firmen mit sonstigen technischen Anwendungen tragen die grossen Forschungsanlagen des Bundes bzw. CERN wesentlich zum Abfallaufkommen im MIF-Bereich bei. Generell ist hier das Spektrum der angewendeten Konditionierungsverfahren wegen der wesentlich heterogenen Zusammensetzung der Rohabfälle deutlich breiter als in Kernkraftwerken. Wegen der grossen Menge von in den Beschleunigeranlagen aktivierten Metall- und Betonstrukturen spielt die konsequente Ausnutzung der Abklinglagerung eine wesentliche Rolle.

6.3 Abfallbewirtschaftung im ZWILAG

Der Zweck der Zwischenlager Würenlingen AG (ZWILAG) ist der Betrieb von Entsorgungsanlagen und die Bereitstellung von Zwischenlagerkapazitäten für alle Kategorien von radioaktiven Abfällen für ihre so genannten Gesellschafter. Der Auftrag der Gesellschaft besteht somit in

- der Zwischenlagerung von konditionierten Abfällen
- der Zwischenlagerung von Brennelementen und hochradioaktiven Abfällen in Transport- und Lagerbehältern
- Betrieb der Plasma-Anlage einschliesslich Annahme und Vorbereitung aller hierfür geeigneten Rohabfällen
- Dekontaminationsarbeiten an angelieferten Abfällen und Stückgut inklusive der anschliessenden Triage und Freimessung
- weiteren Dienstleistungen (z.B. Durchführung von wiederkehrenden Prüfungen an Versandstücken, Entwicklungsarbeiten zu neuen Konditionierungsverfahren, z.B. asbesthaltigen radioaktiven Abfällen usw.)

Die Annahme der Rohabfälle zur Vorbehandlung, Konditionierung und Zwischenlagerung erfolgt unter Berücksichtigung der Abfallannahmebedingungen (ZWILAG 2009).

Als spezifische Verfahren kommen dabei zur Anwendung

- Zerlegung und Dekontamination: Spanabhebend, Hochdruckwasserstrahl, Ultraschall, „Elektropolieren“

Bezüglich der organischen Abfälle ist die ZWILAG gemeinsam mit den Abfallproduzenten bestrebt, alle Abfälle, die direkt oder nach Vorbehandlung die Annahmebedingungen der Plasma-Anlage erfüllen, dort zu mineralisieren. So werden beispielsweise kontaminierte Öle zusätzlich eingespeist. Ferner laufen Bestrebungen, einzelne Abfallströme (speziell Konzentrate), die heute teilweise als organische feste Abfälle endkonditioniert werden, zukünftig ebenfalls in der Plasma-Anlage zu behandeln. Dabei werden Abfälle verschiedener physikalisch-chemischer Zusammensetzung der Plasma-Anlage grundsätzlich gemischt zugeführt, mit dem Ziel, eine möglichst gleichmässige Prozessführung und eine möglichst konstante, hohe Produktqualität zu gewährleisten.

Das Verbrennen der Ionenaustauscherharze aus Siedewasserreaktor (SWR)-Anlagen wäre gemäss Einschätzung der ZWILAG in Einzelfällen möglich, wird von KKW-Betreibern aber aufgrund einschränkender Transportvorschriften nicht vorgesehen. Filterkerzen aus Druckwasserreaktor (DWR)-Anlagen dürfen allein schon wegen der hohen Aktivität nicht als unkonditionierter Rohabfall transportiert werden; ferner erfüllen die Rohabfälle die spezifischen Annahmebedingungen für die Plasma-Anlage nicht.

Das Gesuch zum Einschmelzen von rein metallischen Abfällen in der Plasma-Anlage wurde vom Betreiber zurückgezogen und ist damit von der Aufsichtsbehörde auch nicht genehmigt worden. Aus der Plasma-Anlage resultiert demzufolge seit Jahren nur noch ein einheitlicher Abfallgebindetyp mit einem maximalen Metallgehalt von 15%.

Eine Abklinglagerung ist am ZWILAG nicht zulässig: Erlaubt ist einzig die Zwischenlagerung von angelieferten Abfällen mit entsprechender Endlagerfähigkeitsbescheinigung (ELFB).

7. Klassifizierungssystem für radioaktive Abfälle

Die schweizerische Kernenergieverordnung unterscheidet in Hinblick auf die Entsorgung radioaktiver Abfälle die folgenden Abfallkategorien:

- Hochaktive Abfälle (verbrauchte Brennelemente, verglaste Spaltproduktlösungen aus der Wiederaufarbeitung von verbrauchten Brennelementen)
- Alphatoxische Abfälle (Alpha-Aktivität > 20'000 Bq/g konditionierter Abfall)
- Schwach- und mittelaktive Abfälle (alle anderen radioaktiven Abfälle)

Dies bedeutet, dass mit Ausnahme der hochaktiven Abfälle die Kategorisierung auf der Basis der spezifischen (Alpha-) Aktivität erfolgt.

7.1 Bewertungskriterien für radioaktive Abfälle

Der Radiotoxizitätsindex (RTI) ist ein Hilfsmittel zur Beurteilung des von einem radioaktiven Stoff im geologischen Tiefenlager ausgehenden Gefährdungspotentials. RTI (-) ist definiert als hypothetische Strahlendosis aus der Einnahme der Radionuklide (= Summe der Produkte aus der aufgenommenen Aktivität $A_i(t)$ (Bq) zum Zeitpunkt t und dem Ingestions-Dosiskoeffizienten $F_{i,ing}$ (Sv/Bq)) dividiert durch 10^{-4} Sv (in Anlehnung an das behördliche Schutzkriterium gemäss Richtlinie ENSI-G03):

$$RTI(t) = \frac{1}{10^{-4}} \cdot \sum_i A_i(t) \cdot F_{i,ing}$$

Für die Risikoeinschätzung wird der Radiotoxizitätsindex des betrachteten Stoffs zum Beispiel mit demjenigen natürlicher (radioaktiver) Mineralien verglichen.

Für die Beurteilung der Endlagerfähigkeit einzelner Abfallgebindetypen und die Zuteilung der Abfälle auf die vorgesehenen Lagertypen benutzt die Projektantin (Nagra) eine in der Kerntechnik übliche, konservative Betrachtungsweise. Auf der Grundlage konzept- und standortspezifischer Szenarien für den Normalbetrieb, betrieblicher Störfälle sowie der Nachbetriebsphase (Langzeitsicherheit) des geologischen Tiefenlagers werden die zu erwartenden Strahlenexpositionen für das Personal und für eine Einzelperson der am meisten betroffenen Bevölkerungsgruppe berechnet und unter Berücksichtigung des Optimierungsgebots mit den gesetzlichen Grenzwerten verglichen.

Den berechneten Risiken trägt die Projektantin mit folgenden sicherheitstechnischen Massnahmen Rechnung:

- Prüfung der für das geologische Tiefenlager relevanten Aspekte des vom Abfallverursacher beantragten Konditionierungsverfahrens; Grundlage dazu bildet die behördliche Richtlinie betreffend Anforderungen an die Konditionierung radioaktiver Abfälle (HSK 2007)
- Nachweis der Endlagerfähigkeit für spezifische Abfallgebindetypen
- Zuteilung der Abfallgebindetypen auf spezifischen Lagertyp (insb. Lager für schwach- und mittelaktive Abfälle SMA bzw. langlebige mittelaktive Abfälle LMA)
- Einteilung der Abfälle (SMA und LMA) in jeweils getrennt einzulagernde Abfallgruppen entsprechend ihrem Gehalt an organischen Inhaltsstoffen (Komplexbildung, Gasproduktion)

7.2 Bewertungskriterien für nicht-radioaktive Abfälle

Die Technische Verordnung über Abfälle (TVA 814.600) schreibt als wichtige Eckpfeiler der Bewirtschaftung nicht-radioaktiver Abfälle deren Vermeidung und Verwertung, die Verbrennungspflicht für brennbare Abfälle sowie ein Vermischungsverbot zum Zwecke der Verdünnung des Schadstoffgehalts vor.

Ferner sieht die TVA folgende Kategorisierung der nicht-radioaktiven Abfälle vor:

- Siedlungsabfälle
- Kompostierbare Abfälle
- Sonderabfälle
- Bauabfälle
- Sekundärabfälle: Schlacke, Klärschlamm

Der Risikobehaftung der Abfälle wird durch die Art der umweltverträglichen Entsorgung Rechnung getragen. Basierend auf der Zusammensetzung der Abfälle (insb. Gehalt an Schwermetallen) stehen gemäss TVA folgende Optionen offen:

Inertstoffdeponie	Abfälle mit mehr als 95 Gew.-% gesteinsähnlichen Bestandteilen bei geringen Schwermetallanteilen und eingeschränkter Auslaugung (Einhaltung der Grenzwerte für umweltrelevante Stoffe im Eluatstest); ferner Bauabfälle und verglaste Rückstände unter Einhaltung spezifischer Anforderungen.
Reststoffdeponie	Abfälle mit weniger als 50 g organischem Kohlenstoff (und weniger als 10 mg hochsiedende lipophile organische Chlorverbindungen) pro kg Trockensubstanz sowie mit Einschränkungen bzgl. Auslaugung (Eluatstest), Alkalinität, Gasproduktion.
Reaktordeponie	Inertstoffe, Schlacke aus Verbrennung, nicht brennbare Bauabfälle sowie diesen Abfällen ähnliche Abfälle sofern sie keine Sonderabfälle sind.
Verwertung	Schlacke für den Strassenbau sowie den Bau von Plätzen und Dämmen.

Das heisst, dass nur für Inert- und Reststoffe in Hinblick auf den Gewässerschutz quantitative Qualitätsanforderungen an das Abfallprodukt bestehen. Eine Risikobeurteilung speziell auf der Basis einer spezifischen Analyse der Langzeitaspekte ist für nicht-radioaktive Abfälle gesetzlich nicht vorgeschrieben.

8. Alternative Abfallbehandlungsverfahren

Das Kernenergiegesetz verlangt als Grundsatz zur Nutzung der Kernenergie, dass Mensch und Umwelt vor Gefährdungen durch ionisierende Strahlen zu schützen sind. Im Sinne der Vorsorge sind alle Vorkehrungen zu treffen, die nach der Erfahrung und dem Stand von Wissenschaft und Technik notwendig sind und zu einer weiteren Verminderung der Gefährdung beitragen, soweit sie angemessen sind (Artikel 4 KEG). Dazu fordert die zugehörige Verordnung, dass die Entwicklung der fachbezogenen Wissenschaft, insbesondere Erkenntnisse aus der Forschung, zu verfolgen und zu prüfen ist, inwieweit daraus Erkenntnisse für die Sicherheit der Anlage (hier das geologische Tiefenlager) abgeleitet werden können (Artikel 36 KEV).

Optimierung

Gemäss den gesetzlichen und behördlichen Bestimmungen für geologische Tiefenlager sind radioaktive Abfälle mit der geologischen Tiefenlagerung so zu entsorgen, dass der Schutz von Mensch und Umwelt vor deren ionisierender Strahlung dauernd gewährleistet ist, ohne dass künftigen Generationen unzumutbare Lasten und Verpflichtungen auferlegt werden. Die Umsetzung dieses allgemeinen Schutzziels wird durch spezifische Leitsätze präzisiert, beispielsweise dadurch, dass bei Entscheiden im Rahmen der Projektierung, des Baus und Betriebs (inklusive des Verschlusses) eines geologischen Tiefenlagers Alternativen im Hinblick auf die Optimierung der Betriebs- und Langzeitsicherheit abzuwägen sind. Das Optimierungsgebot beinhaltet, dass die radiologischen Auswirkungen durch das geologische Tiefenlager und seine Oberflächenanlagen so weit zu reduzieren sind, wie dies nach dem Stand von Wissenschaft und Technik möglich und zumutbar ist.

Die Optimierung wird als ein schrittweiser Prozess verstanden, indem bei jeder sicherheitsrelevanten Entscheidung verschiedene Alternativen und ihre Bedeutung für die Sicherheit im Betrieb und für die Langzeitsicherheit in qualitativer Weise betrachtet werden und ein insgesamt für die Sicherheit günstiger Entscheid gefällt wird.

Unter Sicherheit im Betrieb ist dabei nicht nur der Betrieb des Tiefenlagers bei der Einlagerung der neuen Abfallgebindetypen zu verstehen, sondern auch die Sicherheit bei deren Herstellung im Vergleich mit den bisherigen Konditionierungsverfahren. In die Optimierungsbetrachtungen sind ferner einzubeziehen:

- Vor- bzw. Nachteile bei der vorgängigen Zwischenlagerung
- Vor- bzw. Nachteile bei den vorgängigen Transporten und Handhabungsschritten bis hin zum Einlagerungsort
- Bewertung allfälliger, mit dem neuen Verfahren bzw. Anlage verknüpften, zusätzlichen Betriebs- und Stilllegungsabfälle

Für neue Behandlungsmethoden ist bei der sicherheitstechnischen Bewertung der Abfälle jeweils das Endprodukt des Konditionierungsprozesses, gegebenenfalls neu entstehende radioaktive Abfälle (Sekundärabfälle) und die entsprechenden Behälter zu berücksichtigen.

Als Ergebnis der Bestandsaufnahme zum Stand der Technik in Bezug auf die Abfallkonditionierung sind für organikahaltige und metallische Abfälle die in den folgenden Abschnitten aufgeführten Verfahren prüfenswert.

8.1 Schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA)

8.1.1 Mineralisierung organischer radioaktiver Materialien

Analyse der NOK

Die Verfügung des Bundesrates zur unbefristeten Betriebsbewilligung des Kernkraftwerks Beznau (KKB Block 2) vom 3. Dezember 2004 wurde an die Auflage (3.10) geknüpft, ... *einen Bericht einzureichen über die Realisierbarkeit einer thermischen Behandlung der Ionenaustauscherharze (IAH) und der Überführung der anfallenden Asche in eine chemisch stabile Form, mit anschliessender Konditionierung ohne Verwendung von organischen Materialien.*

Der von der damaligen Betreiberin, den Nordostschweizerischen Kraftwerken (NOK) an die damalige Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK – heute Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI) gerichtete Bericht TM-021-UR05004 vom 19.12.2005 (KKB 2005) untersuchte und bewertete die destruktive Behandlung von Ionenaustauscherharzen (IAH) gemäss der von der Firma Studsvik (Schweden) patentierten Pyrolyse-Technik THOR (*Thermal Organic Reduction*) mit dem *Fluid Bed Reactor* in Erwin, Tennessee (USA) und alternativ in der Verbrennungs- und Schmelz (V+S)-Anlage ZWILAG.

Im Grundsatz hat die NOK in ihrem Bericht festgehalten, dass IAH mit der Plasma- bzw. Pyrolysetechnik (beispielsweise V+S-Anlage ZWILAG bzw. die THOR-Anlage in den USA) thermisch so behandelt werden können, dass Rückstände ohne organische Bestandteile resultieren. Bei der Plasmatechnik wird der Verbrennungsrückstand gleichzeitig als Schlacke zu einem endlagerfähigen Abfallprodukt verarbeitet. Bei der Pyrolyse muss in einem zusätzlichen Schritt der Verbrennungsrückstand mit einem Zusatzstoff zu einem endlagerfähigen Abfallprodukt verfestigt werden.

Im Hinblick auf eine allfällige Behandlung der Abfälle in der V+S-Anlage des ZWILAG stellt die NOK fest, dass die in den schweizerischen Kernkraftwerken anfallenden IAH bezüglich ihrer radiologischen Eigenschaften (β/γ -Aktivität und Dosisleistung) zum grössten Teil über den entsprechenden Annahmebedingungen lägen.

Der Bericht schliesst mit der Feststellung, dass die in der Schweiz praktizierten Konditionierungsverfahren für die radioaktiven Ionenaustauscherharze sich seit vielen Jahren bewährt hätten. Die Konditionierungsverfahren und die Abfallgebinde würden die behördlichen Kriterien der entsprechenden Richtlinie erfüllen. Die Abfallgebinde würden umfassend dokumentiert und seien transport- und zwischenlagerfähig. Eine thermische Behandlung der Ionenaustauscherharze und die Überführung der anfallenden Asche in eine chemisch stabile Form mit anschliessender Konditionierung ohne Verwendung von organischen Materialien sei zurzeit nicht möglich und dränge sich weder hinsichtlich behördlicher Vorgaben noch der Endlagerung auf. Diese Einschätzung wurde von der damaligen Aufsichtsbehörde (HSK) im Jahr 2006 bestätigt.

Evaluation der Nagra

Im Rahmen des vorliegenden Projekts hat die Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (Nagra) in ihrem Bericht „Evaluation von Methoden zur Mineralisierung organischer radioaktiver Materialien wie Ionenaustauscherharze“ (Matzner 2008) die weltweit existierenden und angewendeten Verfahren zur Mineralisierung organischer Stoffe in radioaktiven Abfällen zusammengestellt, den aktuellen Stand von Wissenschaft und Technik dokumentiert und die Behandlungsmöglichkeiten für Ionenaustauscherharze (IAH) aus schweizerischen Kernkraftwerken evaluiert. Anhang A5 beinhaltet eine Kurzfassung des vollständigen Berichts.

Gestützt auf die Besuche von bestehenden Anlagen und Fachgespräche mit Entwicklern von thermischen Behandlungsverfahren kommt die Nagra zum Schluss, dass

- das Plasma-Verfahren technisch zwar geeignet wäre, die stark kontaminierten Ionenaustauscherharze zu behandeln, die Auslegung des ZWILAG deren Behandlung aus Strahlenschutz- und wartungstechnischer Sicht jedoch nicht zulässt,
- das Verbrennungsverfahren zwar am besten erforscht ist, aber für die hoch mit Aktivität beladenen Schweizer Harze ungeeignet ist (wegen grosser Abgasströme, welche infolge des Temperaturniveaus um 1000°C hoch mit flüchtigen Nukliden beladen sind, hoher Abgasreinigungsaufwand, Kontamination der Prozesskette, problematische Wartung)
- die endotherme, anaerobe Pyrolyse grundsätzlich eine geeignete Methode darstellt, um höher radioaktive organische Materialien zu mineralisieren.

Im Vergleich zur klassischen Verbrennung ist es mit dem Pyrolyse-Verfahren also möglich, Abfälle mit höheren Aktivitäten (und Dosisleistungen) zu verarbeiten, da

- der kompakte und (quasi) abgeschlossene Reaktionsraum Vorteile bzgl. Automatisierbarkeit, Wartbarkeit, Strahlenschutz bietet
- die Abgasreinigung durch fehlende Verbrennungsluft (anaerober Prozess) wesentlich weniger aufwändig wird
- bei einem relativ geringen Temperaturniveau von ca. 700 °C Chloride und Schwefelverbindungen die Anlagenteile weniger stark angreifen; d.h. geringerer Instandhaltungsaufwand – geringere Verflüchtigung von Radionukliden – minimaler Abgasreinigungsaufwand.

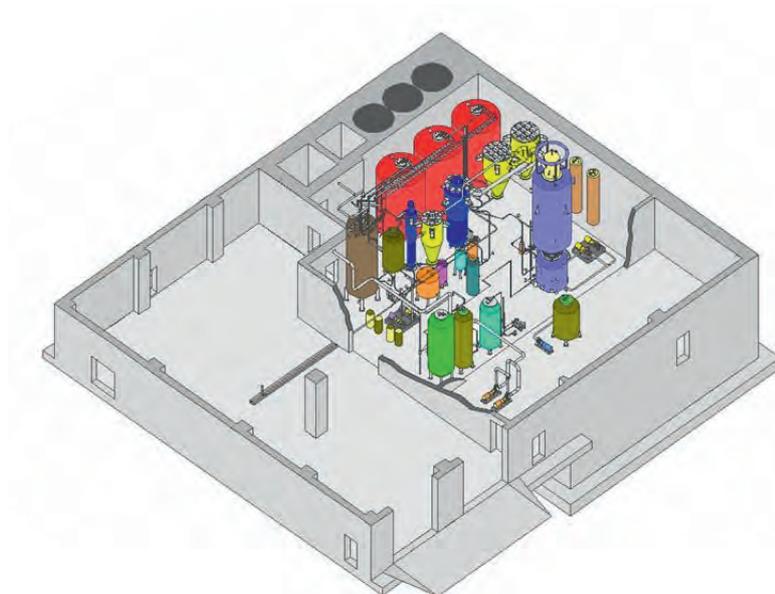
Die Pyrolyse ist unter anderem bereits realisiert worden in Form eines Wirbelbettverfahrens mit anschliessender Dampfreformierung (THOR, USA), in Form eines Kugelrührbettverfahrens (NUKEM, Deutschland) und in Form eines Drehrohrofens (IRIS, Frankreich).

Auf die Pyrolyseanlage THOR und den NUKEM-Pyrolyseprozess wird im Folgenden beispielhaft näher eingegangen (vgl. auch Anhang A5).

Pyrolyseanlage THOR

Beim THOR (*Thermal Organic Reduction*)-Prozess handelt es sich um eine Pyrolyse mit Dampfreformierung. In Erwin (Tennessee, USA) kommt ein FBSR (*Fluidized Bed Steam Reformer*) zum Einsatz. Gesetzlich wird die thermische Behandlung zur Mineralisierung von Organika in den USA nicht gefordert, sie stellt aber eine Möglichkeit dar, durch die Volumenreduktion entsprechend Entsorgungskosten zu sparen.

Mit dem „THOR-Prozess“ werden in den USA seit 1999 erfolgreich Ionenaustauscherharze (IAH) mineralisiert. Der Durchsatz beträgt ca. 1'000 m³ pro Jahr, d.h. eine einzige Anlage behandelt die IAH von ca. 100 Kernkraftwerken (siehe schematische Darstellung Figur 8-1).



Figur 8-1 Schematische Darstellung der Studsvik Processing Facility (SPF), Ervin (TN/USA)

Im Pyrolyseprozess sorgt der verwendete Heissdampf für eine Prozesstemperatur von ca. 700°C. Als Pyrolyseprodukt entsteht ein trockenes Material aus anorganischem Kohlenstoff und Metalloxiden, das mit einer Zementmatrix verfestigt werden kann. Der Faktor für die Volumenreduktion der ursprünglichen IAH liegt ca. zwischen 8 und 10. Aus dem Prozess resultieren nur geringe Mengen an Sekundärabfällen, insbesondere keine wässrigen Lösungen. Die Instandhaltung der hoch automatisierten Anlage beschränkt sich im Wesentlichen auf den Ersatz von HEPA- und Heissgasfiltern (Verschleissteile) usw.

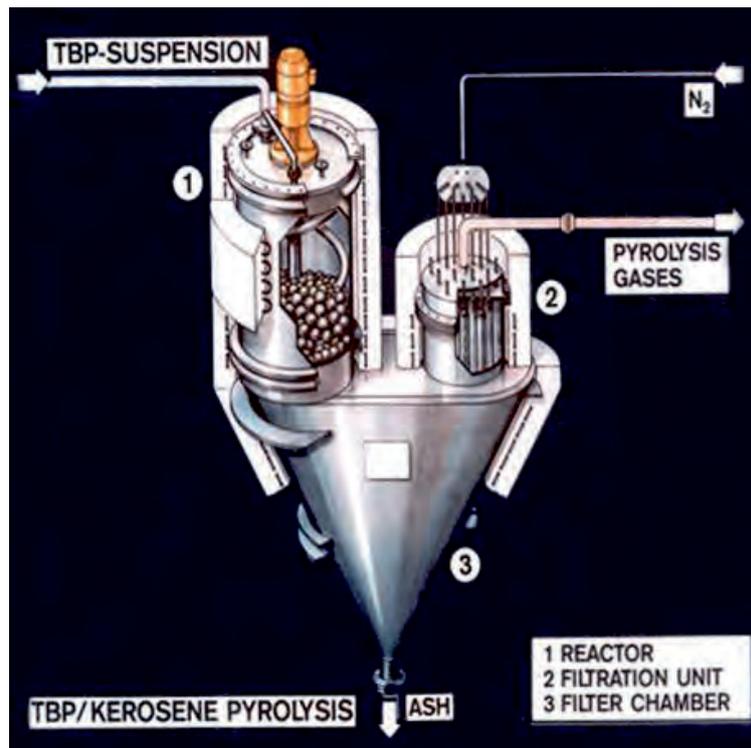
Ionenaustauscherharze (Rohabfälle) aus schweizerischen KKW könnten aus technischer Sicht und nach Einschätzung der Anlagenbetreiberin mit der *Pyrolyse/Steam Reforming*-Technologie behandelt werden. Auch konditionierte Abfälle (z.B. bituminierte oder in Polystyrol eingebundene Harze) könnten mit dem Verfahren mineralisiert werden. Die Behandlung zementierter Harze wäre nach einer vorgeschalteten Zerkleinerung nach Einschätzung der Betreiber ebenfalls möglich.

Alternativ dazu bietet sich die auf der gleichen Technologie basierende „In-Drum-Pyrolyse“ an; die Pyrolyse findet dabei direkt im Abfallfass statt. Diese Technologie befindet sich aber noch in der Entwicklung, der Bau einer Anlage in Schweden zur Behandlung europäischer Abfälle wird geprüft.

NUKEM-Pyrolyseprozess

Das NUKEM-Pyrolyseverfahren wurde ursprünglich von der NUKEM Technologies GmbH (Alzenau, Deutschland) für die Behandlung von Tributylphosphat (TBP)/Kerosin-Rückständen aus der Wiederaufarbeitung von verbrauchten Brennelementen entwickelt. Ein Funktionsnachweis für die Behandlung von mittelaktiven Ionenaustauscherharzen (IAH) wurde von NUKEM erbracht, das Verfahren wurde für IAH jedoch noch nicht grosstechnisch angewendet.

Die NUKEM hat ihren Pyrolyseprozess als Kugelrührbettverfahren realisiert, bei dem keramische Kugeln für die TBP-Behandlung bzw. Stahlkugeln mit einer CaOH-Korrosionsschutzschicht für die Behandlung von Harzen zum Einsatz kommen. Ein Rührer hält das Bett in einer gleichmässigen Bewegung (siehe Figur 8-2).



Figur 8-2 Schematic 3-D Picture of the TBP Reactor including Filtration Unit and Filter Chamber (NUKEM 2007)

Für die Behandlung der in den schweizerischen KKW anfallenden Rohabfälle wird der NUKEM-Pyrolyseprozess als geeignet angesehen. Da die IAH zum Teil in bereits konditionierter Form vorliegen, wäre eine entsprechende Aufbereitung notwendig. Aus Sicht von NUKEM bestehen folgende Möglichkeiten der Vorbehandlung für die einzelnen Abfallströme:

- Bituminierte Harze: Auflösen in einem organischen Lösungsmittel (z.B. Diesel) und anschließende thermische Behandlung der Lösung mit dem NUKEM-Pyrolyseprozess.
- Harze in Polystyrol könnten mit einer Kryogen-Behandlung aufgeschlossen werden. Dabei werden die Abfälle mit Hilfe von flüssigem Stickstoff tiefgefroren und können in dieser Form zerkleinert werden. Der zerkleinerte, stückige Abfall kann anschliessend pyrolysiert werden.
- Zementierte Harze: Pyrolyse nach einer Zerkleinerungsstufe mit geringem Volumenreduktionsfaktor.

Fazit

Damit zeigen die Betrachtungen aus Sicht der Nagra, dass das Pyrolyseverfahren bei der Frage nach einer Technologie, welche hoch mit Aktivität beladene Ionenaustauscherharze aus schweizerischen KKW zuverlässig mineralisieren könnte, im Vergleich mit anderen Methoden (beispielsweise Plasma- oder Verbrennungsverfahren) das Verfahren der Wahl ist.

Expertenbericht

Ein zum Bericht der Nagra unabhängig erarbeiteter Expertenbericht (B. Covelli, KNS & Tecova AG, Anhang A6) stützt die entsprechenden Schlussfolgerungen der Nagra durch die folgenden Aussagen:

Der Arbeitsbericht (Matzner 2008) gibt einen umfassenden Überblick über den aktuellen Stand der Technik bei der Behandlung von radioaktiven organischen Abfällen. Verschiedene Beispiele an realisierten Anlagen für die Behandlung von radioaktiven organischen Abfällen zeigen, dass eine Mineralisierung derartiger Abfälle mit bestehender Technik möglich ist. Die Empfehlung der Nagra, dass die Pyrolyse als Basisverfahren weiter zu verfolgen sei, ist weitgehend richtig - sie muss aber noch nach weiteren „Produkte-Kriterien“ bewertet werden. Beispielsweise soll das Abfallprodukt die Eigenschaften des Wirtgesteins (speziell Opalinuston) bezüglich Wasserdurchlässigkeit und Selbstheilung nicht verschlechtern – im Idealfall sollen die Produkte die geochemischen Eigenschaften des Wirtgesteins nicht verändern. Ferner soll die Freisetzung allenfalls geringer Gas-mengen unter Lagerbedingungen (Temperatur, Druck, geochemische Umgebung) ohne Beeinträchtigung der Integrität des umgebenden Wirtgesteins erfolgen können.

8.1.2 Getrocknete Harze in MOSAIK® - Behältern

In deutschen Kernkraftwerken kommen neben anderen Varianten für die Konditionierung von beladenen Ionenaustauscherharzen aus der Wasseraufbereitung sowie Verdampferkonzentraten dickwandige Transport- und Lagerbehälter aus Gusseisen zum Einsatz. Durch die Abfüllung und anschließende Vakuumtrocknung werden die Harze direkt im so genannten MOSAIK® - Behälter zu einem endlagerfähigen Abfallgebände konditioniert (vgl. Abschn. 2.3).

Die Bezeichnung MOSAIK® steht für „Mobiler Sammelbehälter in Kernkraftwerken“. Hersteller der MOSAIK® - Behälter ist die GNS Gesellschaft für Nuklear-Service mbH (Essen, Deutschland). Ausgangsmaterial ist Gusseisen mit Kugelgraphit, wozu teilweise in einem Recycling-Verfahren schwach radioaktiver Metallschrott mit geeigneter metallurgischer Zusammensetzung verwendet wird.

In der Schweiz kommt heute das Verbringen von getrockneten (aber unverfestigten) Ionenaustauscherharzen (beispielsweise Kugel- oder Pulverharze) in Sammelbehälter zum Zweck der Zwischenlagerung bzw. geologischen Tiefenlagerung nicht zur Anwendung, da es zum Zeitpunkt der Auslegung und dem Bau der laufenden KKW's unzulässig war. Abschn. 4.1.6 der behördlichen Richtlinie ENSI-B05 (HSK 2007) erlaubt inzwischen, dass die Verpackung in begründeten Fällen die gesamte Sicherheit des Abfallgebändes allein tragen darf, d.h. dass eine direkte Befüllung der genannten Gussbehältern inzwischen in der Schweiz genehmigungsfähig wäre.

8.1.3 Einschmelzen von aktivierten und kontaminierten Metallen

Ziel des Schmelzprozesses ist bisher das Abtrennen von Aktivierungsprodukten und Oberflächenkontamination, gegebenenfalls mit anschließender Freimessung der Giesslinge (oder zumindest deren Wiederverwendung in der Kerntechnik) und in Einzelfällen die Verbesserung des Oberflächen/Massen-Verhältnisses zur Reduktion der Gasproduktionsraten.

In der Praxis stehen dafür in Europa mehrere Anlagen zur Verfügung. Die Schmelzanlage CARLA (Centrale Anlage zum Recyclieren leichtaktiver Abfälle) in Krefeld (Deutschland) ist seit 1989 erfolgreich in Betrieb. Die Hauptziele der Anlage sind das Recyclieren von Metallen (wobei das Material im Geltungsbereich der nuklearen Gesetzgebung bleibt und nicht die Freigabekriterien erfüllen muss), die Volumenreduktion und die Dekontamination von metallischen radioaktiven Komponenten sowie der sichere Einschluss der Radioaktivität. Die Anlage der Firma CENTRACO (Marcoule, Frankreich) liefert ausschliesslich Produkte für die Wiederverwendung in der Kerntechnik, nicht zuletzt deshalb, weil in Frankreich das Prinzip der Inaktivfreigabe nicht angewendet wird.

Optionenvergleich

Gestützt auf die positiven Betriebserfahrungen der CARLA-Anlage für leichtaktive metallische Abfälle wurde untersucht, inwiefern eine nationales Schmelzwerk für höher aktivierte Abfälle aus der Schweiz sinnvoll zu realisieren und bzgl. der Entsorgung der radioaktiven Reststoffe sicherheitstechnische Vorteile bieten könnte.

In ihrer Studie über die Möglichkeiten und Randbedingungen der Minimierung von Oberfläche/Masse-Verhältnissen an metallischen radioaktiven Abfällen und über den Stand der Schweiz im internationalen Vergleich (Rüdebusch 2010) kommt die Nagra zu folgenden Ergebnissen:

Der Einschmelzprozess entspricht einem seit vielen Jahren (im nuklearen Bereich und im industriellen Massstab) weltweit erprobten Behandlungsverfahren für radioaktive metallische Reststoffe. Die spezifischen Oberflächen der Abfälle können mit diesem Verfahren zuverlässig minimiert werden, so dass die Gasproduktionsrate in einem geologischen Tiefenlager reduziert wird. Es wurde festgestellt, dass

- derzeit weltweit fünf Schmelzanlagen betrieben werden: SEG (Oak Ridge, USA), Studsvik (Nyköping, Schweden), Siempelkamp (Krefeld, Deutschland), ECOMET-S (St. Petersburg, Russland) und CENTRACO (Bagnols-sur-Cèze, Frankreich);
- die Schmelzmengen weltweit stark schwanken, aber davon ausgegangen werden kann, dass weltweit etwa 8'000 Tonnen radioaktive Metalle pro Jahr eingeschmolzen werden.

Die Motivation in der Schweiz für eine Metallbehandlung wäre die Reduktion der spezifischen freien Oberflächen zur Minimierung der Gasproduktionsrate, also die endlagergerechte Konditionierung. In anderen Ländern sprechen Gründe wie die Einsparung von Endlagervolumen und -kosten, die Dekontamination, die Verwertung im nuklearen Sektor (z.B. in Form von Abschirmungen bzw. Containern) oder die Rohstoffrückgewinnung für das Einschmelzen von Metallschrott aus kerntechnischen Anlagen.

Die Untersuchungen der Nagra zeigen, dass es in der Schweiz zwar geeignete, aber nur sehr kleine metallenthaltende und signifikant gasproduzierende Abfallströme gibt, welche die Annahmebedingungen von europäischen Anlagen erfüllen würden und dort – unter Einhaltung der nationalen und internationalen rechtlichen Randbedingungen – endlagergerecht konditioniert werden könnten.

Eine Auswertung des modellhaften Inventars für radioaktive Materialien (MIRAM 2008, vgl. Nagra 2008a) mit 142 Abfallsorten, Szenarium „50 Jahre Betrieb KKW“ zeigt, dass 14 signifikant gasproduzierende Abfallsorten 16'600 Tonnen schmelzbares Metall im Rohabfallanteil enthalten. Hiervon existieren bis heute tatsächlich nur etwa 2%, die massgeblichen Metallmengen fallen erst bei der Stilllegung von Kernanlagen an. Die spezifische Aktivität dieser Metalle im Rohabfallanteil beläuft sich im Mittel auf $7.2E+08$ Bq/kg (max. $8.9E+09$ Bq/kg) im Jahr 2050. Der Vergleich mit den radiologischen Annahmebedingungen verschiedener Behandlungsanlagen zeigt, dass allein im Hinblick auf die spezifische Aktivität des Abfalls 49% (aller vorhandenen bzw. zukünftigen Abfälle) in der ZWILAG Plasma-Anlage, 15% in der Schmelzanlage CENTRACO und 9% in der Schmelzanlage CARLA (Siempelkamp) behandelt werden könnten.

Machbarkeit einer Gemeinschaftsanlage

In Ergänzung der eigenen Abklärungen hat Nagra der Siempelkamp Nukleartechnik GmbH den Auftrag erteilt, die Machbarkeit einer schweizerischen Gemeinschaftsanlage im Rahmen einer Projektstudie für eine Schmelzanlage zur Behandlung radioaktiv kontaminierter und aktivierter metallischer Reststoffe zu untersuchen (Siempelkamp 2013). Verlangt wurden die Entwicklung einer Auslegung inklusive Kostenschätzung, die Definition von Annahmekriterien, ein Grobkonzept einer Rückstands- und Prozessabfallbehandlung sowie ein Transportkonzept. Die CARLA-Schmelzanlage wurde zu diesem Zweck als Referenzanlage betrachtet.

Die Schmelzbehandlung der radioaktiv belasteten metallischen (SMA-) Reststoffe zeichnet sich gegenüber einer Einlagerung von unbehandelten Abfällen durch folgende Vorteile aus:

- Volumenreduktion der einzulagernden metallischen Reststoffe
- Optimales Oberflächen/Massen-Verhältnis in Hinblick auf minimale Gasbildungsrate durch anaerobe Metallkorrosion
- Homogenisierung der Reststoffe mit der Möglichkeit einer qualifizierten Analytik
- sichere Einbindung der Restaktivität in die Metallmatrix
- Dekontamination von metallischen Reststoffen

Die Produkte aus der Schmelzbehandlung sind typischerweise zylindrische Metallblöcke mit ca. 1 Mg Gewicht (Ingot) sowie Sekundärabfälle wie Ofenschlacke und Filterstäube aus den Entstehungsanlagen. Insgesamt wird das Projekt einer schweizerischen Gemeinschaftsanlage für metallische radioaktive Abfälle durch die Autoren der Studie als machbar beurteilt.

Anmerkungen

Parallel dazu durchgeführte Abklärungen mit den Betreibern der Schweizer Kernkraftwerke zeigen, dass die Möglichkeiten zur Vermeidung und Verminderung von metallischen Abfällen bereits heute weitreichend ausgeschöpft werden, wobei das Ergebnis die angestrebte Volumenreduzierung (insbesondere von Grosskomponenten) auch die stoffliche Verwertung sein kann. Für schweizerische Verhältnisse wäre somit zu prüfen, ob und unter welchen Bedingungen leicht aktiviertes Metall nach dem Einschmelzprozess (und einer eventuellen Abklinglagerung) für nukleartechnische Anwendungen oder sogar im nichtnuklearen Stoffkreislauf wiederverwendet werden darf.

Schliesslich dürfte nach Meinung der Abfallverursacher die Schaffung von gesetzlichen Rahmenbedingungen bzw. zwischenstaatlichen Abkommen, die den Export von Abfällen zur entsprechenden Behandlung in einer ausländischen Anlage und die Wiedereinfuhr der radioaktiven Reststoffe ermöglicht, ebenfalls zur (Langzeit-) Sicherheit des geologischen Tiefenlagers beitragen.

8.1.4 Abklinglagerung und Freimessung

Die quantitativen Analysen des vorliegenden Berichts basieren grundsätzlich auf den Angaben für das modellhafte Inventar der radioaktiven Materialien gemäss MIRAM 2008 (Nagra 2008a) unter Berücksichtigung des Basisszenariums mit 50 Betriebsjahren der bestehenden Kernkraftwerke (ohne Wiederaufarbeitung nach Ablauf des gesetzlichen Moratoriums) und einer Sammelperiode für die MIF-Abfälle bis zum Jahr 2050.

Im Gegensatz dazu wurde die Überarbeitung des Projektberichts ab Juni 2013 zum Anlass genommen, die im vorliegenden Unterkapitel 7.1.3 (Abklinglagerung und anschliessende Freimessung) präsentierten Ergebnisse und Schlussfolgerungen entsprechend den provisorischen Daten für das modellhafte Inventar der radioaktiven Materialien entsprechend MIRAM 2012 (Nagra 2013) unter Berücksichtigung der voraussichtlich neuen (IAEA-) Freimessgrenzen zu aktualisieren.

Um die Forderung von Art. 25 des Strahlenschutzgesetzes (StSG) zu erfüllen, schreibt Artikel 85 der geltenden Strahlenschutzverordnung für Abfälle mit vergleichsweise kurzer Halbwertszeit ein Abklingen über eine voraussehbare Zeit von 30 Jahren in den Betrieben vor, in denen diese Abfälle entstehen. Das heisst, dass Abfälle, die spätestens 30 Jahre nach ihrer Entstehung aufgrund des radioaktiven Zerfalls aus dem Geltungsbereich des Strahlenschutzes fallen, von den radioaktiven Abfällen zu trennen sind, wenn keine gesamthaft günstigere Alternative für Mensch und Umwelt zur Verfügung steht (vgl. auch Abschn. 6.1.2).

Im Rahmen der Revision der Strahlenschutzverordnung (2013 – 2014) sollen in der Schweiz neue, international abgestützte Freimessgrenzen (IAEA 2011) übernommen werden. Als Konsequenz davon wird sich das Abfallvolumen der schwach- und mittelaktiven Abfälle (SMA) signifikant vergrössern.

Um zu prüfen, ob die temporäre Lagerung radioaktiver Abfälle mit vergleichsweise kurzer Halbwertszeit während bis zu 100 Jahren und eine anschliessende Weiterverwendung der abgeklungenen inaktiven Materialien eine gesamthaft für Mensch und Umwelt günstigere Lösung darstellt als die heutige Praxis, hat die Arbeitsgruppe des Bundes für die nukleare Entsorgung (Agneb) eine Untergruppe „Abklinglagerung“ eingesetzt.

Gegenstand der Untersuchung sind die Betriebsabfälle der Kernkraftwerke inklusive der so genannten Reaktorabfälle, die Betriebsabfälle der Forschungsanlagen sowie die Stilllegungsabfälle der Kernkraftwerke und der Forschungsanlagen. Die Untergruppe untersucht die Auswirkung einer verlängerten Abklinglagerung auf die Abfallinventare, Volumina und Massen – speziell unter Berücksichtigung einerseits der (StSV-) Freimessgrenzen der heute gültigen Strahlenschutzverordnung sowie andererseits der voraussichtlich neuen (IAEA-) Freimessgrenzen. Abgebrannte Brennelemente und Wiederaufbereitungsabfälle sind nicht Gegenstand der Prüfung. Die Untergruppe hat der Agneb im Herbst 2014 zu den Ergebnissen Bericht erstattet.

Freimessgrenzen

Für die Radionuklide gelten spezifische Freimessgrenzen (LE, Freimessgrenze für die spezifische Aktivität in Bq/kg und LA, Freimessgrenze für die absolute Aktivität in Becquerel). Die meisten radioaktiven Abfälle enthalten eine Vielzahl von Radionukliden, daher muss das Kriterium für das Nuklidgemisch in einem Gebinde mit radioaktiven Abfällen erfüllt sein.

Wie sich zeigt, ist die Abklinglagerung zur Freimessung von Abfällen schwierig bzw. unmöglich bei Anteilen langlebiger Nuklide mit kleinen LE oder bei einzelnen „exotischen“ Nukliden mit kleinen LE. Aufgrund der Aktivität und der Halbwertszeiten sind nur schwach- und mittelaktive Abfälle, die dem SMA-Lager zugeteilt werden, Erfolg versprechende Kandidaten für die Abklinglagerung, d.h. Betriebsabfälle (BA), Reaktorabfälle - aktivierte Komponenten (RA) und Stilllegungsabfälle (SA) aus den KKW's sowie Abfälle aus Medizin, Industrie und Forschung.

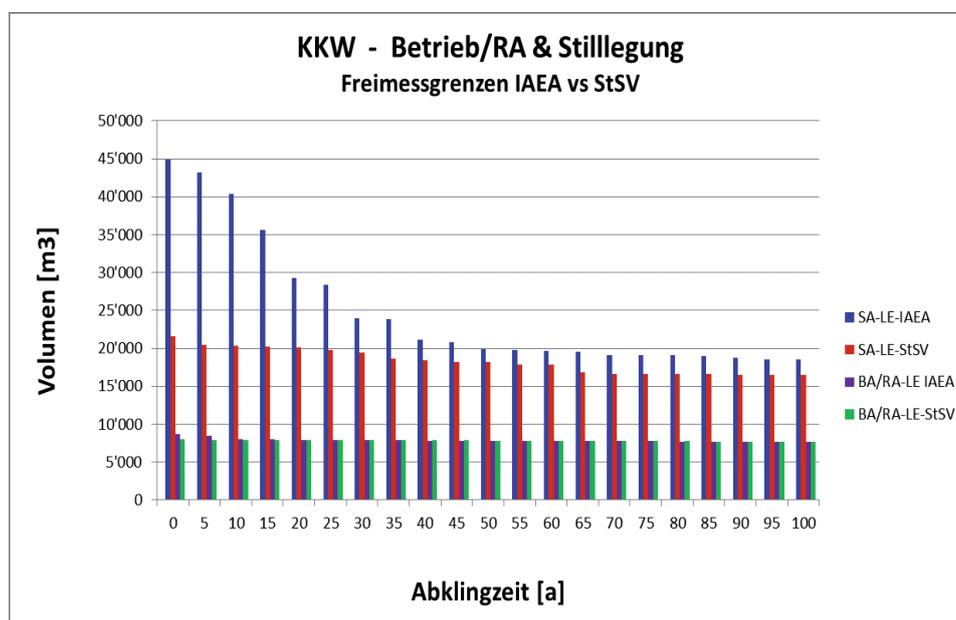
Abfälle aus Kernkraftwerken

Das volumetrische Einsparpotential für die schwach- und mittelaktiven Abfälle aus dem Betrieb (inklusive Reaktorabfälle) und der Stilllegung der Kernkraftwerke unter Berücksichtigung der geltenden (StSV-) bzw. voraussichtlich neuen (IAEA-) Freimessgrenzen ist als Funktion der Abklingzeit in Figur 8-3 dargestellt.

Die neuen, international abgestützten (IAEA-) Freimessgrenzen haben auf das Volumen der KKW-Stilllegungsabfälle einen sehr wesentlichen Einfluss: Zum Zeitpunkt der Entstehung der Abfälle beträgt dafür das Volumen 44'900 m³, was verglichen mit dem Abfallvolumen gemäss den geltenden (StSV-) Freigrenzen von 21'610 m³ einer Zunahme von ca. 108% entspricht. Nach einer Abklingzeit von 30 Jahren beträgt das Abfallvolumen entsprechend den (IAEA-) Freimessgrenzen 23'960 m³, verglichen mit 19'410 m³ gemäss den (StSV-) Freimessgrenzen; d.h. das Volumen der „endzulagernden“ KKW-Stilllegungsabfälle unter Voraussetzung der (IAEA-) Freimessgrenzen ist nach einer Abklingzeit von 30 Jahren noch ca. 24% grösser als unter Voraussetzung der geltenden (StSV-) Freimessgrenzen.

Dieses Ergebnis verdeutlicht klar die Bedeutung der geltenden regulatorischen Abklinglagerung von 30 Jahren für die Abfälle aus der Stilllegung der Kernkraftwerke. Hingegen zeigt sich, dass eine Verlängerung der Abklingzeit über 30 Jahre hinaus keinen massgebenden Einfluss auf das Volumen der „endzulagernden“ KKW-Stilllegungsabfälle hat.

Die genaue Analyse des Abfallinventars (auf der Grundlage MIRAM 2012) zeigt, dass für die Freimessung nach 30 Jahren insbesondere leicht aktivierter Stahl und aktivierter Beton aus der Stilllegung der Kernkraftwerke (plus möglicherweise gewisse Stilllegungsabfälle des ZWILAG) in Betracht fallen.



Figur 8-3 Volumen der für die geologische Tiefenlagerung erwarteten KKW-Abfälle unter Berücksichtigung der geltenden (StSV-) bzw. voraussichtlichen (IAEA-) Freimessgrenzen als Funktion der Abklingzeit nach Entstehung der Abfälle; Betriebsabfälle (BA) inklusive Reaktorabfälle (RA) und Stilllegungsabfälle (SA) sind separat ausgewiesen (Datengrundlage: Nagra 2012).

Figur 8-3 veranschaulicht als weiteres Ergebnis, dass sowohl die Voraussetzung der neuen (IAEA-) Freimessgrenzen als auch eine Abklingzeit von mehr als 30 Jahren keine signifikante Auswirkung auf das resultierende Volumen der Betriebs- und Reaktorabfälle haben.

Abfälle aus Grossforschungsanlagen

Bei den Abfällen aus Grossforschungsanlagen sind die Stilllegungsabfälle des PSI-West massgebend. Im Unterschied zu KKW-Abfällen handelt es sich bei den Forschungsabfällen vorwiegend um aktivierte Materialien, und das Verhältnis von Metall zu Beton ist hier grösser. Die meisten Metallkomponenten bestehen nicht aus einheitlichen Materialien, sondern aus Mischungen von Stahl, Kupfer, Aluminium usw., was in Hinblick auf die Abklinglagerung in den meisten Fällen eine Trennung der Metalle notwendig macht.

Mit den neuen (IAEA-) Grenzwerten liegt nach einer 30-jährigen Abklinglagerung ein etwa gleich grosses Volumen vor, wie zum Zeitpunkt der Abfallentstehung mit den heute gültigen (StSV-) Freigabewerten. Das ursprüngliche Volumen von ca. 22'750 m³ an radioaktivem Material reduziert sich nach 30-jähriger Abklinglagerung auf ca. 12'400 m³ an radioaktiven Abfällen; durch weitere 30 bzw. 60 Jahre Abklinglagerung würde sich das ursprüngliche Volumen nur noch um weitere 8% bzw. 5% reduzieren (vgl. Figur 8-4).

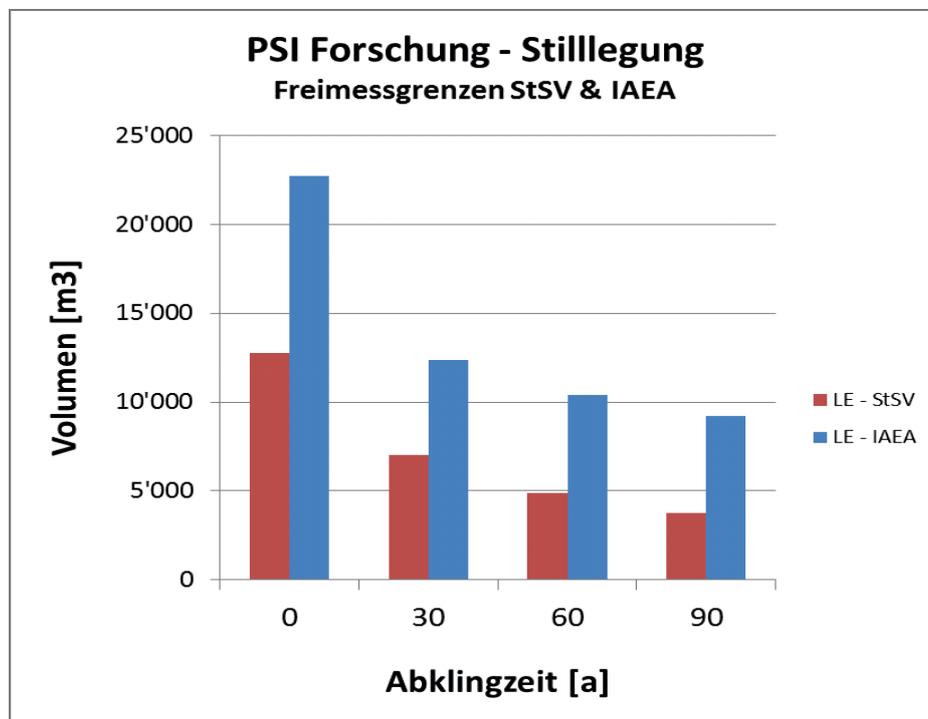
Hinsichtlich des metallischen Anteils ist der Reduktionsfaktor nach 30 Jahren über 50%, danach noch zusätzlich 10% (weitere 30 Jahre), bzw. weitere 6% (nochmals 30, also total 90 Jahre Abklingzeit).

Vorläufige Schlussfolgerung

Bezogen auf den Zeitpunkt ihrer Entstehung führen die neuen (IAEA-) Freimessgrenzen gegenüber der aktuellen (StSV-) Freimessgrenzen insgesamt ca. zu einer Verdoppelung des Volumens der „endzulagernden“ schwach- und mittelaktiven Abfälle (SMA).

Durch eine Abklinglagerung wird der entstehende Volumenzuwachs jedoch in erheblichem Masse kompensiert. Die konsequente Abklinglagerung über einen Zeitraum von 30 Jahren führt damit auch zu einer massgeblichen Reduktion gasbildender Materialien in einem geologischen Tiefenlager und ist deshalb in den Stilllegungsprojekten für Kernkraftwerke und Grossforschungsanlagen konsequent einzuplanen.

Hingegen trägt eine Verlängerung der Abklingzeit über 30 Jahre hinaus aller Voraussicht nach nicht wesentlich zu einer Volumenreduktion der „endzulagernden“ (KKW-) Abfälle bei.



Figur 8-4 Volumen der für die geologische Tiefenlagerung erwarteten (konditionierten) Abfälle aus der Stilllegung der PSI (West) - Forschungsanlage unter Berücksichtigung der geltenden (StSV-) bzw. voraussichtlichen (IAEA-) Freimessgrenzen als Funktion der Abklingzeit nach Entstehung der Abfälle (Datengrundlage: PSI 2014)

8.1.5 Nutzung ausländischer Verarbeitungsanlagen

Dort, wo im Ausland mit teilweise erheblichem Aufwand Behandlungsanlagen für spezielle Materialströme installiert worden sind, erscheint eine Nutzung dieser Anlagen für entsprechendes Material aus schweizerischen Anlagen sinnvoll, insbesondere, wenn es dort freie Verarbeitungskapazitäten geben sollte.

Bisher wird diese Alternative bereits für das Einschmelzen von Metallen und anschliessender Inaktiv-Freigabe der Giesslinge praktiziert. Im Gegensatz zu diesen Reststoffen wurden radioaktive Abfälle bisher noch nie aus Schweizer Kernanlagen zum Zweck der Konditionierung und anschliessender Rückführung der entstandenen Abfallprodukte ausgeführt.

Nach Aussagen der Betreiber wird die für derartige Fälle erforderliche spezielle zwischenstaatliche Vereinbarung gemäss Art. 34, Abs. 3 KEG als Hindernis angesehen.

8.2 Abgebrannte Brennelemente und verglaste hochaktive Abfälle

Im geologischen Tiefenlager haben die Lagerbehälter für abgebrannte Brennelemente und verglaste hochaktive Spaltproduktlösungen aus der Wiederaufarbeitung während der regulatorisch geforderten Einschlusszeit von mindestens 1'000 Jahren (ENSI 2009a) einen absoluten Einschluss der im HAA-Lager vorhandenen radioaktiven Stoffe zu gewährleisten. Im Referenzkonzept sind dafür Stahlbehälter vorgesehen. Durch die Behälter gelangen aber beträchtliche Mengen an korrodierbarem Material ins geologische Tiefenlager, welches das Verhalten des Barrierensystems beeinflussen kann.

Einerseits wirken sich die bei der anaeroben Behälterkorrosion sich einstellenden reduzierenden geochemischen Bedingungen günstig auf die Korrosionsbeständigkeit der Abfallmatrix (UO₂ bzw. Glas) aus und erhöhen die Rückhaltung von Redox-sensitiven Radionukliden im Barrierenmaterial des HAA-Nahfeldes, indem die Radionuklide in schwerlösliche und stark sorbierende chemische Verbindungen überführt werden. Dadurch wird die Radionuklidfreisetzung aus dem geologischen Tiefenlager massgeblich verringert.

Andrerseits stellt der dickwandige Lagerbehälter aus Stahl (nach heutiger Kenntnis: geschmiedeter Kohlenstoff-Stahl) im verschlossenen HAA-Lager wegen der anaeroben Korrosion eine sicherheitsrelevante Gasquelle dar (Nagra 2002b). Bei der Beurteilung des Entsorgungsnachweises HAA (Projekt Opalinuston) wurden deshalb von einigen Experten wichtige Fragen bezüglich der Wahl von Stahl als Behältermaterial aufgeworfen (vgl. Nagra 2008d). Unter anderem wurde gefragt, ob Wasserstoff, der durch Korrosion von Stahl in Kontakt mit gesättigtem Bentonit entsteht, nicht die Funktion der Opalinuston-Barriere negativ beeinflussen könnte. Es wurde empfohlen, andere Werkstoffe und/oder Auslegungskonzepte für die Behälter zu evaluieren.

Nach gründlichen Abklärungen kam Nagra's *Canister Material Review Board* (CMRB) trotzdem zum Schluss,

- *dass die Verwendung von in Bentonit eingebetteten Stahlbehältern als Teil des Mehrfachbarrierensystems mit Opalinuston als geologischer Barriere ein gangbarer Weg zur sicheren Endlagerung von BE/HAA darstellt – unter der Voraussetzung, dass sich die von der Nagra angegebenen maximal vertretbaren Wasserstoff-Bildungsraten auch in Zukunft bestätigen lassen* (Nagra 2009b).

Einige Aspekte im Zusammenhang mit dem Langzeitverhalten von Stahlbehältern würden nach weiteren Abklärungen verlangen, aber das CMRB fand keinen Grund, das auf Stahlbehältern basierende Multibarrierenkonzept der Nagra grundsätzlich in Frage zu stellen. Das CMRB stellte fest, dass das von der Nagra präsentierte Forschungsprogramm zur geologischen Tiefenlagerung (Nagra 2009c) sorgfältig geplant, effizient und realistisch sei. Innerhalb des Planungshorizonts für

die Erstellung eines schweizerischen geologischen Tiefenlagers für BE/HAA (vgl. Nagra 2008f) sei der von der Nagra vorgesehene Zeitplan für die Behälterentwicklung realistisch.

Während einerseits die Untersuchungen bzgl. der Entwicklung der näheren Umgebungsbedingungen und deren Einfluss auf das Korrosionsverhalten von Stahl konsequent weiter zu verfolgt seien, empfahl das CMRB umgehend ein umfassendes Programm einzuleiten, um technische Lösungen für die Herstellung, das Schweißen, die Oberflächenbehandlung und die Spannungsminimierung von dickwandigen Stahlbehältern zu evaluieren (vgl. Nagra 2009b).

Die Ergebnisse von Nagra's CMRB wurden am 25. Juni 2010 im Rahmen eines „internationalen Behälterseminars“ einem interessierten Publikum vorgestellt.

8.2.1 Alternative Behältermaterialien

Nagra's *Canister Material Review Board* (CMRB) hat in ihrer Studie folgende Alternativen zum Lagerbehälter aus Stahl betrachtet (vgl. Nagra 2009b):

- Aktive Metalle: Kupfer, Kupferummantelung
- Passive Legierungen (Schutzfilm): Rostfreie Stähle, Nickel- und Titanlegierungen,
- Fortgeschrittene Beschichtungen: Keramische Beschichtung, metallische Gläser

Kupferbehälter bzw. Kupferummantelung des inneren Stahlbehälters

Um genügend Handlungsspielraum zur Behälteroptimierung zu erhalten, hat die Projektantin (Nagra) im Rahmen des Entsorgungsnachweises (Projekt Opalinuston) neben dem Stahlbehälter für verbrauchte Brennelemente (BE) und verglaste hochaktive Abfälle (HAA) auch Lagerbehälter mit einer korrosionsresistenten Kupferummantelung und einem Einsatz aus Gusseisen vorgeschlagen (Johnson & King 2003).

Konzeptuell bietet der Einsatz aus Gusseisen mechanische Stabilität und die Kupferummantelung einen Schutz gegen Korrosion unter Tiefenlagerbedingungen, so dass nach heutigem Wissen eine Behälterlebensdauer von mindestens 100'000 Jahren vorausgesetzt werden darf.

In ihrer Beurteilung kommt Nagra's *Canister Material Review Board* (CMRB) deshalb zum Schluss, dass

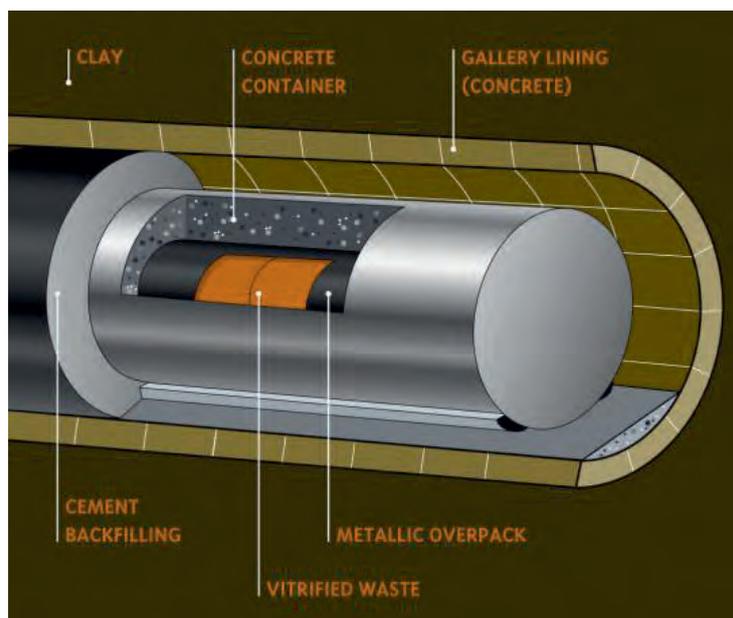
- Kupfer bzw. Stahl mit einer Kupferummantelung geeignete Ersatzmaterialien für BE bzw. HAA-Lagerbehälter darstellen, obschon die Verwendung von reinen Kupferbehältern möglicherweise zu einem Zulieferungsproblem (Kupferressourcen) bzw. entsprechend hohen Kosten führen könnte.
- Die thermodynamischen Eigenschaften von Kupfer verhindern zwar die Bildung von Wasserstoffgas im Kontakt mit Wasser, aber sicherheitsrelevante Aspekte in Zusammenhang mit mikrobiell induzierten Korrosionsprozessen, Lochfrass (*pitting corrosion*), Einfluss von Korrosionsprodukten auf die Bentonitverfüllung der Lagerstollen und spannungsinduziertem Behälterversagen sind vergleichbar mit denjenigen von Stahl.
- In Gegenwart von Sulfiden (gebildet durch Bakterien) wird Kupfer auf anoxische Korrosion anfällig; Wasserstoffgas wird dadurch wahrscheinlich nur in sehr geringen Raten gebildet.

Schliesslich beurteilt das CMRB die Strategie der Nagra als zielführend, sich in Bezug auf die Beurteilung von alternativen Kupferbehältern auf die umfassenden Arbeiten anderer Länder abzustützen, statt die entsprechenden Programme zu duplizieren (vgl. Nagra 2009b).

„Supercontainer“

In gewissen Ländern werden sogenannte „Supercontainer“ beispielsweise auf Zementbasis (ONDRAF/NIRAS 2011 – vgl. Figur 8-5 als Illustration des belgischen Behälterkonzepts) als Lagerbehälter für BE bzw. HAA evaluiert. Damit könnte die Stahlmenge und damit die Menge produzierter Korrosionsgase im geologischen Tiefenlager BE/HAA substanziell reduziert werden.

Es ist daher zu empfehlen, in Bezug auf das Konzept der „Supercontainer“ den heutigen Stand vom Technik und Wissenschaft auszuwerten und zu dokumentieren.



Figur 8-5 'Supercontainer' für die geologische Tiefenlagerung von verglasten Spaltproduktlösungen aus der Wiederaufarbeitung (waste category C); ONDRAF/NIRAS 2011, Waste plan for the long-term management of conditioned high-level and/or long-lived radioactive waste and overview of related issues, NIROND 2011-02, September 2011

Keramische Verbundstoffe

Im Fachgespräch vom 7. Oktober 2009 zwischen ENSI und Vertretern der EMPA (Prof. Th. Graule, J. Kübler, Labor für Hochleistungskeramik, vgl. ENSI 2009b) äusserten sich die Experten vorsichtig bzgl. der Möglichkeit von keramischen Lagerbehältern für hochaktive Abfälle. Die Entwicklung von keramischen Komponenten geht heute eher in Richtung „Funktionalität“ und weniger in Richtung „Struktur“.

Dabei weisen keramische Werkstoffe im Vergleich zu Kohlenstoffstahl in Hinblick auf die Lagerbehälter für hochaktive Abfälle gewisse vorteilhafte Eigenschaften auf:

- Korrosionsbeständig; keine Gasproduktion
- keine Wiederverwertbarkeit des Materials; geringer Materialwert
- inertes Material
- ähnliche Eigenschaften wie Umgebung; wenige störende Wechselwirkungen mit der Umgebung

Gegen die Verwendung von Keramik als Lagerbehälter für BE/HAA sprechen folgende Punkte:

- hohe Herstellungskosten
- grosse Herausforderung bei der Fertigungs- und Fügetechnik (Verschluss)
- keine plastische Deformierbarkeit
- geringe Schadenstoleranz auf lokale Spannungen bei der Herstellung

Die Experten sehen eher die Möglichkeit einer Kombination verschiedener Behältermaterialien – wobei Keramik eines dieser Materialien sein könnte.

Gegenwärtig beteiligt sich die Nagra am Keramikbehälter-Forschungsprogramm der französischen Endlagerorganisation (*Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs*, Andra).

Zusammenfassend empfiehlt sich, die Möglichkeiten einer Entwicklung von Lagerbehältern für BE/HAA auf der Basis von keramischen Werkstoffen zu evaluieren bzw. weiter zu verfolgen.

Fortgeschrittene Beschichtungen

In die Kategorie der fortgeschrittenen Beschichtungen für Lagerbehälter aus Stahl gehören beispielsweise keramische Beschichtungen und metallische Gläser. Diese Materialien kommen in der Natur vor und sind thermodynamisch stabil. Ihre Auflösungsrate in Wasser beträgt nur ein paar Millimeter in einer Million Jahre.

Transport- und Lagerbehälter für die geologische Tiefenlagerung

Die Möglichkeit einer Verwendung der Transport- und (Zwischen-) Lagerbehälter (TLB) als Behälter für die geologische Tiefenlagerung von verbrauchten Brennelementen wurde im Rahmen des Agneb-Forschungsprojekts „Lagerauslegung“ untersucht (Agneb 2014).

Die fachliche Diskussion hat gezeigt, dass eine direkte Endlagerung der TLB sicherheitstechnisch problematisch ist. Gründe dafür liegen insbesondere im massiven Gewicht der TLB (verglichen mit den aktuell geplanten Endlagerbehältern), in der notwendigen Vergrößerung der Einlagerungstollen in bautechnisch anspruchsvollem Gestein und der damit verbundenen Tiefenbeschränkung, der fehlenden Langzeitdichtheit des TLB über 1'000 Jahre, der massiv höheren Wärmeproduktion pro Einlagerungseinheit, der Notwendigkeit von zusätzlichen Massnahmen zur Vermeidung von Kritikalität sowie der grossen Menge an eingelagertem Metall (Gasbildung) und im TLB verarbeiteten organischen Material (Harze zur Neutronenabsorption).

8.3 Forschungs- und Entwicklungsprogramm der Nagra

Die Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (Nagra) hat die Aufgabe, in der Schweiz sichere geologische Tiefenlager für alle radioaktiven Abfälle vorzubereiten, die in der Schweiz anfallen. Es sind zwei Lager vorgesehen, eines für die schwach- und mittelaktiven Abfälle (SMA) und eines für die abgebrannten Brennelemente, die verglasten hochaktiven Abfälle und die langlebigen mittelaktiven Abfälle (BE/HAA/LMA).

Die Lagerrealisierung erfolgt in einem schrittweisen Prozess, der sich über mehrere Jahrzehnte erstreckt, was eine umfassende Planung der wissenschaftlichen und technischen Arbeiten erforderlich macht; diese Planung ist im Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrations-Plan ("Research, Development & Demonstration", engl. Abkürzung RD&D) dokumentiert (Nagra 2009c). Das Hauptziel des RD&D-Plans liegt in der Festlegung des Zwecks, des Umfangs, der Art und der zeitlichen Abfolge der verschiedenen zukünftigen RD&D-Aktivitäten, basierend auf den entsprechenden Anforderungen und Planungsannahmen für die Lagerrealisierung.

Im RD&D-Plan wird die Prüfung einer alternativen Bewirtschaftung organikahaltiger und metallischer (radioaktiver) Abfälle im Zusammenhang mit der Abfallkonditionierung und der Gasproduktion thematisiert. Der Entwicklung der Lagerbehälter für verglaste hochaktive Abfälle (HAA) und verbrauchte Brennelemente (BE) ist ein spezifischer Abschnitt des RD&D-Plans gewidmet.

Anhang A9 bringt die im vorliegenden Kapitel aufgeführten alternativen Abfallbehandlungsverfahren für organische bzw. metallische Abfälle sowie die Optionen bzgl. alternativen Behältermaterialien auszugsweise mit den entsprechend geplanten RD&D-Aktivitäten der Nagra in Verbindung.

9. Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Ziel der Arbeiten im Rahmen des Projekts „Abfallbewirtschaftung im Vergleich“ ist eine systematische und vergleichende Analyse der heutigen Praxis in der Bewirtschaftung von radioaktiven und nicht-radioaktiven Abfällen, insbesondere der Vergleich der Gesetzgebung für die Bewirtschaftung radioaktiver und nicht-radioaktiver Abfälle auf der Basis grundlegender Prinzipien der Abfallbewirtschaftung.

Das Projekt beinhaltet eine Bestandsaufnahme zur aktuellen Bewirtschaftung der radioaktiven und nicht-radioaktiven Abfälle sowie strategische und technisch-wissenschaftliche Überlegungen zur Bewirtschaftung der radioaktiven Abfälle, insb. zur Abfallminimierung, zum Umgang mit organikahaltigen radioaktiven Abfällen und zur Verbringung metallischer Werkstoffe in geologische Tiefenlager.

9.1 Vorbemerkung

Der Schweizerische Bundesrat hat am 28. August 2013 zum Entsorgungsprogramm der Entsorgungspflichtigen (Nagra 2008f) und zum Bericht zum Umgang mit den Empfehlungen in den Gutachten und Stellungnahmen zum Entsorgungsnachweis der Kernkraftwerkgesellschaften vom Oktober 2008 (Nagra 2008d) dem Antrag des Eidgenössischen Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK) vom 22. August 2013 entsprechend Stellung genommen (Bundesrat 2013). Als Auflage für das Entsorgungsprogramm 2016 und folgende hat der Bundesrat u. a. verfügt, dass die *Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle* (Nagra) zusammen mit dem Entsorgungsprogramm einen Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrations-Plan (RD&D-Plan) einzureichen hat. Darin sind Zweck, Umfang, Art und zeitliche Abfolge der zukünftigen RD&D-Aktivitäten sowie der Umgang mit bestehenden offenen Fragen zu dokumentieren (Auflage 6.1), wörtlich:

„Die Nagra hat zusammen mit dem Entsorgungsprogramm einen Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrations-Plan (RD&D-Plan) einzureichen. Darin sind Zweck, Umfang, Art und zeitliche Abfolge der zukünftigen RD&D-Aktivitäten sowie der Umgang mit bestehenden offenen Fragen zu dokumentieren. Es sind zusätzlich die Arbeiten zur Untersuchung der Langzeitstabilität von abgebrannten Brennelementen während der Zwischenlagerung, der Stand von Wissenschaft und Technik bezüglich Langzeitverhalten der Brennelement-Hüllrohre und die sich daraus ergebenden Konsequenzen auszuweisen. (...)“

Weiter hält der Bundesrat im Hinblick auf die Berücksichtigung von Erfahrung und des Standes von Wissenschaft und Technik (Auflage 6.5) das Folgende fest:

„Die Nagra hat in den nächsten Entsorgungsprogrammen aufzuzeigen, dass sie nach aktueller Erfahrung und dem Stand von Wissenschaft und Technik alle notwendigen Vorkehrungen getroffen hat, damit die gesetzlich festgelegten Schutzziele beim Bau, beim Betrieb und nach dem Verschluss eines geologischen Tiefenlagers erreicht werden. Im Hinblick auf einen zusätzlichen Gewinn für die Sicherheit sind angemessene Optimierungsmaßnahmen aufzuzeigen und zu prüfen. Die Angemessenheit ist dabei im Gesamtzusammenhang zu bewerten (d. h. unter anderem bezüglich Betriebssicherheit, Langzeitsicherheit, Transportsicherheit, Personendosen, Anfall neuer Abfälle, etc.).“

9.2 Allgemeine Schlussfolgerungen

In der Schweiz wird die Bewirtschaftung nicht-radioaktiver Abfälle im Umweltschutzgesetz, die Bewirtschaftung radioaktiver Abfälle im Kernenergie- bzw. Strahlenschutzgesetz geregelt. In der Umweltschutzgesetzgebung wird (falls das Material nicht verwertbar oder verbrennbar ist) von einer oberflächennahen Deponierung grosser Mengen von Abfällen (mehrere Mio. t/Jahr) ausgegangen, während nach den gesetzlichen Grundlagen (KEV) radioaktive Abfälle nur nach im Ein-

zelen genehmigten Verfahren und nur mit einer detaillierten, gebindebezogenen Dokumentation in das zukünftige geologische Tiefenlager eingelagert werden. Zur Erreichung der Schutzziele für die heutige und die zukünftige Bevölkerung ergeben sich wegen der grundlegend unterschiedlichen Konzepte im direkten Vergleich durchaus unterschiedliche Anforderungen – wie beispielsweise bei den organischen Abfällen oder den metallischen Werkstoffen.

Verschiedene Inhaltsstoffe der (schwach- und mittelaktiven) radioaktiven Abfälle sind von sicherheitsrelevanter Bedeutung, indem sie die Mobilität der Radionuklide erhöhen. Ein Beispiel dafür sind organische Stoffe, deren Degradationsprodukte in Form von Komplexbildnern die Löslichkeit der Radionuklide im Porenwasser des Barrierensystems erhöhen, die Rückhaltung (Sorption) der Radionuklide in den Barrieren des Tiefenlagers vermindern und die Zersetzung von Zement (als Barrierenmaterial) beschleunigen können.

Dazu kommen Materialien, die im Fall metallischer Werkstoffe durch anaerobe Korrosionsprozesse oder bei organischen Stoffen (unter gewissen Lagerbedingungen) durch mikrobiellen Abbau Gase produzieren. Die Abbauprodukte können die Wirkung der technischen und natürlichen Barrieren beeinträchtigen und dadurch die Freisetzung der Radionuklide aus einem Tiefenlager beschleunigen.

Somit ist eine Reduktion der in den radioaktiven Abfällen enthaltenen, gasbildenden metallischen bzw. organischen Inhaltsstoffe in Hinblick auf den langfristigen Sicherheitsnachweis für das geologische Tiefenlager grundsätzlich sicherheitsgerichtet.

Für nicht-radioaktive Abfälle gilt in Bezug auf den Organikagehalt ein verbindlicher und vom Deponietyp (Inertstoff-/Reststoff-/Reaktordeponie) abhängiger Grenzwert von 2 bzw. 5 Gew.-%. (TVA 1990). Für radioaktive Abfälle sind bzgl. geologischer Tiefenlagerung die organischen Stoffe zu minimieren, ohne dass dafür eine quantitative Beschränkung besteht (HSK 2007). Gemittelt über die schwach- und mittelaktiven Abfälle und die langlebigen mittelaktiven Abfälle (SMA+LMA) liegt der mittlere Anteil der organischen Stoffe deutlich unter 2 Gew.-%.

Gemäss Umweltschutzgesetz gelten Metalle als Rohstoffe, welche von den übrigen Abfällen zu trennen und der Verwertung zuzuführen sind. Die metallischen Komponenten der radioaktiven Abfälle sind jedoch häufig (durchgehend) aktiviert und eine entsprechende Wiederverwertung des Materials ist unter diesen Umständen nicht möglich.

9.3 Technische Verordnung über Abfälle

Die Technische Verordnung vom 10. Dezember 1990 über Abfälle (TVA) gilt - primär aus Sicht des Gewässer- und Bodenschutzes - für das Vermindern und Behandeln von (nicht-radioaktiven) Abfällen sowie das Errichten und Betreiben von Abfallanlagen. Juristische und fachliche Abklärungen im Rahmen der vorliegenden Arbeiten sind zum Schluss gekommen, dass radioaktive Abfälle nicht in den Geltungsbereich der Umweltschutzgesetzgebung fallen. Somit gilt die TVA in Hinblick auf die Bewirtschaftung von radioaktiven Abfällen auch nicht als konkretisierende Verordnung.

9.4 Entsorgungsnachweis und Endlagerfähigkeit

Für die Bewirtschaftung der radioaktiven Abfälle sind im Hinblick auf die heutige Praxis die folgenden Punkte festzuhalten:

- Der Nachweis über die grundsätzliche Machbarkeit der Entsorgung radioaktiver Abfälle in einem geologischen Tiefenlager innerhalb einer ausgewählten geologischen Formation wurde durch die Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (Nagra) erbracht und durch einen bundesrätlichen Entscheid bestätigt. Der Entsorgungsnachweis berücksichtigt explizit die konservativ abgeschätzten Auswirkungen von organischen Substanzen und metallischen Komponenten in den radioaktiven Abfällen auf der Grundlage der behördlich genehmigten (und angewendeten) Konditionierungsverfahren.

- Die Abfallproduzenten sind verpflichtet, entstehende Rohabfälle unter Anwendung behördlich genehmigter Verfahren ohne Verzug und so zu konditionieren, dass die resultierenden Abfallgebände die von der Nagra festgelegten Annahmebedingungen des geologischen Tiefenlagers erfüllen. Die Beurteilung der Endlagerfähigkeit in Hinblick auf eine Typengenehmigung wird auf Antrag der Abfallproduzenten für alle radioaktiven Abfälle, insbesondere auch für organikahaltige und metallische Abfälle, durchgeführt und von der Aufsichtsbehörde geprüft.

Auf diesen Grundlagen ist die geologische Tiefenlagerung der radioaktiven Abfälle aller zu betrachtenden Kategorien (d.h. kurzlebige schwach- und mittelaktive Abfälle, langlebige mittelaktive Abfälle und hochaktive Abfälle bzw. verbrauchte Brennelemente) als grundsätzlich machbar und in Hinblick auf den Betrieb und den Nachbetrieb des Lagers als für Mensch und Umwelt sicher zu beurteilen. Zusätzliche Massnahmen in Bezug auf eine alternative Behandlung spezifischer Abfälle sind daher im Prinzip nicht notwendig.

9.5 Optimierung

Die gesetzlich geforderte Überprüfung von bestehenden Erfahrungen und des Stands von Wissenschaft und Technik sowie das behördliche Optimierungsgebot verlangt, dass bei Entscheiden im Rahmen der Projektierung, des Baus und Betriebs (inklusive des Verschlusses) eines geologischen Tiefenlagers Alternativen im Hinblick auf die Optimierung der Betriebs- und Langzeitsicherheit abzuwägen sind.

Die Forderung beinhaltet, dass die radiologischen Auswirkungen durch das geologische Tiefenlager und seine Oberflächenanlagen so weit zu reduzieren sind, wie dies nach dem Stand von Wissenschaft und Technik möglich und zumutbar ist. Die Optimierung betrifft jedoch nicht nur den Betrieb und den Nachbetrieb des geologischen Tiefenlagers, sondern auch die Behandlung, Zwischenlagerung und den Transport der radioaktiven Abfälle.

Dieser Anspruch steht im Einklang mit der Verfügung des Bundesrates vom 28. August 2013 zum Entsorgungsprogramm der Entsorgungspflichtigen. Darin wird u. a. verlangt, dass die Nagra in den zukünftigen Entsorgungsprogrammen aufzuzeigen hat, dass sie nach aktueller Erfahrung und dem Stand von Wissenschaft und Technik alle notwendigen Vorkehrungen getroffen hat, damit die gesetzlich festgelegten Schutzziele beim Bau, beim Betrieb und nach dem Verschluss eines geologischen Tiefenlagers erreicht werden. In Hinblick auf einen zusätzlichen Gewinn für die Sicherheit sind angemessene Optimierungsmassnahmen aufzuzeigen und zu prüfen. Die Angemessenheit ist dabei im Gesamtzusammenhang zu bewerten (d. h. unter anderem bezüglich Betriebsicherheit, Langzeitsicherheit, Transportsicherheit, Personendosen, Anfall neuer Abfälle usw.).

Die folgenden Projektempfehlungen sind somit im Sinne der bundesrätlichen Verfügung und des behördlichen Optimierungsgebots zu verstehen.

9.6 Projektempfehlungen

9.6.1 Organische Abfälle

In Bezug auf organische Abfälle und in Hinblick auf die zentralen Fragestellungen des Projekts sind Ionenaustauscherharze (IAH) und Konzentrate aus dem Betrieb der bestehenden Kernkraftwerke massgebend. Sie können nach Aufsättigung des verschlossenen Tiefenlagers (unter für Mikroben vorteilhaften Lagerbedingungen) durch mikrobiellen Abbau zur Produktion von Gasen beitragen, durch komplexierende Abbauprodukte die Mobilität der Radionuklide erhöhen und unter Umständen zu einer beschleunigten Degradation der Zementbarrieren im Nahfeld führen. Allerdings ist die Gasproduktion der organischen Materialien im Vergleich zur Gasproduktion der

metallischen Abfallkomponenten inklusive metallischen Einbauten im geologischen Tiefenlager von untergeordneter Bedeutung.

Als technische Massnahmen zur Reduktion der IAH-Mengen stehen in den KKW ein optimaler Reaktorbetrieb (d.h. dichter Brennstoff) und der Einsatz von adäquaten (korrosionsresistenten) Werkstoffen im Vordergrund.

Im Zusammenhang mit der Verfügung des Bundesrates zur unbefristeten Betriebsbewilligung des Kernkraftwerks Beznau (2004) hat die damalige Betreiberin (Nordostschweizerische Kraftwerken NOK) im dafür geforderten Bericht festgehalten, dass Ionenaustauscherharze (IAH) mit der Plasma- bzw. Pyrolysetechnik grundsätzlich thermisch so behandelt werden können, dass Rückstände ohne organische Bestandteile resultieren. Allerdings hätten sich die in der Schweiz praktizierten Konditionierungsverfahren für die radioaktiven IAH sich seit vielen Jahren bewährt. Eine thermische Behandlung der IAH und die Überführung der anfallenden Asche in eine chemisch stabile Form mit anschliessender Konditionierung ohne Verwendung von organischen Materialien sei zurzeit nicht möglich und dränge sich weder hinsichtlich behördlicher Vorgaben noch der Endlagerung auf. Diese Einschätzung wurde von der damaligen Aufsichtsbehörde (HSK) im Jahr 2006 bestätigt.

Im Rahmen des vorliegenden Projekts hat die Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (Nagra) die weltweit existierenden und angewendeten Verfahren zur Mineralisierung organischer Stoffe in radioaktiven Abfällen zusammengestellt, den aktuellen Stand von Wissenschaft und Technik dokumentiert und die Behandlungsmöglichkeiten für IAH aus schweizerischen KKW evaluiert. Gestützt auf die Besuche von bestehenden Anlagen und Fachgespräche mit Entwicklern von thermischen Behandlungsverfahren kommt die Nagra zum Schluss, dass

- das Plasma-Verfahren technisch zwar geeignet wäre, die stark kontaminierten Ionenaustauscherharze zu behandeln, die Auslegung des ZWILAG deren Behandlung aus Strahlenschutz- und wartungstechnischer Sicht jedoch nicht zulässt,
- das Verbrennungsverfahren zwar am besten erforscht ist, aber für die hoch mit Aktivität beladenen Schweizer Harze ungeeignet ist
- die endotherme, anaerobe Pyrolyse grundsätzlich eine geeignete Methode darstellt, um höher radioaktive organische Materialien zu mineralisieren.

Die Pyrolyse ist unter anderem bereits realisiert worden in Form eines Wirbelbettverfahrens mit anschliessender Dampfreformierung (THOR, USA), in Form eines Kugelrührbettverfahrens (NUKEM, Deutschland) und in Form eines Drehrohrofens (IRIS, Frankreich).

Damit zeigen die Betrachtungen aus Sicht der Nagra, dass das Pyrolyseverfahren bei der Frage nach einer Technologie, welche hoch mit Aktivität beladene IAH aus schweizerischen KKW zuverlässig mineralisieren könnte, im Vergleich mit anderen Methoden (beispielsweise Plasma- oder Verbrennungsverfahren) das Verfahren der Wahl ist.

Projektempfehlung: Die Arbeiten der Entsorgungspflichtigen im Hinblick auf eine vertiefte Auswertung und sicherheitstechnische Beurteilung von heute verfügbaren technischen Verfahren zur Vermeidung bzw. Reduktion von organischen Stoffen in schwach- und mittelaktiven Abfällen sind weiter zu führen. Die Bedingungen des schweizerischen Entsorgungskonzepts sind dabei angemessen zu berücksichtigen. Ein allfälliges Optimierungspotential ist auch in Hinblick auf bereits konditionierte Abfälle zu bewerten. Eine erweiterte Nutzung der bestehenden Plasma-Anlage (ZWILAG) zur Elimination bzw. Mineralisierung von organischen Stoffen ist zu prüfen. Die Ergebnisse sind im Entsorgungsprogramm 2016 zu dokumentieren.

9.6.2 Metallische Abfälle

Bei den metallischen schwach- und mittelaktiven Abfällen (SMA) handelt es sich vorwiegend um Stilllegungsabfälle aus Eisen oder Stahl aus Kernkraftwerken und Grossforschungsanlagen (PSI, CERN). Sie tragen im überwiegenden Mass zur Gasbildung im geologischen (SMA-) Tiefenlager bei, wobei für die Gasproduktion anteilmässig der eigentliche Rohabfall massgebend ist, während die Metallkomponenten der Lagercontainer und Abfallgebilde weniger ins Gewicht fallen.

Der Einschmelzprozess entspricht weltweit einem seit vielen Jahren im nuklearen Bereich und im industriellen Massstab erprobten Behandlungsverfahren für radioaktive metallische Reststoffe. Aktivierte Nichteisenmetalle können durch das Schmelzverfahren von einem Grossteil der enthaltenen Radioaktivität befreit und freigemessen werden, während bei den grossen Mengen an aktivierten Eisenmetallen eine Abtrennung der radioaktiven Eisen-, Kobalt- und Nickelisotope schmelzmetallurgisch nicht möglich ist. Das Umschmelzen führt jedoch zu einem günstigen Oberflächen/Massen-Verhältnis und damit zu einer geringeren Gasproduktionsrate für die metallischen Abfälle.

In Bezug auf die Möglichkeiten und Randbedingungen der Minimierung von Oberfläche/Masse-Verhältnissen von metallischen radioaktiven Abfällen und über den Stand der Schweiz im internationalen Vergleich kommt die Nagra im Rahmen des vorliegenden Projekts zum Ergebnis, dass radioaktive Metalle aus unterschiedlichsten Gründen behandelt werden, zumeist aber um Endlagervolumen (und entsprechend Kosten) einzusparen, und dies nach Möglichkeit dadurch, dass die Produkte im nuklearen Sektor verwertet werden oder sogar für die nicht nukleare Metallindustrie sicher freigegeben werden können.

In der Praxis stehen für das Einschmelzen in Europa mehrere Anlagen zur Verfügung. Beispielsweise sind die Hauptziele der Schmelzanlage CARLA (Centrale Anlage zum Recyclieren leichtaktiver Abfälle, Krefeld, Deutschland) das Recyclieren von Metallen (wobei das Material im Geltungsbereich der nuklearen Gesetzgebung bleibt und nicht die Freigabekriterien erfüllen muss), die Volumenreduktion und die Dekontamination von metallischen radioaktiven Komponenten sowie der sichere Einschluss der Radioaktivität. Andererseits liefert die Anlage der Firma CENTRACO (Marcoule, Frankreich) ausschliesslich Produkte für die Wiederverwendung in der Kerntechnik, nicht zuletzt deshalb, weil in Frankreich das Prinzip der Inaktivfreigabe nicht angewendet wird.

Die Untersuchungen der Nagra haben ferner gezeigt, dass es in der Schweiz zwar geeignete, aber nur sehr kleine metallenthaltende und signifikant gasproduzierende Abfallströme gibt, welche die Annahmebedingungen von europäischen Anlagen erfüllen würden und dort – unter Einhaltung der nationalen und internationalen rechtlichen Randbedingungen – endlagergerecht konditioniert werden könnten. Deshalb wird die Möglichkeit der Bereitstellung einer entsprechenden Infrastruktur in der Schweiz durch die Entsorgungspflichtigen geprüft.

Metallische Rohabfälle sind für das Prinzip der Abfallvermeidung durch Freimessung besonders gut geeignet, da der freimessbare Anteil durch verschiedene (Vor-) Behandlungsverfahren deutlich erhöht werden kann. Kontaminierte Metalle können zum Beispiel durch Dekontamination mit mechanischen und/oder chemischen Verfahren von der anhaftenden Radioaktivität befreit werden.

Eine konsequente Ausnutzung der gesetzlich zulässigen Zeitperiode für die Abklinglagerung lässt bei den zu erwartenden grossen Mengen eisenhaltiger Stilllegungsabfälle eine gegenüber der bisherigen Planung deutlich grössere Menge freimessbaren Materials erwarten. Dadurch kann im Idealfall die Erhöhung der Materialmenge, die sich aus der in Vorbereitung befindlichen Anpassung der Strahlenschutzverordnung (sprich Revision der Freimessgrenzen) ergeben, kompensiert werden.

Durch eine Abklinglagerung über eine regulatorisch erlaubte Abklingzeit von 30 Jahren hinaus wäre nicht zu erwarten, dass sich die Entsorgungssituation für Abfälle aus dem Betrieb und der

Stilllegung der KKW und Grossforschungsanlagen (die einen grossen Teil von metallischen Komponenten beinhalten) signifikant ändert.

Projektempfehlung: Die Arbeiten der Entsorgungspflichtigen im Hinblick auf eine vertiefte Auswertung und sicherheitstechnische Beurteilung von heute verfügbaren technischen Verfahren zur Vermeidung bzw. Reduktion von metallischen Materialien in schwach- und mittelaktiven Abfällen ist weiter zu führen. Die Entsorgungspflichtigen haben bei der Aktualisierung ihrer Stilllegungspläne eine konsequente Ausnutzung der gesetzlich zulässigen maximalen Abklingzeiten für die Freimessung zu berücksichtigen. Auch im Falle zukünftiger, weiterer Anpassungen der einschlägigen Grenzwerte sind deren Auswirkungen bei der nächstfolgenden Aufdatierung zu berücksichtigen. Die Ergebnisse sind im Entsorgungsprogramm 2016 zu dokumentieren.

9.6.3 Hochaktive Abfälle

Bei den hochaktiven Abfällen (HAA – verbrauchte Brennelemente und verglaste Spaltproduktlösungen aus der Wiederaufarbeitung) stammt 98% der produzierten Gesamtgasmenge von den Lagerbehältern aus geschmiedetem (Kohlenstoff-) Stahl. Deren Vorteile liegen in der einfachen Herstellung und dem Verschluss, der mechanische Stabilität sowie der Handhabung (insbesondere Rückholbarkeit). Unter Umständen kann den Stahlbehältern auch eine Funktion als Element der Langzeitmarkierung eines geologischen Tiefenlagers HAA zukommen.

Andrerseits führt die anaerobe Korrosion der Behälter zu stark reduzierenden geochemischen Bedingungen im HAA-Nahfeld, welche sich günstig auf die Korrosionsbeständigkeit der Abfallmatrix (UO₂ bzw. Glas) und die Rückhaltung von Redox-sensitiven Radionukliden im Barrierenmaterial des HAA-Nahfeldes auswirken.

Als Massnahme zur Reduktion der produzierten Gasmenge steht die Verwendung alternativer Behältermaterialien wie Kupferummantelung oder keramische Werkstoffe im Vordergrund. Die Entsorgungspflichtigen haben entsprechende Abklärungen veranlasst. Ebenfalls prüfungswert scheint die Behälteroption eines ‚Supercontainers‘ – beispielsweise auf der Basis von Zement.

Projektempfehlung: Die Arbeiten der Entsorgungspflichtigen im Hinblick auf eine vertiefte Auswertung und sicherheitstechnische Beurteilung in Bezug auf die Verwendung von alternativen Materialien bei der Herstellung von Lagerbehälter für verbrauchte Brennelemente und verglaste hochaktive Abfälle sind weiter zu führen. Die Bedingungen des schweizerischen Entsorgungskonzepts sind dabei angemessen zu berücksichtigen. Die Ergebnisse sind im Entsorgungsprogramm 2016 zu dokumentieren.

9.7 Internationale Perspektive

Die Nuclear Energy Agency (NEA) der Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) hat 2010 eine Studie in der Absicht veröffentlicht, die Bewirtschaftung von radioaktiven Abfällen vorurteilsfrei und sachlich einzuschätzen, erstens durch eine Gegenüberstellung der Eigenschaften von radioaktiven und chemotoxischen Abfällen zusammen mit den Grundsätzen und Strategien für deren Handhabung und Entsorgung, und zweitens durch eine vergleichende Analyse der Abfälle aus den voraussichtlich wichtigsten, zukünftigen Technologien zur Erzeugung von Elektrizität mit vergleichsweise tiefen Emissionen von Kohlendioxid: Kernkraft vs. Kohlekraft mit Abscheidung und Speicherung von Kohlendioxid.

Gemäss der Studie gibt es in den OECD-Ländern gute Beispiele dafür, dass sowohl chemotoxische als auch radioaktive Abfälle sicher entsorgt werden können. Allerdings nimmt die Bevölkerung den Umgang mit chemotoxischen und radioaktiven Abfällen als eine risikobehaftete Aktivität wahr. Während weltweit eine grosse Zahl untertägiger Deponien für chemotoxische Abfälle existieren, stehen heute nur wenige (meist oberflächennahe) Einrichtungen für die Entsorgung von schwach- und mittelaktiven Abfällen zur Verfügung – und dies obschon die entsprechenden Entsorgungskonzepte viele Gemeinsamkeiten aufweisen. Es wird daher der Schluss gezogen, dass

ökonomische und andere Beweggründe die sozio-politischen Hürden für die Entsorgung chemotoxischer Abfälle offenbar effizienter verringern können als dies für radioaktive Abfälle der Fall ist.

Obschon zunehmend als wichtig erachtet, wird gemäss Umfrage im Rahmen des vorliegenden Projekts die Thematik einer ‚konsistenten‘ Abfallbewirtschaftung (radioaktive vs. nicht-radioaktive Abfälle) in anderen Ländern durch die nationalen Entsorgungsorganisationen und Aufsichtsbehörden bisher kaum proaktiv bearbeitet.

9.8 Abschliessende Kommentare

Die Bewertung alternativer Abfallbehandlungskonzepte muss über die Betrachtung von Einzelprozessen hinausgehen kann nur auf der Grundlage einer umfassenden Sicherheits- und Risikoanalyse hinsichtlich Betriebs- und Langzeitsicherheit abgewickelt werden. Eine derartige Analyse wurde im Rahmen des vorliegenden Projekts (Bestandsaufnahme) nicht durchgeführt.

Die Frage, ob organische und metallische Abfallkomponenten im geologischen Tiefenlager eingebracht oder durch Behandlung der Abfälle minimiert bzw. eliminiert werden sollen, benötigt letztlich eine abwägende Diskussion. Die grundsätzlich vielversprechende thermische Behandlung von typischen schweizerischen Ionenaustauscherharzen erfordert einen fernbedienten Betrieb in einer so genannten „Heissen Zelle“. Die bislang weltweit einzigen Anlagen mit thermischen Verfahren mit dieser Technik sind die Verglasungsanlagen der Wiederaufarbeitungsanlagen. Falls eine Anwendung dieser Technologie für die Behandlung von Ionenaustauscherharzen (IAH) geplant ist, sind die erwarteten Verbesserungen bei der geologischen Tiefenlagerung dieses Materials mit den potentiellen radiologischen Risiken zu vergleichen, die durch den Betrieb und den Rückbau der neuen Anlagen, sowie die notwendigen zusätzlichen Transporte von mittelradioaktiven Flüssigkeiten für das Betriebspersonal und die Bevölkerung zu erwarten sind. Ähnliche Betrachtungen sind für die Aufarbeitung aktivierter und kontaminierter Metalle anzustellen (Geckeis H. & Kienzler B. 2013).

10. Referenzen

- Agneb 2014 Forschungsprogramm Radioaktive Abfälle 2013-2016, Arbeitsgruppe des Bundes für die nukleare Entsorgung, 16. Mai 2014.
- BAFU 2014 Haltung des BAFU betreffend der Anwendbarkeit der TVA auf Tiefenlager für radioaktive Abfälle, Abteilung Abfall und Rohstoffe, 12. Mai 2014
- BFE 2011 Anwendungsbereich der TVA bezgl. radioaktiver Abfälle/geologischer Tiefenlager, Sektion Kernenergie- und Rohrleitungsrecht, 26. Mai 2011.
- Bundesrat (2013) Verfügung zum Entsorgungsprogramm 2008 der Entsorgungspflichtigen, 28. August 2013
- Eckhardt A. & Covelli, B.(2007) Projektantrag „Abfallbewirtschaftung im Vergleich“ der KSA zuhanden des BFE, KSA 21/189
- ELFB 1996 Verfahren zur (provisorischen) Endlagerfähigkeitsbescheinigung (Ausführungsbestimmungen für das ELFB- und pELFB-Verfahren), 10. Dezember 1996.
- ENSI (2009a) Spezifische Auslegungsgrundsätze für geologische Tiefenlager und Anforderungen an den Sicherheitsnachweis, Richtlinie ENSI-G03, Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, Brugg April 2009.
- ENSI (2009b) Protokoll des Fachgesprächs über keramische Lagerbehälter für radioaktive Abfälle (Abfallbewirtschaftung im Vergleich), ENSI AN-7078, EMPA, Labor für Hochleistungskeramik, Dübendorf (7. Oktober 2009).
- ENSI (2010) Sicherheitstechnisches Gutachten zum Vorschlag geologischer Standortgebiete, Sachplan geologische Tiefenlager, Etappe 1, ENSI 33/070, Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, Brugg.
- ENSI (2012) Stellungnahme zu NTB 08-02 "Bericht zum Umgang mit den Empfehlungen in den Gutachten und Stellungnahmen zum Entsorgungsnachweis", ENSI 35/114, Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, Brugg.
- Geckeis H. & Kienzler B. (2013) Karlsruhe Institut für Technologie (KIT), Institut für Nukleare Entsorgung (INE), Private Mitteilung, 16. September 2013
- HSK (2005) Gutachten zum Entsorgungsnachweis der Naqra für abgebrannte Brennelemente, verglaste hochaktive sowie langlebige mittelaktive Abfälle (Projekt Opalinuston), HSK 35/99, Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, Würenlingen, 2005.
- HSK (2007) Anforderungen an die Konditionierung radioaktiver Abfälle, Richtlinie für die schweizerischen Kernanlagen HSK-B05/d inkl. Erläuterungsbericht, Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, Würenlingen, 2007.
- IAEA (2002) Application of Ion Exchange Processes for the Treatment of Radioactive Waste and Management of Spent Ion Exchangers, International Atomic Energy Agency, Technical Report Series No. 408, Vienna.
- IAEA (2003) Predisposal Management of Low and Intermediate Level Radioactive Waste, Safety Guide, International Atomic Energy Agency, Safety Standards Series No. WS-G-2.5, Vienna.
- IAEA (2004) Predisposal Management of Organic Radioactive Waste, International Atomic Energy Agency, Technical Report Series No. 427, Vienna.

- IAEA (2006a) Application of Thermal Technologies for Processing of Radioactive Waste, International Atomic Energy Agency, IAEA-TECDOC-1527, Vienna.
- IAEA (2006b) Development of Specifications for Radioactive Waste Packages, International Atomic Energy Agency, IAEA-TECDOC-1515, Vienna.
- IAEA (2011) International Basic Safety Standards, International Atomic Energy Agency, INTERIM EDITION, Vienna.
- Johnson, L.H. & King, F. (2003) Canister options for the direct disposal of spent fuel. Nagra Technical Report NTB 02-11. Nagra, Wettingen.
- KEV (2004) Kernenergieverordnung vom 10.12.2004. KEV, Systematische Sammlung des Bundesrechts SR 732.11, Schweiz.
- KKB (2005) Bericht über die Realisierbarkeit einer thermischen Behandlung von radioaktiven Ionenaustauscherharzen, Technische Mitteilung TM-021-R05004, Nordostschweizerische Kraftwerke AG/ Kemkraftwerk Beznau, Dezember 2005.
- Matzner, A. (2008) Evaluation von Methoden zur Mineralisierung organischer radioaktiver Materialien wie Ionenaustauscherharze, Nagra Arbeitsbericht NAB 08-20, Wettingen.
- Nagra (2002a) Projekt Opalinuston: Konzept für die Anlage und den Betrieb eines geologischen Tiefenlagers – Entsorgungsnachweis für abgebrannte Brennelemente, verglaste hochaktive sowie langlebige mittelaktive Abfälle Nagra Technischer Bericht 02-02, Wettingen.
- Nagra (2002b) Project Opalinus Clay: Safety Report, Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis). Nagra Technical Report NTB 02-05, Wettingen.
- Nagra (2002c) Project Opalinus Clay: Models, codes and data for safety assessment, Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis). Nagra Tech. Rep. NTB 02-06. Nagra, Wettingen, Switzerland.
- Nagra (2004) Effects of post-disposal gas generation in a repository for spent fuel, high-level waste and long-lived intermediate-level waste sited in Opalinus Clay, Nagra Tech. Rep. NTB 04-06. Nagra, Wettingen, Switzerland.
- Nagra (2008a) Modellhaftes Inventar für radioaktive Materialien (MIRAM 2008), Textband und Beilage 1 (Abfallsorten-Berichte), Nagra Technischer Bericht 08-06, Wettingen.
- Nagra (2008b) Vorschlag geologischer Standortgebiete für das SMA- und HAA-Lager: Begründung der Abfallzuteilung, der Barriersysteme und der Anforderungen an die Geologie, Bericht zur Sicherheit und technischen Machbarkeit, Nagra Technischer Bericht 08-05, Wettingen.
- Nagra (2008c) Effects of post-disposal gas generation in a repository for low- and intermediate-level waste sited in the Opalinus Clay of Northern Switzerland, Nagra Technical Report NTB 08-07, Wettingen.
- Nagra (2008d) Bericht zum Umgang mit den Empfehlungen in den Gutachten und Stellungnahmen zum Entsorgungsnachweis, Nagra Technischer Bericht NTB 08-02, Wettingen.

- Nagra (2008e) Effects of post-disposal gas generation in a repository for low- and intermediate-level waste sited in the Opalinus Clay of Northern Switzerland. Nagra Technical Report NTB 08-07. Nagra, Wettingen, Switzerland.
- Nagra (2008f) Entsorgungsprogramm 2008 der Entsorgungspflichtigen, Nagra Technischer Bericht NTB 08-01, Wettingen.
- Nagra (2009a) Organika und Metalle in den radioaktiven Abfällen der Schweiz gemäss modellhaftem Inventar der radioaktiven Materialien (MIRAM 2008) Nagra AN 09-21, D. Suter, Science Solutions, März 2009
- Nagra (2009b) A Review of Materials and Corrosion Issues Regarding Canisters for Disposal of Spent Fuel and High-level Waste in Opalinus Clay, Nagra Technical Report 09-02, January 2009.
- Nagra (2009c) The Nagra Research, Development and Demonstration (RD&D) Plan for the Disposal of Radioactive Waste in Switzerland, Nagra Technical Report 09-06, November 2009.
- Nagra (2013) Modellhaftes Inventar für radioaktive Materialien (MIRAM 2012), Nagra Arbeitsbericht NAB 13-39, Wettingen.
- NEA (2004) Removal of Regulatory Controls for Materials and Sites, National Regulatory Positions, RWMC Regulator's Forum, OECD Nuclear Energy Agency, Paris.
- OECD (2010) Radioactive Waste in Perspective. Nuclear Energy Agency, Organisation for Economic Co-operation and Development, NEA No. 6350, Paris (France).
- ONDRAF/NIRAS (2011) Waste plan for the long-term management of conditioned high-level and/or long-lived radioactive waste and overview of related issues, NIROND 2011-02 (E), September 2011.
- Rüdebusch, A. (2010) Reduktion der Gasbildung in einem geologischen Tiefenlager: Studie über Möglichkeiten und Randbedingungen der Minimierung von Oberfläche/Masse-Verhältnissen an metallischen radioaktiven Abfällen und Stand der Schweiz im internationalen Vergleich, Nagra, Wettingen.
- Siempelkamp (2013) Projektstudie für eine Schmelzanlage zur Behandlung radioaktiv kontaminierter bzw. aktivierter metallischer Reststoffe, Ch. Ferrière & T. Kluth, Siempelkamp Nukleartechnik. Nagra Arbeitsbericht NAB 13-55, Nagra, Wettingen.
- TVA 1990 Technische Verordnung über Abfälle, SR 814.600, 10. Dezember 1990 (Stand am 1. Juli 2011).
- ZWILAG (2009) Abfallannahmebedingungen für die Behandlungsanlagen, Technische Spezifikation (TS) ZWI 4440/D0003, Zwischenlager Würenlingen AG, Würenlingen



***Abfallbewirtschaftung im Vergleich; Projektantrag der
KSA zuhanden des BFE, A. Eckhardt & B. Covelli,
KSA 21/189, 17. Juli 2007***



Würenlingen, 17. Juli 2007

Abfallbewirtschaftung im Vergleich

Projektantrag der KSA zuhanden des BFE

Im Auftrag der KSA erarbeitet von A. Eckhardt und B. Covelli

Modern acceptance criteria for radioactive waste disposal include requirements for a minimum organic content in final waste package (IAEA 2004)

1 Zusammenfassung

Bei radioaktiven Abfällen, Siedlungs- und Sonderabfällen wirken grundsätzlich die gleichen chemischen und biologischen Mechanismen, so dass sich diese Abfälle langfristig ähnlich verhalten.

Die Bewirtschaftung radioaktiver Abfälle ist in der Kernenergie- und Strahlenschutzgesetzgebung, die Bewirtschaftung von Siedlungs- und Sonderabfällen in der Umweltschutzgesetzgebung geregelt. Ein Vergleich beider Regelungsbereiche und aus den rechtlichen Vorgaben abgeleiteter Forderungen zeigt weitgehende Übereinstimmung, aber auch einige Inkonsistenzen auf. Diese Inkonsistenzen betreffen vor allem den Organikagehalt von Abfällen, die einer definitiven Lagerung zugeführt werden, sowie das Verdünnungs- und Vermischungsverbot.

Inkonsistenzen sind aus verschiedenen Gründen zu vermeiden:

1. Sie führen zu verschiedenen Sicherheitsstandards und damit möglicherweise zu Ungleichbehandlung und Ungerechtigkeiten.
2. Sie gefährden die Glaubwürdigkeit der für die Abfallbewirtschaftung verantwortlichen Institutionen, was zu Problemen und Misserfolgen bei Bewilligungsverfahren führen kann, beispielsweise bei Rahmenbewilligungsverfahren für geologische Tiefenlager.
3. Sie können zur Nachbehandlung von Abfällen und Sanierungsmassnahmen für Endlagerstätten führen, die sicherheitsrelevante Auswirkungen haben und zusätzliche Kosten, z.B. Schadenersatzforderungen, verursachen.

Zu den von Organika in radioaktiven Abfällen ausgehenden Risiken bestehen zahlreiche Unsicherheiten, z.B. zur Art und Dynamik des mikrobiellen Abbaus und dem Zusammenwirken von mikrobiellen Aktivitäten und Radioaktivität. Bisher wurde diesen Unsicherheiten durch konservative Annahmen und Worst-case-Szenarien bei der Sicherheitsanalyse begegnet. Dabei verbleiben jedoch Ungewissheiten – vor allem aufgrund der ungenügend bekannten Prozesse und aufgrund von Modellunsicherheiten.

Verteiler KSA: Mitglieder, Sekretäre, Archiv
 HSK: Direktor, Chef SITE
 BFE: W. Bühlmann, M. Aebersold

verteilt am: 19.07.2007

Gegenwärtig besteht die Tendenz, Unsicherheiten durch Anwendung des Vorsorgeprinzips und Forderung nach Robustheit zu begegnen. Dies bedeutet unter anderem, Gefahrenpotenziale, wie sie Organika in radioaktiven Abfällen beinhalten, zu vermeiden statt deren möglichen Auswirkungen zu begrenzen. Das mit Organika verbundene Gefahrenpotenzial kann beispielsweise vermieden werden, indem die entsprechenden Abfälle in eine inerte Form überführt werden.

Auch zur Verdünnung und Vermischung von Schadstoffen bestehen noch wesentliche offene Fragen. Ergänzungsbedürftig sind heute vor allem die Kenntnisse zur Ökotoxizität von freigesetzten Stoffen aus Lagerstätten und deren Auswirkungen. Neue Erkenntnisse legen aber auch ein Überdenken der Risiken für die menschliche Gesundheit dar.

Die KSA empfiehlt daher, die bestehenden Inkonsistenzen näher zu untersuchen, Massnahmen zur Behebung der Inkonsistenzen zu entwickeln und deren Umsetzung in die Wege zu leiten. Für das weitere Vorgehen legt sie einen Projektvorschlag vor.

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	1
2	Ausgangslage	3
3	Projektantrag der KSA	3
4	Regulierung	4
4.1	Vergleich bestehender Regelungen	4
4.2	Regelung in der Richtlinie B-05 der HSK	5
4.3	Fazit	7
5	Risiken des Organikagehalts von Abfällen	8
6	Umgang mit Risiken des Organikagehalts von Abfällen	9
7	Schlussfolgerungen der KSA	11
8	Projektskizze	11
8.1	Inhalt	11
8.2	Termine	13
8.3	Finanzierung	13
9	Quellen	14
Anhang 1:	Prinzipien der Abfallbewirtschaftung im Vergleich	17
Anhang 2:	Abfallleitbild und -konzept des Bundes	27
Anhang 3:	Organikagehalt radioaktiver Abfälle - Literaturrecherche des KSA-Sekretariats zu den bisherigen Aktivitäten der KSA	31

2 Ausgangslage

Bei der Bewirtschaftung verschiedener Abfallarten, z.B. schwachaktiver Abfälle und chemo-toxischer Sonderabfälle, stellen sich grundsätzlich ähnliche Probleme. Vor allem seit Mitte der achtziger Jahre des letzten Jahrhunderts wurden in der Gesetzgebung und strategischen Dokumenten, beispielsweise in Abfallleitbildern, Prinzipien einer "guten" Abfallbewirtschaftung formuliert, z.B. das Verdünnungsverbot.

Aus historischen Gründen ist die Abfallbewirtschaftung in zwei unterschiedlichen Gesetzgebungs-bereichen geregelt, der Umweltschutzgesetzgebung einerseits und der Strahlenschutz- und Kernenergiegesetzgebung andererseits. Auch die Zuständigkeiten für die Abfallbewirtschaftung sind unterschiedlich verteilt. Beim Bund sind sie beispielsweise beim Bundesamt für Umwelt BAFU resp. beim BFE und der HSK angesiedelt.

Vielfach werden in beiden Gesetzgebungs-bereichen ähnliche Grundsätze verfolgt. In den letzten Jahren fand die KSA jedoch verschiedentlich Hinweise auf Inkonsistenzen.

Inkonsistenzen sind vor allem aus drei Gründen zu vermeiden:

1. Sie führen zu verschiedenen Sicherheitsstandards (und damit möglicherweise zu Ungleichbehandlung und Ungerechtigkeiten).
2. Sie gefährden die Glaubwürdigkeit der für die Abfallbewirtschaftung verantwortlichen Institutionen, was zu Problemen und Misserfolgen bei Bewilligungsverfahren führen kann, namentlich bei Rahmenbewilligungsverfahren für geologische Tiefenlager.
3. Sie können zur Nachbehandlung von Abfällen und Sanierungsmassnahmen für Endlagerstätten führen, die sicherheitsrelevante Auswirkungen haben und zusätzliche Kosten, z.B. Schadenersatzforderungen, verursachen.

Die KSA regt daher an, die Frage der Konsistenz der Bewirtschaftung von radioaktiven Abfällen und anderen Abfallarten im Hinblick auf sicherheitsrelevante Fragen der Abfallbewirtschaftung eingehender zu untersuchen und bei Bedarf Handlungsempfehlungen zu entwickeln. Als Richtschnur gilt, dass für beide Regelungsbereiche die gleichen naturwissenschaftlichen Phänomene wirksam sind und für beide der aktuelle Stand von Wissenschaft und Technik umgesetzt werden sollte.

3 Projektantrag der KSA

Im vorliegenden Projektantrag werden

- Konsistenzen und Inkonsistenzen in der Abfallbewirtschaftung identifiziert;
- Hinweise auf die sicherheitstechnische und ökologische Relevanz der aufgezeigten Inkonsistenzen gegeben;
- ein Vorgehensvorschlag für ein Projekt "Abfallbewirtschaftung im Vergleich" vorgelegt, das darauf abzielt, die bestehenden Inkonsistenzen zu beheben resp. zu vermindern.

Mit dem Projekt "Abfallbewirtschaftung im Vergleich" soll letztlich die Sicherheit der geologischen Tiefenlagerung gewährleistet werden. In den folgenden Betrachtungen wird daher von konditionierten, verfestigten radioaktiven Abfällen ausgegangen. Die Prozesse der Abfallentstehung, -sammlung, -konditionierung und -zwischenlagerung werden nicht eingehender betrachtet.

4 Regulierung

4.1 Vergleich bestehender Regelungen

Die Bewirtschaftung radioaktiver Abfälle ist in der Kernenergie- und Strahlenschutzgesetzgebung, die Bewirtschaftung von Siedlungsabfällen und chemotoxischen Sonderabfällen in der Umweltschutzgesetzgebung geregelt. Die Umweltschutzgesetzgebung und die Gesetzgebung im Bereich der chemotoxischen Sonderabfälle gelten explizit nicht für radioaktive Abfälle. Diese Tatsache ist vor allem historisch bedingt: Bei der Ausarbeitung der Umweltschutzgesetzgebung existierten bereits Regelungen für radioaktive Abfälle, die als genügend wirksam beurteilt wurden.

Anhang 1 enthält einen Vergleich beider Gesetzgebungsbereiche. Als Grundlage für diesen Vergleich hat die KSA grundlegende Prinzipien der Abfallbewirtschaftung identifiziert. Die Begründungen für diese Prinzipien sind in Anhang 1 aufgeführt.

Aus dem Vergleich ergeben sich verschiedene Hinweise auf mögliche Inkonsistenzen:

- Das Verursacherprinzip ist konsequent in der Gesetzgebung verankert, wird allerdings unterschiedlich interpretiert: Das Umweltschutzgesetz verpflichtet die Verursacher dazu, die Kosten allfälliger Massnahmen, insbesondere auch bei der Sanierung von Altlasten, zu tragen. Das Kernenergiegesetz verpflichtet die Verursacher dazu, die Entsorgung selbst zu übernehmen, die dazu notwendigen Kosten zu tragen und zudem für die "rechtzeitige" Bereitstellung eines geologischen Tiefenlagers besorgt zu sein.
- Das Verdünnungs- und Vermischungsverbot lässt sowohl in der Umweltschutz- als auch in der Strahlenschutz- und Kernenergiegesetzgebung Ausnahmen zu, wobei die Konsistenz dieser Ausnahmeregelungen eine genauere fachtechnische Überprüfung erfordert.
- Das Verbrennungsgebot für Abfälle mit organischem Inhalt ist ausschliesslich in der Umweltschutzgesetzgebung enthalten.
- Nur die Umweltschutzgesetzgebung schliesst die Deponierung organischer Materialien weitgehend aus.

In Anhang 2 sind wichtige Grundsätze und Zielsetzungen im Bereich der Abfallbewirtschaftung von Siedlungsabfällen und Sonderabfällen enthalten, wie sie der Bund in Abfallleitbildern und -konzepten formuliert hat. Ein Vergleich zur Bewirtschaftung radioaktiver Abfälle zeigt wiederum markante Unterschiede beim Organikagehalt von Abfällen, die der endgültigen Deponierung zugeführt werden, auf. Zudem sind im Abfallleitbild des Bundes von 1986 Qualitätsziele für endlagerfähige Produkte gefordert. Hier besteht nach Ansicht der KSA bei den radioaktiven Abfällen noch Handlungsbedarf, der über die derzeit in der Richtlinie B-05 der HSK enthaltenen Anforderungen hinausgeht.

Für die kommenden Jahre zeichnen sich bei der Bewirtschaftung von Siedlungs- und Sonderabfällen folgende Anforderungen ab:

- Die Abfallbewirtschaftung ist zunehmend als Teil einer Ressourcenbewirtschaftung zu betrachten.
- Der Schutz von Mensch und Umwelt wird – beispielsweise dem Vorsorgeprinzip folgend – weiter optimiert, muss sich aber gleichzeitig auch an der Dimension "Wirtschaftlichkeit" der Nachhaltigkeit messen.
- Gesellschaftlichen Fragen wird stärkeres Gewicht beigemessen. Dabei gewinnen unter anderem partizipative Verfahren an Bedeutung.

4.2 Regelung in der Richtlinie B-05 der HSK

In der Richtlinie B-05, "Anforderungen an die Konditionierung radioaktiver Abfälle", der HSK vom Februar 2007 (vgl. HSK 2007) sind umfassende Anforderungen an Abfallgebinde festgelegt:

4 Anforderungen an Konditionierverfahren und Abfallgebinde

...

4.1.5 Abfallprodukte

Die Abfallprodukte müssen von fester oder verfestigter Form sein, welche

- a. unter den erwarteten Bedingungen mindestens bis zur erfolgten geologischen Tiefenlagerung intakt bleibt;
- b. schwer dispergierbar ist;
- c. gegenüber wässrigen Medien resistent ist;
- d. schwer brennbar ist;
- e. möglichst geringe Anteile an organischen Materialien enthält;
- f. möglichst wenige Leerräume enthält.

...

4.2.1.5 Nukleare Kritikalität

Innerhalb von Abfallgebinden darf unter keinen realistischereise anzunehmenden Umständen ein Zustand der nuklearen Kritikalität eintreten.

4.2.1.6 Chemische Reaktivität

Das Abfallgebinde darf keine Stoffe oder Stoffgemische in Mengen enthalten, welche unter realistischereise anzunehmenden Umständen

- a. explosiv oder selbstentzündlich sind, oder
- b. über chemische Reaktionen, etwa Korrosions- oder Gärprozesse mit Gasentwicklung, qualitätsbeeinträchtigend wirken und derart die Einhaltung der Abfallgebindingespezifikation gefährden können.

4.2.1.7 Wärmeentwicklung und -beständigkeit

Die Eigenschaften der Komponenten des Abfallgebindinges dürfen durch interne Wärmelasten (Zerfallswärme, Abbinden der Matrix) nicht wesentlich verschlechtert werden.

4.2.1.8 Strahlungsbeständigkeit

Die Komponenten des Abfallgebindinges sind derart zu wählen, dass sie durch die interne Strahlenbelastung mindestens bis zur erfolgten geologischen Tiefenlagerung keine signifikanten Schäden erfahren.

4.2.1.9 Brennbarkeit und organische Stoffe

Die Anteile brennbarer und organischer Stoffe im Abfallgebinde sind, auch im Hinblick auf die Sicherheit bei dessen geologischer Tiefenlagerung, zu minimieren.

4.2.1.10 Beständigkeit gegen zerfallsbedingte Gasentwicklung

Der Aufbau von Zerfalls-, Spalt- und Radiolysegasen darf die Qualität und Integrität des Abfallgebindinges nicht beeinträchtigen. Allenfalls sind geeignete Gegenmassnahmen zu treffen (z.B. Beschränkung des Aktivitätgehalts im Abfallprodukt, Wahl optimaler Matrix- und Verpackungsmaterialien, Verzicht auf Füllmaterialien, Entlüftung).

4.2.1.11 Beständigkeit gegen mikrobielle Angriffe

Die Komponenten des Abfallgebindinges müssen gegen mikrobielle und mikrobiell induzierte Angriffe möglichst resistent sein.

2004 veröffentlichte die International Atomic Energy Agency IAEA einen Bericht zur Behandlung radioaktiver Abfälle: Predisposal Management of Organic Radioactive Waste (IAEA 2004). Von den darin angesprochenen sicherheitsrelevanten Fragen werden in der Richtlinie direkt behandelt: Brennbarkeit (Kapitel 4.1.5 d, 4.2.1.9), mikrobieller Abbau (4.2.1.11), nukleare Kritikalität (4.2.1.5) und Explosionsgefährlichkeit (4.1.1 g, 4.2.1.6). Zudem existiert eine Vorgabe zu Radiolysegasen (4.2.1.10), nicht aber zu weiteren Eigenschaften von Radiolyseprodukten, wie z.B. korrosionsfördernder Wirkung. In sehr allgemeiner Form wird die Chemotoxizität organischer Komponenten (4.1.1. g) erwähnt. Gemäss (IAEA 2004) handelt es sich dabei um ein seltenes Problem.

Im Anhang der Richtlinie sind diese Punkte nur bedingt umgesetzt, indem zwei organische Abfallmatrizen, nämlich Kunststoffmatrizen und Bitumenmatrizen, zugelassen werden:

Anhang 3: Charakterisierung von Gebindekomponenten

Teil A: Abfallmatrizen

Für die üblichen Arten von Abfallmatrizen sind im Rahmen der Spezifikation eines Abfallgebindetyps bzw. der Dokumentation von Abfallgebinden mit Einzelgenehmigung die nachstehend aufgeführten Parameter anzugeben. Richt- und Erfahrungswerte sind in 4.2.2.3 definiert. Weitergehende Erläuterungen zu den Parametern und deren Bewertung sind Anhang 4 zu entnehmen.

Bei anderen Abfallmatrizen ist die Wahl der Parameter mit der HSK abzusprechen.

1. Zementmatrizen

- a. Druckfestigkeit: Richtwert minimal 10 MPa;
- b. Mittlere Auslaugraten über 150 Tage bei $22 \pm 4^\circ\text{C}$ für Co-60 und Cs-137 (oder andere dominante Nuklide) in Deionat und gipsgesättigtem Wasser: Erfahrungswert unter $5 \cdot 10^{-6}$ m/d;
- c. Wasserbeständigkeit bei $22 \pm 4^\circ\text{C}$: Richtwert positiver Befund;
- d. Sulfatbeständigkeit bei $22 \pm 4^\circ\text{C}$: Richtwert positiver Befund.

2. Kunststoffmatrizen (Duroplaste)

- a. Druckfestigkeit;
- b. Flamm- und Brennpunkt;
- c. Zündpunkt;
- d. Mittlere Auslaugraten über 150 Tage bei $22 \pm 4^\circ\text{C}$ für Co-60 und Cs-137 (oder andere dominante Nuklide) in Deionat und gipsgesättigtem Wasser: Erfahrungswert unter $5 \cdot 10^{-6}$ m/d;
- e. Wasserbeständigkeit bei $22 \pm 4^\circ\text{C}$: Richtwert positiver Befund;
- f. Sulfatbeständigkeit bei $22 \pm 4^\circ\text{C}$: Richtwert positiver Befund.

3. Bitumenmatrizen

- a. Flamm- und Brennpunkt;
- b. Zündpunkt;
- c. Viskosität;
- d. Mittlere Auslaugraten über 150 Tage bei $22 \pm 4^\circ\text{C}$ für Co-60 und Cs-137 (oder andere dominante Nuklide) in Deionat und gipsgesättigtem Wasser: Erfahrungswert unter $5 \cdot 10^{-6}$ m/d;
- e. Wasserbeständigkeit bei $22 \pm 4^\circ\text{C}$: Richtwert positiver Befund;
- f. Sulfatbeständigkeit bei $22 \pm 4^\circ\text{C}$: Richtwert positiver Befund.

Duroplaste sind temperaturfeste, nicht mehr schmelzbare Kunststoffe, die in der Regel durch ein einmaliges Vernetzen von Härter und Harz erzeugt werden. Viele Duroplaste weisen eine gute chemische Beständigkeit auf. Langfristig können sie durch radioaktive Strahlung und Mikroorganismen zersetzt werden.

Auch Bitumen gelten als beständig gegen chemische Abbauprozesse, können jedoch durch eine grosse Zahl weit verbreiteter Mikroorganismen, z.B. Bakterien, Pilze und Hefen, zersetzt

werden (vgl. Nagra 1984a). Im Rahmen einer Dissertation an der Universität Zürich wurde die Abbaurrate von Bitumen unter für Endlagerbedingungen typischen Verhältnissen untersucht. Der Autor kam zum Schluss, dass eine Bitumenabbaurrate in der Grössenordnung von 0.3 bis 0.8 Massenprozent pro 1'000 Jahre zu erwarten sei.

Auch bei den Erläuterungen zu den Parametern wird von organischen Abfallmatrizen ausgegangen:

Anhang 4: Erläuterungen zu Parametern

...

Flamm- und Brennpunkt

Flamm- und Brennpunkt von Abfallmatrizen mit nennenswerten organischen Anteilen charakterisieren das Verhalten von Abfallmatrizen im Sinne der Kriterien „Wärmebeständigkeit, Brennbarkeit und organische Stoffe“ aus Kapitel 4.2. Für diese Fälle werden a priori keine Richt- oder Erfahrungswerte angegeben. Die HSK prüft die nach anerkannten Verfahren jeweils ermittelten Werte im Einzelfall auf Kompatibilität mit den sicherheitstechnischen Anforderungen, die sich aus dem gesamten Entsorgungskonzept ergeben.

Zündpunkt

Die Zündpunktbestimmung bei Abfallmatrizen mit nennenswerten organischen Anteilen gibt Aufschluss über die Selbstentzündbarkeit bei thermischer Belastung und, falls mittels einer Thermoanalyse durchgeführt, auch über die Wärmetönung der entsprechenden Zersetzungsreaktion. Bezüglich der einzuhaltenden Werte gelten dieselben Festlegungen wie für den Flamm- und Brennpunkt. Eine separate Bestimmung ist nicht erforderlich, wenn nachgewiesen wird, dass der Zündpunkt höher liegt als der Flammpunkt.

Die Richtlinie enthält zudem kaum Verweise auf die besonderen Anforderungen, die sich in einem geologischen Tiefenlager stellen. Die allgemeine Anforderung

4.1.3 Robustheit

Die Konditionierung hat derart zu erfolgen, dass die getroffenen Massnahmen zur Barrierenwirkung des Tiefenlagers beitragen.

etwa wird in der Richtlinie nicht explizit konkretisiert.

1993 nahm die Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit im Auftrag der HSK eine Bewertung von Zement und organischen Stoffen als Matrixmaterial zur Konditionierung von schwach- und mittelaktiven Abfällen vor. Die Autoren kamen zum Schluss, dass eine "weder eine für alle Abfallarten gültige globale Wertung noch eine alle Kenngrössen abdeckende Einzelbewertung" möglich sei. Bei Bitumenmatrizen wurden neun Kenngrössen negativ bewertet, darunter die radiolytische und mikrobielle Gasbildung. Bei Styrol wurde zu fünf Kenngrössen eine negative Bewertung abgegeben, darunter der mikrobiellen Gasbildung, während bei Zement vier Bewertungen negativ ausfielen (GRS 1993: 80 f).

In den vergangenen 15 Jahren wurde das Langzeitverhalten diverser Matrixmaterialien bei der Deponierung von Sonderabfall in verschiedenen weiteren Forschungsprojekten untersucht. Diese Erkenntnisse müssen bei den neuen Bewertungen berücksichtigt werden.

4.3 Fazit

Bei der Bewirtschaftung radioaktiver Abfälle einerseits sowie von Siedlungsabfällen und chemotoxischen Sonderabfällen andererseits zeichnen sich vor allem in folgenden Bereichen Inkonsistenzen ab, die näher untersucht werden sollten:

- In der Umweltschutzgesetzgebung sowie im Abfallleitbild des Bundes wird die Verbrennung organikahaltiger Abfälle konsequent gefordert. Die Deponierung nennenswerter Mengen an organischen Materialien ist nicht zulässig, Grenzwerte für den maximalen Gehalt an organischen Anteilen für Deponiestoffe sind festgelegt. Die Kernenergie- und Strahlenschutzgesetzgebung dagegen lässt die geologische Tiefenlagerung organikahaltiger Abfälle – und weiterer nicht inerter Materialien – zu.
- Das Verdünnungs- und Vermischungsverbot lässt sowohl in der Umweltschutz- als auch in der Strahlenschutz- und Kernenergiegesetzgebung Ausnahmen zu, wobei die Konsistenz dieser Ausnahmeregelungen eine genauere fachtechnische Überprüfung erfordert.

Zudem gewinnen die drei Nachhaltigkeitsdimensionen, Schutz von Mensch und Umwelt, Wirtschaftlichkeit und Berücksichtigung gesellschaftlicher Anforderungen, bei der Abfallbewirtschaftung zunehmend konkrete Bedeutung. Bei der Entsorgung radioaktiver Abfälle rücken dadurch neue Fragen in den Vordergrund, z.B. zu Monitoring von geologischen Tiefenlagern und Rückholbarkeit, zum Schutz nichtmenschlicher Lebensformen oder zur intergenerationellen Gerechtigkeit.

Im Folgenden wird die Tiefenlagerung organikahaltiger Abfälle eingehender behandelt.

5 Risiken des Organikagehalts von Abfällen

Organika in radioaktiven Abfällen stammen entweder aus dem Abfall selbst, z.B. Ionentauscherharzen aus der Wasserreinigung, oder werden bei der Konditionierung eingebracht, z.B. bei der Verfestigung mit Bitumen. Bei festen radioaktiven Abfällen ist der Gehalt an chemotoxischen Organika gemäss (IAEA 2004: 6) im Allgemeinen gering und stand bis jetzt bei Risikobewertungen nicht im Vordergrund.

Feste oder verfestigte Abfälle, die Organika enthalten, sind brennbar, falls deren Gehalt an organischen Materialien genügend hoch ist. Werden brennbare Abfälle keiner gezielten Behandlung durch Verbrennung zugeführt, muss bei einer Lagerung die Frage des Brand-schutzes immer im Auge behalten werden.

Langfristig sicherheitsrelevant ist primär die Zersetzung organischer Substanzen, die vor allem auf mikrobiellen Abbau zurückgeht. Zusätzlich kann Radiolyse einen Beitrag zum Abbau organischer Stoffe leisten.

Die typischen Phasen und Produkte mikrobiellen Abbaus sind bei Deponien für Siedlungsabfälle verhältnismässig gut untersucht (vgl. z.B. Sarsby 2000: 284; Miller 2003). Beim mikrobiellen Abbau von Organika können sich Gase, Flüssigkeiten und Wärme entwickeln. Durch Volumenreduktion entstehen Hohlräume; in Deponien kann es zu Setzungen kommen. Insbesondere die Gasentwicklung stellt eine Gefährdung der technischen und geologischen Barrieren dar. Der sich aufbauende Gasdruck kann beispielsweise in Tiefenlagern zur Rissbildung im Wirtsgestein führen oder technische Barrieren beschädigen. Zudem sind Brand- und Explosionsgefahr möglich (vgl. IAEA 2004). Falls Gase, die durch mikrobiellen Abbau von Organika entstanden sind, aus einem geologischen Tiefenlager entweichen, ist damit zu rechnen, dass diese Gase primär ^{12}C und ^3H in die Biosphäre transportieren (IAEA 2004: 9).

Welche Zwischenprodukte sich bei mikrobiellem Abbau, insbesondere durch strahlungsresistente Mikroorganismen, bilden, ist bisher trotz intensiver Untersuchungen wenig bekannt¹. Durch die Bildung von Zwischenprodukten können sich die chemischen

¹ Kürzlich wurden beispielsweise verschiedene Arten von Pilzen beschrieben, welche offenbar in der Lage sind, mit Hilfe eines in die Zellwand eingelagerten Mantels von Melanin, die Energie ionisierender Strahlung in eine für den Organismus verwertbare Form umzuwandeln (Dadachova 2007).

Eigenschaften im Nahfeld von Radionukliden verändern. So ist etwa die Mobilisierung von Radionukliden infolge Sauerstoffzehrung, pH-Änderungen und Komplexbildungen möglich. Radionuklide können als lösliche Komplexverbindungen aus Stoffwechselprodukten von Mikroorganismen ihre Mobilität stark verändern (Nagra 1984b). Darüber hinaus wird die Wirksamkeit von Barrieren unter Umständen auch durch mikrobiell verursachte Korrosion beeinträchtigt (vgl. z.B. GfKORR 2005).

Bei der Radiolyse von Organika wurde ebenfalls beobachtet, dass sich korrosive Produkte entwickeln. So setzt beispielsweise PVC bei Bestrahlung korrosive Chloridionen oder -radikale frei, die sekundär zur Bildung von Gasen führen können (IAEA 2004: 6). Radiolyse trägt auch direkt zur Gasentwicklung bei. Sie kann Ursache dafür sein, dass sich die chemischen Eigenschaften im Nahfeld von Radionukliden verändern.

In (IAEA 2004) wird zudem die Umwandlung von Organika in chemisch instabile Formen angesprochen. Dadurch kann es zur Entwicklung explosiver Substanzen kommen. Bestimmte Typen organischer Ionentauscherharze beispielsweise werden chemisch instabil, wenn sie austrocknen (IAEA 2004: 6). Zudem müssen nukleare Kettenreaktionen (Kritikalität) im Auge behalten werden. In Ionentauscherharzen z.B. kann sich spaltbares Material soweit aufkonzentrieren, dass eine sich selbst erhaltende Kettenreaktion möglich wird (IAEA 2004: 6).

Letztlich sind damit vor allem drei Auswirkungen von Organika in geologischen Tiefenlagern absehbar:

- Beeinträchtigung der Sicherheit von technischen und geologischen Barrieren,
- Beeinträchtigung der Rückholbarkeit der Abfälle resp. einer Sanierung des Lagers,
- Kostenfolgen durch Notwendigkeit zur Nachbehandlung von Abfällen.

In einer aktuellen Studie liess das deutsche Bundesamt für Strahlenschutz die Gasbildungsmechanismen in Tiefenlagern für verschiedene Wirtsgesteine untersuchen. Die Autoren der Studie kamen für nicht-salinare Wirtsgesteine zu folgendem Schluss (BfS 2005: 97): Die Gasbildung sei durch das Wasserangebot nicht begrenzt, und langfristig werde das gesamte gasbildende Inventar zu Gas umgesetzt. Für ein Endlager in Tonstein zeigten mehrere Indikatoren für die Performance des Barrierensystems (Druckanstieg, Transportzeit gelöster Radionuklide) eine hohe Sensitivität gegenüber der Gasbildungsrate. Zur zeitlichen Entwicklung der Gasbildung trügen mikrobielle Prozesse wesentlich bei.

6 Umgang mit Risiken des Organikagehalts von Abfällen

Die Risiken, die sich mit dem Organikagehalt in radioaktiven Abfällen verbinden, sind bereits seit längerem bekannt und wurden spätestens seit der Entwicklung des Abfalleitbilds von 1986 und dem Inkrafttreten der Technischen Verordnung über Abfälle TVA unter Fachleuten breit wahrgenommen. Auch KSA und HSK haben sich in der Vergangenheit verschiedentlich mit dieser Frage beschäftigt, z.B. 1993 mit Risiken der Konditionierung in Bitumen und Polystyrol² (HSK 1993). Eine Übersicht über die bisherigen Aktivitäten der KSA vermittelt Anhang 3.

Bisher wird diesen Risiken in der Schweiz folgendermassen begegnet:

- Vermeidung der Entstehung organikahaltiger radioaktiver Abfälle durch die Verursacher.

² Polystyrol ist ein harter, formstabiler aber spröder Thermoplast mit geringer mechanischer Festigkeit und geringer chemischer Beständigkeit, d.h. kein chemisch beständiger Duroplast gemäss Richtlinie B-05.

- Reduktion des Gefahrenpotenzials durch Verbrennung von schwachaktiven organikahaltigen Abfällen – derzeit im Plasmaofen der Verbrennungs- und Schmelzanlage der ZWILAG. Die Anlage befindet sich noch im Testbetrieb.
- Verwendung konservativer Annahmen und Worst-case-Szenarien bei der Sicherheitsanalyse.
- Planung ingenieurmässiger Lösungen, um eine allfällige Gasentwicklung zu beherrschen.

Aus der Sicht der KSA ist diese Praxis folgendermassen zu bewerten:

- Vermeidung der Entstehung organikahaltiger radioaktiver Abfälle: Inwiefern das Vermeidungspotenzial ausgeschöpft wird, lässt sich nur durch eine eingehende Analyse der betrieblichen Praxis bei den Abfallverursachern ermitteln. Entsprechende Informationen liegen der KSA nicht vor. Die Umsetzung des Verursacherprinzips in der Gesetzgebung schafft Anreize zur Abfallvermeidung.
- Verbrennung von schwachaktiven organikahaltigen Abfällen: Die Anlage der ZWILAG befindet sich derzeit noch im Testbetrieb. In der Richtlinie B-05 der HSK sind Anforderungen an die Schlackematrizen enthalten, die sich an den Anforderungen für andere, nicht thermisch behandelte Abfallmatrizen ausrichten. Aus der Sicht der KSA sind hier noch konkrete Vorgaben erforderlich, die einem hohen sicherheitstechnischen Standard gerecht werden, da thermisch behandelte Abfälle ein erhöhtes Auslaugverhalten aufweisen können. Stärker radioaktive Abfälle, wie beispielsweise der Grossteil der Ionentauscherharze, können aus betrieblichen Gründen (Strahlenbelastung) nicht in der Verbrennungs- und Schmelzanlage ZWILAG behandelt werden.
- Verwendung konservativer Annahmen und Worst-case-Szenarien bei der Sicherheitsanalyse: Diese Praxis vermittelt den Anschein eines hohen Masses an Sicherheit, weil auch extreme Vorgänge, wie z.B. die schnelle Umwandlung aller organischen Materialien in die Gasform, berücksichtigt werden. Tatsächlich verbleiben jedoch Ungewissheiten – vor allem aufgrund der ungenügend bekannten Prozesse und aufgrund von ungesicherten Annahmen und analytischen Modellen.
- Planung ingenieurmässiger Lösungen, um einer allfälligen Gasentwicklung zu begegnen: Solche Lösungen konzentrieren sich lediglich auf die Problematik der Gasentwicklung. Es besteht die Gefahr, Wechselwirkungen mit anderen Prozessen zu übersehen. Die gesellschaftliche Akzeptanz solcher Lösungen wird voraussichtlich gering sein, weil die Gefahr nicht vermieden, sondern lediglich eingedämmt wird. Zudem sind Zweifel daran zu erwarten, ob ingenieurmässige Lösungen langfristig funktionsfähig bleiben.

Die IAEA führte 2004 eine Vielzahl von Behandlungstechniken für organische radioaktive Abfälle auf, die von der Dekontamination bis zur Behandlung sekundärer Abfälle reichen. Als Verfahren, die es erlauben, Organika in inerte Substanzen umzuwandeln, werden unter anderem konventionelle Verbrennung, Pyrolyse, Verglasung und Plasmabehandlung genannt. Alle diese thermischen Verfahren weisen Vor- und Nachteile auf; die Technik zur Behandlung organikahaltiger Abfälle zeichnet sich nicht ab. Als problematisch für den Betrieb erweisen sich insbesondere die durch Aufkonzentration von Radionukliden anfallenden Strahlendosen sowie ggf. auch Kritikalitätsprobleme. International weit verbreitet ist vor allem die konventionelle Verbrennung mit Luftsauerstoff bei Temperaturen zwischen 800 und 1'200 °C. Um ausreichenden Schutz von Mensch und Umwelt zu gewährleisten, sind hier jedoch aufwändige Vorkehrungen erforderlich, ähnlich wie sie bei Sonderabfall-Verbrennungsöfen eingesetzt werden. Zudem ist die gesellschaftliche Akzeptanz für solche Anlagen gering. Mit der bei ZWILAG angewendeten Plasmabehandlung existieren bereits Erfahrungen im Bereich der Sonderabfallbehandlung. Die VSA in Würenlingen ist der weltweit erste Plasmaofen zur Behandlung schwachaktiver Abfälle (IAEA 2004: 19ff).

7 Schlussfolgerungen der KSA

Als Ergebnis ihrer Untersuchungen hält die KSA fest:

- Die Bewirtschaftung radioaktiver Abfälle ist in der Kernenergie- und Strahlenschutzgesetzgebung, die Bewirtschaftung von Siedlungs- und Sonderabfällen in der Umweltschutzgesetzgebung geregelt. Ein Vergleich beider Regelungsbereiche und aus den rechtlichen Vorgaben abgeleiteter Forderungen zeigt weitgehende Übereinstimmung, aber auch einige Inkonsistenzen auf. Diese Inkonsistenzen betreffen vor allem den Organikagehalt von Abfällen, die einer definitiven Lagerung zugeführt werden, sowie das Verdünnungs- und Vermischungsverbot.
- Inkonsistenzen sind aus verschiedenen Gründen zu vermeiden: Sie führen zu verschiedenen Sicherheitsstandards und damit möglicherweise zu Ungleichbehandlung und Ungerechtigkeiten. Sie gefährden die Glaubwürdigkeit der für die Abfallbewirtschaftung verantwortlichen Institutionen, was zu Problemen und Misserfolgen bei Bewilligungsverfahren führen kann, beispielsweise bei Rahmenbewilligungsverfahren für geologische Tiefenlager. Sie können Nachbehandlungen von Abfällen und Sanierungsmassnahmen für Endlagerstätten erforderlich machen, die sicherheitsrelevante Auswirkungen haben und zusätzliche Kosten, z.B. Schadenersatzforderungen, verursachen.
- Von Organika in radioaktiven Abfällen gehen verschiedene Risiken aus. Langfristig sicherheitsrelevant ist primär die Zersetzung organischer Substanzen, die auf mikrobiellen Abbau zurückzuführen ist. Abbauprodukte wie Gase oder komplexbildende Substanzen können die Wirkung der technischen und natürlichen Barrieren beeinträchtigen. Die dabei ablaufenden Prozesse sind komplex und in ihrem Verlauf nur annäherungsweise vorhersehbar.
- Gegenwärtig besteht die Tendenz, Unsicherheiten – wie sie beim mikrobiellen Abbau organikahaltiger radioaktiver Abfälle auftreten – durch Anwendung des Vorsorgeprinzips und Forderung nach Robustheit³ zu begegnen. Dies bedeutet, Gefahrenpotenziale wie Organika in radioaktiven Abfällen zu vermeiden statt Worst-case-Szenarienanalysen vorzunehmen bzw. die möglichen Auswirkungen unerwünschter Entwicklungen zu begrenzen.
- Die Reduktion des Organikagehalts von radioaktiven Abfällen an der Quelle ist eine anspruchsvolle Aufgabe. In der Schweiz steht derzeit keine Anlage zur Verfügung, mit der alle Arten radioaktiver organikahaltiger Abfälle behandelt werden könnten.

8 Projektskizze

Die KSA beantragt dem BFE, die Konsistenz der Bewirtschaftung radioaktiver Abfälle, von Siedlungsabfällen, chemotoxischen Sonderabfällen und Altlasten vertieft zu untersuchen.

8.1 Inhalt

Für dieses Projekt schlägt sie folgende Schwerpunktthemen vor:

1. Ziele der Abfallbewirtschaftung: Festlegung der anzustrebenden Ziele aus der Perspektive der beteiligten Behörden sowie im Licht aktueller und künftig zu erwartender Entwicklungen

Genauere Untersuchung des Ziels "Deponierung von Inertstoffen" und seiner Bedeutung, insbesondere im Hinblick auf Organika und metallische Werkstoffe im

³ Robustheit: Fähigkeit eines Systems, sich unter einer Vielzahl von Rahmenbedingungen bestimmungsgemäss zu verhalten. Dazu zählen auch unwahrscheinliche Situationen. Unsicherheiten in der Sicherheitsanalyse können durch robustes Verhalten abgefangen werden.

Bereich der radioaktiven Abfälle

Genauere Untersuchung des Ziels "Vermischungs- und Verdünnungsverbot", insbesondere im Hinblick auf radioaktive und chemotoxische Altlasten
Evtl. genauere Untersuchung weiterer Ziele

2. Auslegeordnung: Wie stellt sich die derzeitige Situation dar?

Für radioaktive Abfälle:

Welche Organika, welche metallischen Werkstoffe sind enthalten?
Mit welchen Zwischen- und Endprodukten ist vor allem zu rechnen?
Welche Wirkungen können diese Substanzen ausüben?
Evtl. Klärung weiterer Fragen

Für alle Arten von Abfällen:

Stand von Wissenschaft und Technik bzgl. Verdünnung und Vermischung
Wie sind Verdünnung und Vermischung in der Schweiz geregelt?
Wie werden die geltenden Regelungen in der Schweiz umgesetzt?
Evtl. Klärung weiterer Fragen

3. Risikobasierte Betrachtungen für alle Arten von Abfällen: Wie wird das Risiko eingeschätzt? Welche Anforderungen werden an das Risikomanagement gestellt?

Speziell für radioaktive Abfälle in geologischen Tiefenlagern:

Gefahrenidentifikation, Risikoanalyse, Sicherheitsmassnahmen für Organika und metallische Werkstoffe. Gesamtbeurteilung des Risikos und Risikomanagements

Für alle Abfallarten:

Gefahrenidentifikation, Risikoanalyse, Sicherheitsmassnahmen bei Vermischung und Verdünnung. Gesamtbeurteilung des Risikos und Risikomanagements

4. Reduktion des Gefahrenpotenzials für alle Arten von Abfällen

Speziell für radioaktive Abfälle:

An der Quelle, vor allem in den Kernkraftwerken, z.B. Beladung der Ionentauscherharze zur einfacheren thermischen Behandlung

Durch Abfallbehandlung: Evaluation der heute verfügbaren Behandlungsmöglichkeiten, insbesondere für Organika, z.B. konventionelle Verbrennung, Pyrolyse

Bei der Verpackung, z.B. Ersatz metallischer durch keramische Behältermaterialien

Evaluation technischer Möglichkeiten zur Umkonditionierung bereits konditionierter Abfälle

5. Beurteilung und Handlungsempfehlungen

Gesamtbeurteilung der Risiken und der Möglichkeiten zu deren Vermeidung resp. Reduktion

Empfehlungen für das weitere Vorgehen

Grundlage des Projekts bildet der aktuelle Stand von Wissenschaft und Technik.

Für die Aufgabe soll eine Arbeitsgruppe gebildet werden, der Vertreter von BFE und BAFU, HSK und KSA resp. KNS angehören. Diese Arbeitsgruppe kann bei Bedarf externe Experten, z.B. Juristen, Chemiker, Geologen, zur Unterstützung beiziehen und auch Vertreter von Kantonen einbeziehen. Das Sekretariat der Arbeitsgruppe wird vom BFE organisiert.

8.2 Termine

Die Arbeiten am Projekt sollen Ende 2007 aufgenommen werden. Ziel des Projekts ist es, bis Anfang 2009 zu einer fundierten Analyse der Ausgangslage und konkreten Vorschlägen für das weitere Vorgehen, z.B. die Überarbeitung und Anpassung bestehender Verordnungen, zu gelangen.

8.3 Finanzierung

Die Kosten für das Projekt werden wie folgt geschätzt:

Spesen, Raummiete, Übernachtungen, Verpflegung etc. für 5 eintägige Sitzungen und eine zweitägige Klausurtagung für eine Arbeitsgruppe mit 6 Mitgliedern:	CHF 10'000.-
Taggelder für zwei Experten von KSA / KNS	CHF 14'000.-
Expertenaufträge für Spezialabklärungen	CHF 70'000.-
Gesamt	CHF 94'000.-

9 Quellen

- AWEL o.J. Baudirektion Kanton Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft: Abfall- und Ressourcenwirtschaft – Planung 2007 ··· 2010, Zürich o.J.
- BAFU 2006a C. Hanser et al.: Nachhaltige Rohstoffnutzung und Abfallentsorgung – Grundlagen für die Gestaltung der zukünftigen Politik des Bundes, Umwelt-Wissen Nr. 0612, Bundesamt für Umwelt, Bern 2006
- BAFU 2006b Bundesamt für Umwelt: Die vier Ziele der nachhaltigen Rohstoffnutzung und Abfallentsorgung, Faktenblatt 2, Bern 2006
- BfS 2005 J. Skrzypek et al.: Untersuchung der Gasbildungsmechanismen in einem Endlager für radioaktive Abfälle und der damit verbundenen Auswirkungen auf die Führung des Nachweises der Endlagersicherheit, Abschlussbericht im Auftrag des Bundesamts für Strahlenschutz, Salzgitter 2005
- BUWAL 1992 Abfallkonzept für die Schweiz – Ziele, Massnahmen, Wirkung, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern 1992
- BUWAL 1986 Eidgenössische Kommission für Abfallwirtschaft: Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern 1986
- Dadachova 2007 E. Dadachova et al.: Ionizing Radiation Changes the Electronic Properties of Melanin and Enhances the Growth of Melanized Fungi, PlosOne, 2007, Band 5, e457
- GfKORR 2005 Gesellschaft für Korrosionsschutz e.V. (Hrsg.): 3-Länder-Korrosionstagung 2005 – Mikrobiell beeinflusste Korrosion oft unerkannt weil unbekannt? Dechema, Frankfurt am Main 2005
- GRS 1993 Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH: Studie zur Bewertung von Zement und organischen Stoffen als Matrixmaterial zur Konditionierung von schwach- und mittelaktiven Abfällen, Studie im Auftrag der HSK, 1993
- HSK 1993 Stellungnahme zum Vortrag von D. Laske an der KSA-A5-Sitzung vom 25.02.1993, HSK 21/53
- HSK 2007 Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen: Anforderungen an die Konditionierung radioaktiver Abfälle, Richtlinie für die schweizerischen Kernanlagen B-05, Februar 2007
- IAEA 2004 International Atomic Energy Agency: Predisposal Management of Organic Radioactive Waste, Technical Reports Series No. 427, Wien 2004
- Miller 2003 P. A. Miller, N. L. Clesceri, Waste Sites as Biological Reactors – Characterization and Modelling, Lewis Publishers, Boca Raton 2003
- Nagra 1984a R. Bachofen, A.C. Dubach, A. W. Tesch, D. Lüscher: Literaturstudie über den Abbau von Bitumen durch Mikroorganismen, Technischer Bericht 83-18, Baden, Dezember 1984

- Nagra 1984b R. Bachofen, D. Lüscher: Mögliche mikrobiologische Vorgänge in unterirdischen Kavernen im Hinblick auf die Endlagerung radioaktiver Abfälle (Literaturstudie), Technischer Bericht 84-07, Baden, Dezember 1984
- Nagra 1989 M. Wolf: Mikrobieller Abbau von Bitumen, Technischer Bericht 89-14, Baden, April 1989
- Sarsby 2000 R. Sarsby: Environmental Geotechnics, Thomas Telford Publishing, London 2000

Anhang 1: Prinzipien der Abfallbewirtschaftung im Vergleich

Legende:

AltIV	Verordnung über die Sanierung von belasteten Standorten
KEG	Kernenergiegesetz
KEV	Kernenergieverordnung
StSG	Strahlenschutzgesetz
StSV	Strahlenschutzverordnung
TVA	Technische Verordnung über Abfälle
USG	Umweltschutzgesetz
VeVA	Verordnung über den Verkehr mit Abfällen

Joint Convention Joint Convention on the safety of spent fuel management and on the safety of radioactive waste management, 1997

Basel Convention Basel Convention on the control of transboundary movements of hazardous wastes and their disposal, 1989

Normale Schrift: Wörtliche Wiedergabe des Gesetzes-, Verordnungstextes

Kursive Schrift Verkürzte, sinngemäße Wiedergabe des Gesetzes-, Verordnungstextes

Prinzip / Postulat	Verankerung im Umweltschutzgesetz	radioaktive Abfälle	Sonderabfälle (chemotoxisch)	Siedlungsabfälle	Altlasten
Konsistenz der Gesetzgebung im Bereich aller Abfälle, die Mensch und Umwelt gefährden	USG Art. 3 Vorbehalt anderer Gesetze 1 Strengere Vorschriften in anderen Gesetzen des Bundes bleiben vorbehalten. 2 Für radioaktive Stoffe und ionisierende Strahlen gelten die Strahlenschutz- und die Atomgesetzgebung.		VeVA Art. 1 Sie gilt nicht: ... c. für radioaktive Abfälle, welche der Strahlenschutz- oder der Kernenergiegesetzgebung unterstehen. Basel Convention, Art. 1 Radioaktive Abfälle werden explizit vom Geltungsbereich ausgeschlossen mit der Begründung, dass hier andere internationale Kontrollinstrumente existieren		
		<i>In der Botschaft zu einem Bundesgesetz über den Umweltschutz (USG; 79.072) wird die Ausnahme in der Umweltschutzgesetzgebung wie folgt begründet: Zum Schutz vor den Gefahren ionisierender Strahlen wurde 1959 das Bundesgesetz über die friedliche Verwendung der Atomenergie und den Strahlenschutz erlassen (Art. 24quinquies BV). Die gestützt darauf erlassene Strahlenverordnung regelt die erforderlichen Schutzmassnahmen detailliert und umfassend. (79.072 S. 15) Entsprechend den Legaldefinitionen in Artikel 5 gelten auch Strahlen (z.B. Licht) und Stoffe als Einwirkungen im Sinne des Umweltschutzgesetzes. Eine Ausnahme bilden jedoch die radioaktiven Stoffe und Abfälle sowie die ionisierenden Strahlen, für welche die Strahlenschutzgesetzgebung bereits eine auch unter dem Gesichtspunkt des Umweltschutzes abschliessende Regelung enthält (Abs. 2). (79.072 S.33-34).</i>			
		Kommentar: Die Umweltschutzgesetzgebung und die Gesetzgebung im Bereich der chemotoxischen Sonderabfälle gelten explizit nicht für radioaktive Abfälle. Ausschlaggebend dafür sind nicht fachtechnische Gründe, sondern die Tatsache, dass bei der Ausarbeitung dieser Gesetzgebung im Bereich der radioaktiven Abfälle bereits ältere Regelungen existierten, die als genügend wirksam beurteilt wurden.			

Prinzip / Postulat	Verankerung im Umweltschutzgesetz	radioaktive Abfälle	Sonderabfälle (chemotoxisch)	Siedlungsabfälle	Alllasten
Verursacherprinzip	USG Art. 2 Wer Massnahmen nach diesem Gesetz verursacht, trägt die Kosten dafür.	KEG, Art. 31 Wer eine Kernanlage betreibt oder stilllegt, ist verpflichtet, die aus der Anlage stammenden radioaktiven Abfälle auf eigene Kosten sicher zu entsorgen. Zur Entsorgungspflicht gehören auch die notwendigen Vorbereitungsarbeiten wie Forschung und erdwissenschaftliche Untersuchungen sowie die rechtzeitige Bereitstellung eines geologischen Tiefenlagers.	VeVA Stützt sich auf das USG	TVA Stützt sich auf das USG	USG Art. 32d Schreibt das Verursacherprinzip fest. Falls die Umsetzung nicht möglich ist, kommt das Gemeinwesen für die Kosten auf. AltIV Art. 20 Schreibt das Verursacherprinzip mit genaueren Angaben fest.
		StSG Art. 4 Wer Massnahmen nach diesem Gesetz verursacht, trägt die Kosten dafür.			

Kommentar: Das Verursacherprinzip ist konsequent in der Gesetzgebung verankert, wird allerdings unterschiedlich interpretiert. Das USG verpflichtet die Verursacher dazu, die Kosten allfälliger Massnahmen zu tragen. Das KEG verpflichtet die Verursacher dazu, die Entsorgung selbst zu übernehmen, die dazu notwendigen Kosten zu tragen und zudem für die "rechtzeitige" Bereitstellung eines geologischen Tiefenlagers besorgt zu sein. Die Joint Convention und die Basel Convention überlassen es den Mitgliedstaaten, diese Frage zu regeln.

Prinzip / Postulat	Verankerung im Umweltschutzgesetz	radioaktive Abfälle	Sonderabfälle (chemotoxisch)	Siedlungsabfälle	Altlasten
1. Priorität Vermeiden	<p>USG Art. 30 ¹ Die Erzeugung von Abfällen soll soweit möglich vermieden werden.</p> <p>USG Art. 30a <i>Ereilt dem Bundesrat genauere Kompetenzen im Bereich der Abfallvermeidung</i></p>	<p>KEV Art. 50 Minimierung der radioaktiven Abfälle Kernanlagen sind so auszuliegen, zu bauen und zu betreiben, dass aus dem Betrieb und der Stilllegung in Bezug auf Aktivität und Volumen möglichst wenig radioaktive Abfälle entstehen. <i>Es folgen detailliertere Angaben hierzu.</i></p> <p>StSG Art. 25 Mit radioaktiven Stoffen ist so umzugehen, dass möglichst wenig radioaktive Abfälle entstehen.</p>	<p>VeVA Stützt sich auf das USG</p>	<p>TVA Stützt sich auf das USG TVA Art. 4 Die Umweltschutzfachstellen informieren und beraten Private und Behörden darüber, wie Abfälle vermindert, insbesondere vermieden oder verwertet werden können.</p>	<p>AltIV Stützt sich auf das USG</p>
2. Priorität Vermindern	<p>USG <i>Wird nicht explizit als Grundsatz erwähnt</i></p>	<p>KEV Art. 45 Der Stilllegungspflichtige hat folgende Unterlagen zum Stilllegungsprojekt einzureichen: ... c. das Vorgehen zur Trennung der radioaktiven von den nicht radioaktiven Abfällen und die Entsorgung der radioaktiven Abfälle; ...</p>	<p>VeVA Stützt sich auf das USG</p>	<p>TVA Art. 16 Die Abfallplanung umfasst insbesondere folgende Bereiche: b. Massnahmen zur Verminderung, insbesondere zur Verwertung.</p>	<p>USG Art. 34 <i>Enthält Vorschriften zur Verminderung der Bodenbelastung</i></p>
3. Priorität Verwerten	<p>USG Art. 30 ² Abfälle müssen soweit möglich verwertet werden.</p>	<p>KEG <i>Die Verwertung wird direkt nur in Zusammenhang mit Ausbruchmaterial erwähnt, das beim Bau geologischer Tiefenlager anfällt.</i></p>	<p>VeVA Stützt sich auf das USG. Es wird geregelt, was als Verwertung gelten kann.</p>	<p>TVA Art. 4 Die Umweltschutzfachstellen informieren und beraten Private und Behörden darüber, wie Abfälle vermindert, insbesondere vermieden oder verwertet werden können.</p>	<p>AltIV Stützt sich auf das USG</p>

Prinzip / Postulat	Verankerung im Umweltschutzgesetz	radioaktive Abfälle	Sonderabfälle (chemotoxisch)	Siedlungsabfälle	Altlasten
		<p>Eine Form der Verwertung stellt die Wiederaufarbeitung dar, für die derzeit bis zum Jahr 2016 ein Moratorium besteht.</p> <p>Zudem ist die Forderung nach Rückholbarkeit (Art. 37) unter anderem in Zusammenhang mit einer möglichen Verwertung der Abfälle zu sehen.</p>		<p>TVA Art. 6 Schreibt die getrennte Sammlung verwertbarer Anteile von Siedlungsabfällen vor.</p> <p>TVA, Art. 7 Zielt auf die Verwertung kompostierbarer Abfälle ab.</p> <p>TVA, Art. 9 Zielt auf die Verwertung von Bauabfällen ab.</p> <p>TVA Art. 12 Verpflichtet Betriebe zur Verwertung.</p> <p>TVA Art. 16 Schreibt Verwertung als Element der Abfallplanung fest.</p>	
<p>Kommentar: Die Prinzipien "Vermeiden" und "Vermindern" sind sowohl in der Umweltschutz- als auch in der Kernenergie- und Strahlenschutzgesetzgebung angesprochen. Das Prinzip der "Verwertung" wird nur in der Umweltschutzgesetzgebung angesprochen, ist jedoch für radioaktive Abfälle auch weniger relevant als insbesondere für Siedlungsabfälle. Die unterschiedlichen Regelungen in diesem Bereich sind aufgrund unterschiedlicher Eigenschaften der Abfälle und unterschiedlicher Strukturen bei den Abfallproduzenten nachvollziehbar. Unter anderem lassen sich Siedlungsabfälle in der Regel besser verwerten als Abfälle, die chemo- oder radiotoxische Eigenschaften aufweisen. Während die radioaktiven Abfälle zu einem erheblichen Teil auf einige wenige Verursacher zurückgehen, ist die Zahl der bedeutenden Abfallproduzenten bei den Sonderabfällen wesentlich grösser.</p>					

Prinzip / Postulat	Verankerung im Umweltschutzgesetz	radioaktive Abfälle	Sonderabfälle (chemotoxisch)	Siedlungsabfälle	Altlasten
4. Priorität Beseitigen: Verdünnungs- und Vermischungsverbot	USG Keine Angabe	StSG Art. 26 Der Bundesrat legt die Voraussetzungen fest, unter denen radioaktive Abfälle geringer Aktivität an die Umwelt abgegeben werden dürfen. StSV Art. 3 Mischungen von radioaktiven Stoffen mit inaktiven Materialien einzig zum Zweck, diese Verordnung nicht anwendbar zu machen, sind nicht zulässig / Die Aufsichtsbehörde kann gestatten, dass Stoffe nach Art. 2 Absatz 2 zur Rezyklierung mit inaktiven Materialien vermischt werden, wenn der in jener Bestimmung verlangte Nachweis erbracht werden kann. Ferner bleibt Art. 82 vorbehalten.	TVA Art. 8 Zielt auf die getrennte Sammlung auch kleiner Mengen von Sonderabfällen ab. TVA Art. 9 Vermischungsverbot für Sonderabfälle mit Bauabfällen. VeVA Art. 5 Vermischen und Verdünnen von Abfällen 1 Abgeberbetriebe dürfen Sonderabfälle für die Übergabe weder vermischen noch verdünnen. 2 Sie dürfen Sonderabfällen mit Zustimmung des Entsorgungsunternehmens Zuschlagstoffe beifügen, wenn damit: a. die Gefahren beim Transport vermindert werden; und b. die Entsorgung nicht erschwert wird. 3 Die kantonale Behörde kann Abgeberbetrieben für die regelmässige Übergabe grosser Mengen von Sonderabfällen das Vermischen oder Verdünnen erlauben, wenn: a. dies nicht zu dem Zweck geschieht, dass die Abfälle durch die Herabsetzung des Schadstoffgehalts unter weniger strenge Vorschriften fallen; b. dies aus betrieblichen Gründen sinnvoll ist; und c. dadurch die Umwelt nicht stärker belastet wird.	TVA Art. 10 Inhaber von Abfällen dürfen diese nicht mit anderen Abfällen oder mit Zuschlagstoffen vermischen, wenn dies in erster Linie dazu dient, den Schadstoffgehalt der Abfälle durch Verdünnen herabzusetzen, um Vorschriften über die Abgabe, die Verwertung oder die Ablagerung einzuhalten.	AltIV Keine expliziten Angaben

Prinzip / Postulat	Verankerung im Umweltschutzgesetz	radioaktive Abfälle	Sonderabfälle (chemotoxisch)	Siedlungsabfälle	Altlasten
		<p>StSV Art. 80</p> <p>Luftgetragene oder flüssige radioaktive Abfälle dürfen nur über die Abluft an die Atmosphäre oder über das Abwasser an die Oberflächengewässer abgegeben werden / Die Bewilligungsbehörden legt im Einzelfall für jeden Betrieb max. zulässige Abgaberaten und gegebenenfalls Abgabekonzentrationen fest. Grundlage dafür sind Art. 7 und 102.</p> <p>StSV Art. 82</p> <p>Feste radioaktive Abfälle mit spezifischen Aktivitäten von höchstens der hundertfachen Freigrenze nach Anhang 3 Spalte 9 können ausnahmsweise mit Zustimmung der Bewilligungsbehörden an die Umwelt abgegeben werden, wenn durch eine Vermischung mit inaktiven Materialien sichergestellt werden kann, dass die Werte von Anhang 2 nicht überschritten sind</p>	<p>4 Entsorgungsunternehmen dürfen Sonderabfälle für die Übergabe vermischen oder verdünnen, wenn dies nicht zu dem Zweck geschieht, dass die Abfälle durch die Herabsetzung des Schadstoffgehalts unter weniger strenge Vorschriften fallen.</p> <p>5 Für das Vermischen und Verdünnen von anderen kontrollpflichtigen Abfällen gelten die Vorschriften der Technischen Verordnung vom 10. Dezember 1990 über Abfälle.</p>		

Kommentar: Das Verdünnungs- und Vermischungsverbot wird sowohl in der Umweltschutz- als auch in der Strahlenschutz- und Kernenergiegesetzgebung nicht konsequent durchgehalten. Die Konsistenz der jeweiligen Begründungen könnte beispielsweise risikobasiert überprüft werden. In eine eingehendere Betrachtung sollte auch die Gewässerschutzgesetzgebung einbezogen werden. Bei der Strahlenschutzgesetzgebung sind auch die jüngsten Revisionsvorschläge zu berücksichtigen.

Prinzip / Postulat	Verankerung im Umweltschutzgesetz	radioaktive Abfälle	Sonderabfälle (chemotoxisch)	Siedlungsabfälle	Alliasten
<p>4. Priorität Beseitigen: Verbrennung</p>	<p>USG Art. 30c Behandlung Abfälle müssen für die Ablagerung so behandelt werden, dass sie möglichst wenig organisch gebundenen Kohlenstoff enthalten und möglichst wasserunlöslich sind.</p>	<p>StStV Art. 83 <i>Regelt, unter welchen Bedingungen Abfälle verbrannt werden dürfen, enthält aber kein "Verbrennungsgebot"</i></p>	<p>TVA Art. 11 Die Kantone sorgen dafür, dass Siedlungsabfälle, Klärschlamm, brennbare Anteile von Bauabfällen und andere brennbare Abfälle, soweit sie nicht verwertet werden können, in geeigneten Anlagen verbrannt werden. Zulässig ist auch eine umweltverträgliche Behandlung mit anderen thermischen Verfahren.</p>	<p>TVA Art. 11 Die Kantone sorgen dafür, dass Siedlungsabfälle, Klärschlamm, brennbare Anteile von Bauabfällen und andere brennbare Abfälle, soweit sie nicht verwertet werden können, in geeigneten Anlagen verbrannt werden. Zulässig ist auch eine umweltverträgliche Behandlung mit anderen thermischen Verfahren.</p>	<p>Aktiv <i>Stützt sich auf das USG</i></p>
<p>4. Priorität Beseitigen: Deponierung und geologische Tiefenlagerung</p>	<p>USG Art. 30e Abfälle dürfen nur auf Deponien abgelagert werden.</p>	<p><i>In der Kernenergiegesetzgebung ist die geologische Tiefenlagerung verankert.</i></p> <p>TVA Art. 32 Abfälle, die nach der Strahlenschutzgesetzgebung behandelt werden müssen, dürfen auf Deponien nicht abgelagert werden.</p>	<p>TVA Art. 40 <i>Enthält Angaben dazu, wann Sonderabfälle in Anlagen zur Verbrennung von Siedlungsabfällen behandelt werden dürfen.</i></p>	<p>TVA Art. 32 <i>Siedlungsabfälle, Klärschlamm, brennbare Bauabfälle und andere Deponien nicht abgelagert werden.</i></p>	
			<p>TVA Art. 32 Explosive und infektiöse Abfälle dürfen auf Deponien nicht abgelagert werden.</p>	<p>TVA Art. 32 Siedlungsabfälle, Klärschlamm, brennbare Bauabfälle und andere Deponien nicht abgelagert werden.</p>	
<p>Kommentar: Das Verbrennungsgebot ist nur in der Umweltschutzgesetzgebung enthalten.</p>					

Prinzip / Postulat	Verankerung im Umweltschutzgesetz	radioaktive Abfälle	Sonderabfälle (chemotoxisch)	Siedlungsabfälle	Altlasten
<p>4. Priorität Beseitigen: Auf Deponien und in geologischen Tiefenlagern zugelassene Abfälle</p>	<p>USG Art. 30c Behandlung Abfälle müssen für die Ablagerung so behandelt werden, dass sie möglichst wenig organisch gebundenen Kohlenstoff enthalten und möglichst wasserunlöslich sind.</p> <p>...</p> <p>Der Bundesrat kann für bestimmte Abfälle weitere Vorschriften für die Behandlung erlassen.</p>	<p>Richtlinie B-05 der HSK Vgl. Kapitel 4.2 im Haupttext</p>	<p>TVA Anhang 1 <i>Im Anhang ist geregelt, welche Abfälle für Inertstoff-, Bauabfall-, Reststoff- und Reaktordeponien zugelassen sind. Begrenzungen beziehen sich entweder auf den Stoffgehalt oder die Mobilisierung von Stoffen in Eluattests.</i> <i>Auf Reststoffdeponien dürfen gemäss Anhang 1, Art. 2 nur Abfälle deponiert werden, welche "bezogen auf 1 kg Trockenmasse nicht mehr als 50g organischen Kohlenstoff ... enthalten".</i></p>		

Kommentar: Der Widerspruch zwischen der TVA und der Richtlinie B-05 liegt im Wesentlichen in der Quantifizierung der zugelassenen Werte in der TVA. Weitere Anmerkungen enthält der Haupttext.

Anhang 2: Abfalleitbild und -konzept des Bundes

Das derzeit gültige "Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft" des Bundes (vgl. BUWAL 1986) hat die Abfallbewirtschaftung über die letzten zwanzig Jahre wesentlich beeinflusst. In ihm sind politische, naturwissenschaftlich-technische und ökonomische "Grundsätze und Zielsetzungen" festgehalten. In der folgenden Tabelle ist dargestellt, inwiefern diese Grundsätze und Zielsetzungen auch bei der Bewirtschaftung radioaktiver Abfälle eingehalten werden.

Grundsätze und Zielsetzungen	Umsetzung im Bereich der radioaktiven Abfälle
Politisch	
"Die Abfallwirtschaft richtet sich nach den Zielen der Gesetze zum Schutz des Menschen und seiner Umwelt."	Der Vorrang von menschlicher Gesundheit und Umweltqualität sowie das Vorsorgeprinzip sind bei der Entsorgung radioaktiver Abfälle grundsätzlich unbestritten.
"Sämtliche Entsorgungssysteme müssen als Ganzes umweltverträglich sein."	Gefordert sind im Abfalleitbild insbesondere Qualitätsziele für endlagerfähige Produkte: Hier besteht nach Ansicht der KSA bei den radioaktiven Abfällen noch Handlungsbedarf.
"Die Schweiz strebt eine Entsorgung im eigenen Land an."	Dieser Grundsatz ist bei der Entsorgung radioaktiver Abfälle rechtlich klar verankert.
"Die Bewirtschaftung und Entsorgung von Siedlungsabfällen soll von den Kantonen und Gemeinden nach regionalen Gesichtspunkten "massgeschneidert" werden."	Dieser Grundsatz ist für radioaktive Abfälle kaum relevant.
"Der Bedarf bzw. die Zuteilung an Endlagervolumen muss in die Raumplanung einbezogen werden."	Der Grundsatz wird mit dem Sachplan Geologische Tiefenlager umgesetzt.
"Die öffentliche Hand wirkt in der Abfallwirtschaft subsidiär."	Gemeint ist hier vor allem die konsequente Umsetzung des Verursacherprinzips, die im Bereich der radioaktiven Abfälle auch praktiziert wird.
Naturwissenschaftlich-technisch	
"Entsorgungssysteme produzieren aus Abfällen nur zwei Arten von Stoffklassen, nämlich wiederverwertbare Stoffe und endlagerfähige Reststoffe."	Gemäss Abfalleitbild ist ein Endlager eine Deponie, deren Stoffflüsse an die Umgebung umweltverträglich sind und nicht mehr behandelt werden müssen. Diese Zielsetzung wird grundsätzlich auch bei der geologischen Tiefenlagerung radioaktiver Abfälle verfolgt. Wesentliche Ausnahmen stellen allerdings die Lagerung organischer Materialien (vgl. unten) und die Verwendung metallischer Werkstoffe bei der Verpackung der Abfälle dar.
"Die Abfallbehandlungsanlagen sind so zu konzipieren, dass umweltgefährdende Stoffe in möglichst konzentrierter Form und umweltverträgliche Stoffe in möglichst reiner, d.h. erdkruste- oder boden-ähnlicher Form anfallen."	Dieser Grundsatz wird auch bei der Entsorgung radioaktiver Abfälle verfolgt, muss dort allerdings gegen andere Zielsetzungen, vor allem im Bereich des Strahlenschutzes, abgewogen werden.
"Organische Stoffe gehören nicht in ein Endlager."	Dieser Grundsatz wird bei der Entsorgung radioaktiver Abfälle nicht konsequent umgesetzt.
"Die Endlagerung soll in Monodeponien erfolgen."	Für hochaktive sowie schwach- und mittelaktive Abfälle sind heute zwei unterschiedliche geologische Tiefenlager vorgesehen. Angesichts der vergleichsweise geringen Volumina an radioaktiven Abfällen scheint eine weitere Aufteilung nicht erforderlich. Die Lagerung von Abfallgebinden mit ähnlichen Eigenschaften in gemeinsamen Kavernen wird diskutiert, ist bisher jedoch nicht vorgeschrieben.
Ökonomisch	
"Die öffentliche Hand soll von ihr betriebene oder private Entsorgungssysteme grundsätzlich nicht subventionieren."	
"Die Gebühren für die Abfallbehandlung bis zum Endlager sind kosten- und risikogerecht anzusetzen."	Die KSA befasst sich primär mit Fragen der nuklearen Sicherheit und hat die ökonomischen Aspekte daher nicht näher untersucht.
"Innerhalb einer Abfallkategorie sind mengenproportionale Ansätze für die Abfallgebühr zu verwenden."	Zudem stellen sich diese Aspekte im Bereich der radioaktiven Abfälle anders dar als im Bereich der Siedlungsabfälle – unter anderem aufgrund der geringen Anzahl der Hauptverursacher von radioaktiven Abfällen.
"In der Regel sollen Abfallgebühren schon bei den ersten erkennbaren Etappen des Stoffflusses für eine spätere Entsorgung erhoben werden."	
"Ein Abfall ist der stofflichen Wiederverwertung zuzuführen, wenn dadurch eine kleinere Umweltbelastung als aus der Beseitigung der Abfälle und der entsprechenden Neuproduktion entsteht. Zudem soll die Wiederverwertung längerfristig betriebswirtschaftlich gesichert sein."	

Der Grundsatz "Organische Stoffe gehören nicht in ein Endlager" wird im Abfallleitbild folgendermassen begründet (vgl. BUWAL 1986: 14, Hervorhebungen durch die Autoren des vorliegenden Papiers):

"Die experimentelle Erfahrung der Mikrobiologie zeigt, dass sich Mikroorganismen nach kürzeren (Stunden) oder nach längerer Zeit (Jahre) auf organische Verbindungen als Energie- und Nährstoffquelle einstellen können. Dies gilt nicht nur für natürliche organische Stoffe (z.B. pflanzliche und tierische Abfälle), sondern auch für viele biologisch fremde (xenobiotische) Verbindungen. Dies bedeutet, dass jede Deponie mit solchen Stoffgruppen (genügender Wassergehalt vorausgesetzt) einen potentiellen Reaktor darstellt ("Reaktordeponie"), dessen Produkte (Gase und Sickerwasser) nicht mit Sicherheit voraussagbar sind. Darum sollten xenobiotische organische Stoffe⁴, falls sie nicht wiederverwertbar sind, mineralisiert werden (z.B. durch Verbrennung). Natürliche organische Verbindungen hingegen sollten in möglichst reiner Form (z.B. durch Kompostierung als Bodenverbesserer oder durch biologischen Abbau als Energiequelle "Biogas") wiederverwertet werden."

Im Abfallkonzept für die Schweiz aus dem Jahr 1992 ist als eines der wichtigsten Ziele das "Bereitstellen von genügend Verbrennungskapazität" für Siedlungsabfälle und weitere brennbare Abfälle verankert (BUWAL 1992: 1). Durch Reduktion des abgelagerten organischen Materials sollten die Belastung des Sickerwassers und die daraus resultierende Verschmutzung des Grundwassers vermindert werden. Zudem wurde angestrebt, die Umweltbelastung mit Deponiegasen zu reduzieren, die zu erheblichen Teilen in die Atmosphäre entweichen. Besonders erwähnt wurde hier Methan (BUWAL 1992: 2).

Derzeit ist der Bund daran, ein neues Abfallleitbild zu erstellen, das 2007 veröffentlicht werden soll. Eine wesentliche Grundlage für dieses Leitbild stellt der Bericht "Nachhaltige Rohstoffnutzung und Abfallentsorgung" aus dem Jahr 2006 dar (BAFU 2006a). In einem Faktenblatt (BAFU 2006b) hat das BAFU seine Ziele für eine nachhaltige Rohstoffnutzung und Abfallentsorgung formuliert:

Ziele	Umsetzung im Bereich der radioaktiven Abfälle
Nachhaltige Nutzung der Rohstoffe Optimierung von Produkten über ihren ganzen Lebensweg hinweg bezüglich Rohstoffverbrauch, Umweltverträglichkeit, Wirtschaftlichkeit und sozialen Kriterien Förderung der Nachfrage nach diesen optimierten Produkten bei öffentlicher Hand und Privaten Zunehmende Abdeckung der Bedürfnisse der Bevölkerung durch Produkte und Dienstleistungen, die sich durch einen häushälterischen Rohstoffeinsatz auszeichnen	In einzelnen Bereichen wurden in den letzten Jahren Verbesserungen erzielt. Die Umsetzung dieser sehr umfassenden Forderung bedarf jedoch einer näheren Prüfung. Die Bedeutung dieser Themen ist wahrscheinlich nicht vorrangig. Als Grundlage sind die obengenannten Abklärungen erforderlich.
Umweltverträgliche Abfallentsorgung Umweltverträglichkeit der gesamten Abfallentsorgung – von der Sammlung bis zur Deponierung Minimierung des Schadstoffaustrags in die Umwelt Umweltverträgliche Entsorgung aller Abfälle, für deren Entsorgung die Schweiz zuständig ist	Die Umsetzung dieser sehr umfassenden Forderungen bedarf einer näheren Prüfung.
Gewährleistung der Abfallentsorgung Stets ausreichende Angebote für die umweltverträgliche Verwertung, Behandlung und Deponierung von Abfällen innerhalb kurzer Frist Existenz und Nutzung eines funktionierenden Sammel- und Transportsystems	Die kurzfristige Deponierung radioaktiver Abfälle ist nicht gewährleistet. Sammlung und Transport radioaktiver Abfälle funktionieren und werden genutzt.
Einbezug wirtschaftlicher und gesellschaftlicher Aspekte Optimierung der Bestrebungen zu einer nachhaltigen Rohstoffnutzung und Abfallentsorgung aus wirtschaftlicher und gesellschaftlicher Sicht	Bestrebungen dazu sind im Gang, z.B. mit dem Sachplanverfahren.

⁴ d.h. organische Stoffe, die nicht natürlichen Ursprungs sind.

Insgesamt sind die Ziele sehr offen und umfassend formuliert, so dass sich eine konkrete Umsetzung im Bereich der Entsorgung radioaktiver Abfälle nur schwer herleiten lässt. In der aktuellen Abfallplanung des Kantons Zürich (vgl. AWEL o.J.) wird der Weg von der "Abfallwirtschaft" zu einer "nachhaltigen Stoffwirtschaft" mit den Zielen "Ressourcen schonen, Ressourcen nutzen", "Ökoeffizienz und Energieeffizienz", "Optimierte Entsorgungssicherheit" und "Schutz von Bevölkerung und Umwelt", die in der Planung genauer ausgeführt werden, stärker präzisiert. Insgesamt weist der Weg in Richtung von Lebenszyklusanalysen und Nachhaltigkeitsprüfungen, die methodisch anspruchsvolle Anforderungen stellen. Bis zu einer schlüssigen Umsetzung dieser Ziele werden voraussichtlich noch einige Jahre verstreichen

Anhang 3: Organikagehalt radioaktiver Abfälle - Literaturrecherche des KSA-Sekretariats zu den bisherigen Aktivitäten der KSA

Aktenzeichen	Verteil-Datum	Typ	Titel	Inhalt/Wichtige Feststellungen
KSA 27/24	3.1992	Stellungnahme (KSA)	Stellungnahme zum Gesuch der Zwischenlager Würenlingen AG um die Erteilung der Rahmenbewilligung für das Zentrale Zwischenlager Würenlingen, Würenlingen, März 1992	Kap. 9.5 "Verbrennungsanlage": "... Der gewählte Typ sollte die Veraschung eines möglichst breiten Spektrums von radioaktiven Abfällen erlauben; die KSA denkt hierbei auch an die Verbrennung von verbrauchten Harzen, Tierkadavern aus den Bereichen der Forschung und Medizin und organischen Flüssigkeiten. Zudem sollen die Verbrennungsrückstände für die Konditionierung und Endlagerung möglichst optimale Eigenschaften haben."
KSA/A5-Pr. 189	6.5.1993	Protokoll (KSA)	Protokoll der 189. Sitzung des KSA-Ausschusses 5 vom 25. Februar 1993	<p>Trakt. 2.2: Herr Dr. Laske erläutert vor seiner Pensionierung nach 17 Jahren Berufserfahrung auf dem Gebiet der Entsorgung radioaktiver Abfälle kritische Punkte zu Entwicklungen in diesem Bereich, u. a.:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Verschiedene Kehrtwendungen in der Sicherheitsphilosophie, z. B. der Bedeutung der einzelnen Barrieren; Gegenwärtig werde wieder einmal die erste technische Barriere (Verfestigung der Abfälle) in Frage gestellt. – Die HSK sollte von der Möglichkeit der R-14 Gebrauch machen und das Powdex-Harz-Verfestigungsverfahren widerrufen, da neue Matrizen mit 10mal kleineren Auslaugraten bekannt wären, jedoch nicht angewendet würden, da dies eine Anpassung der Anlage erfordern würde. – Es sei unbefriedigend, dass die Produktkontrolle bei Gebinden nicht ein festgeschriebener Bestandteil des QS-Programms der KKWs sei. – Interessenskonflikte wegen der finanziellen Abhängigkeit der Nagra von den KKW-Betreibern und ihrer Aufgabe, die Endlagerfähigkeit eines Abfallgebindes zu beurteilen. – Beeinflussung der Interpretation von Ergebnissen im abschwächenden Sinne, da die Auftragserteilung ans PSI und die Abnahme der entsprechenden Berichte für Entwicklungs- und Prüfarbeiten durch die Betreiber erfolge. – Offene Fragen bezüglich der Beständigkeit, von Matrix bestehend aus in Bitumen verfestigten Kugelharzen. Absicht des KKG, sie trotzdem zu verwenden. – Mangelnde Verbindlichkeit von Richtlinien (R-14) für die Betreiber. – Genehmigungsverfahren in R-14 bei der Änderung eines bestehenden Konditionierungsverfahrens sollte vereinfacht werden bei Verbesserungen

Aktenzeichen	Verteil-Datum	Typ	Titel	Inhalt/Wichtige Feststellungen
21/86	6. 1993	Studie (GRS)	Studie zur Bewertung von Zement und organischen Stoffen als Matrixmaterial zur Konditionierung von schwach- und mittelaktiven Abfällen	<p>Ziel der Literaturstudie der GRS im Auftrag der HSK und der KSA: Bewertungsgrundlage für die schweizerischen Behörden im Hinblick auf die Qualifizierung dieser Matrixmaterialien (Zement, Bitumen, Polystyrol) zur Konditionierung radioaktiver Abfälle</p> <p>Ergebnis: Tabelle mit 18 Kenngrössen (z.B. Auslaugraten, korrosive Gasbildung, mikrobielle Gasbildung etc.) und der Gegenüberstellung der Matrixmaterialien hinsichtlich dieser Kenngrössen. Bei den Bitumen werden 10 dieser Kriterien sicherheitstechnisch negativ bewertet (Styrol 5, Zement 4). Negativ wird bei den Bitumen z.B. radiolytische und korrosive Gasbildung bewertet.</p>
21/84	19.7.1993	Stellungnahme (HSK)	Stellungnahme zum Vortrag von Dr. D. Laske an der KSA-A5-Sitzung vom 25.2.1993	<p>Die HSK nimmt Stellung zu den von Dr. D. Laske anlässlich der 189. KSA/A5-Sitzung geschilderten Problemen bei der Konditionierung und Entsorgung radioaktiver Abfälle:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Für gewisse Sicherheitsanalysen (je nach Szenario) können bestimmte technische Barrieren zwecks Vereinfachung nicht berücksichtigt werden. Die Endlagersicherheit beruhe aber weiter auf den technischen und den natürlichen Barrieren. Kein Wechsel in Grundphilosophie bekannt. – Würde man nur die Auslaugung von Cs betrachten, würde sich eine Anpassung der Trass-Rezeptur aufdrängen. Aufgrund einer globalen Betrachtung der Endlagersicherheit seien aus Sicht der HSK keine Massnahmen nötig. – Die HSK verzichtet auf eigene Kontrollen und verlässt sich auf die von den Wiederaufarbeitungskunden beauftragten Kontrollen. Die HSK beabsichtige, bei der Konditionierung in der Schweiz eine angemessene Qualitätssicherung formeller zu gestalten. – Auf den Kritikpunkt Laskes bezüglich dem Interessenkonflikt aufgrund der finanziellen Abhängigkeit der Nagra von den Betreibern und ihrer Aufgabe, die Endlagerfähigkeit von Abfallgebänden zu beurteilen, geht die HSK in ihrer Stellungnahme nicht ein. – Die HSK erwarte vom PSI, dass die Prüfergebnisse wirklichkeitstreu in den Berichten festgehalten werden. Für seine Interpretation sei jeder Beteiligte (auch die HSK) verantwortlich. – Die HSK habe zur Bewertung der Matrixmaterialien eine Studie mit der KSA durchführen lassen. Die Situation im KKG werde nächstens genau untersucht. – Die Richtlinien seien keine gesetzlichen Erlasse und deshalb für Projektante und Betreiber nicht bindend. – Verbesserungen in der Konditionierung seien auch ohne Änderung der R-14 ohne komplizierte Formalitäten möglich.
KSA/A5-Pr. 194	18.8.1993	Protokoll (KSA)	Protokoll der 194. Sitzung des KSA-Ausschusses 5 vom 13. Juli 1993	<p>Trakt. 2.3 "Stand der Konditionierung Harze im KKM": Orientierung durch H. Knecht über das ABB-Verfahren: Harze werden mit Zement verfestigt. Grosse Korrosionsschäden an Fässern mit unkonditionierten Pulverharzen festgestellt. A5 ist deshalb für rasche Konditionierung.</p>

Aktenzeichen	Verteil-Datum	Typ	Titel	Inhalt/Wichtige Feststellungen
KSA/A5-Pr. 196	10.3.1994	Protokoll (KSA)	Protokoll der 196. Sitzung des KSA-Ausschusses 5 vom 2. September 1993	<p>Trakt. 3.1 "Konditionierung und Lagerung radioaktiver Abfälle in der Schweiz": Diskussion der Stellungnahme der HSK zu den Kritiken von Herrn Laske. Die HSK sei bereit, einige Anregungen von Herrn Laske aufzunehmen, z.B. die Qualitätssicherung bei der Konditionierung zu verbessern. A5 teilt die Sorge von Dr. Laske, dass auch schlechtere Barrieren von der Nagra akzeptiert würden, z. B. die Ausstellung der Endlagerfähigkeitsbescheinigung für die Gebinde mit Ionenaustauscherharzen im KKB.</p>
KSA/A5-Pr. 197	14.4.1994	Protokoll (KSA)	Protokoll der 197. Sitzung des KSA-Ausschusses 5 vom 2. November 1993	<p>Trakt. 2.2 "Organische Matrixmaterialien: Kenntnisnahme der GRS-Studie": Aus der zusammenfassenden Bewertungstabelle gehe hervor, dass Bitumen und Styrol bei den betrachteten Eigenschaften mehr Nachteile aufweisen als Beton. Ein eindeutiger Ausschlussgrund liege aber für keines der Materialien vor. In der Diskussion ging hervor, dass der A5 auch eine Berücksichtigung der Erfahrungen in der Praxis gewünscht hätte. Im Plenum soll kein Antrag gestellt werden, die Studie weiter zu vertiefen.</p>
KSA/A5-Pr. 200	11.11.1994	Protokoll (KSA)	Protokoll der 200. Sitzung des KSA-Ausschusses 5 vom 18. März 1994	<p>Trakt. 1.5: Orientierung durch Herrn Nöggerath (SERA) kurz vor dessen Wechsel von der HSK in die Privatwirtschaft u. a. über den Stand im Bereich der Konditionierung. Dabei macht Nöggerath u. a. folgende Bemerkungen:</p> <ul style="list-style-type: none"> - zu KKG: Die Gefahr der Mobilisierung von Radionukliden durch Bitumenabbauprodukte im Endlager werde nicht mehr so hoch eingeschätzt wie früher. - zu KKB: Die HSK habe Alternativen zur Konditionierung der Harze mit Polystyrol abgeklärt, diese würden keine Vorteile bieten. Der Betreiber habe sich aber zur Erfüchtigung des bestehenden Konditionierungsverfahrens bereit erklärt. Er beabsichtige, künftig die Harze zu trocknen und rostfreie Stahlfässer zu verwenden. - zu KKM: Die Fässer mit den unkonditionierten Harzen seien zwar zum Teil stark korrodiert, aber noch manipulierbar. ...Absolute Priorität besitze im KKM die Realisierung der Anlage zur Verfestigung der Harze. (Wird von der KSA begrüsst)
KSA/A5-Pr. 201	24.5.1994	Protokoll (KSA)	Protokoll der 201. Sitzung des KSA-Ausschusses 5 vom 21. April 1994	<p>Trakt. 2.1 "Bau- und Betriebsbewilligung ZZL: KSA-Stellungnahme": In seinem Referat über die Verbrennungs- und Schmelzanlage macht Herr Griesser (KSA) u. a. folgende Aussagen:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Je nachdem, welches Plasmagas eingesetzt werde, könne der Ofen zum Verbrennen bzw. Pyrolysieren von Abfällen (auch Gemische Metall/organische Stoffe) oder Einschmelzen von Metallen verwendet werden. - Insgesamt erwarte die ZWILAG, dass ca. 99% der eingebrachten Aktivität in die Schmelze übergehen. Dabei berücksichtige sie, dass fast alle durch den Betrieb anfallenden radioaktiven Abfälle (Filter, Ionenaustauscherharze) im Ofen verbrannt würden. - Zusammenfassend hält der Referent u. a. fest, dass die von der ZWILAG vorgeschlagene Verbrennungs- und Schmelzanlage im Bereich radioaktive Abfälle kaum erprobt sei und die spezifischen Aktivitätslimiten sehr tief seien. Es bestehe die Gefahr, dass wegen der sehr tiefen Limiten für Tritium und C-14 nicht alle für die Verbrennung vorgesehenen Abfälle im ZZL verbrannt werden können.

Aktenzeichen	Verteil-Datum	Typ	Titel	Inhalt/Wichtige Feststellungen
KSA/A5-Pr. 203	22.12.1994	Protokoll (KSA)	Protokoll der 203. Sitzung der KSA-Ausschusses 5 vom 10. Juni 1994 im Sandoz-Ausbildungszentrum in Muttenz	<p>Trakt. 2.2 "Bau- und Betriebsbewilligung ZZL: KSA-Stellungnahme"</p> <ul style="list-style-type: none"> - In der Diskussion im Anschluss an die Besichtigung des Plasmaofens (gleicher Ofen wie das beim ZZL eingesetzt werden soll) der Firma "Moser und Glauser" wird u. a. bemerkt, dass der Projektstand noch nicht soweit sei, dass das Potential des Ofens optimal genutzt werden könne, um möglichst keine organischen Abfälle im Endlager zu haben.
KSA/A5-Pr. 204	30.8.1994	Protokoll (KSA)	Protokoll der 204. Sitzung des KSA-Ausschusses 5 vom 14./15. Juli 1994 am ISH in München	<p>Trakt. 2.6 "KSA-Stellungnahme um ZZL", Rückblick auf die Aussprache vom 16. Juni mit ZWILAG:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Sowohl aus der Aussprache in der KSA-Sitzung vom 16. Juni als auch aus dem ZWILAG-Brief vom 5. Juli (KSA 27/49) lasse sich ableiten, dass die ZWILAG keine grundsätzliche Überarbeitung des Projekts und des Sicherheitsberichts im Sinne der KSA vornehmen werde. - Weiteres Vorgehen: Briefe ans ZWILAG, Herrn Kiener und an die verantwortlichen Instanzen (UAK, BEW, Nagra)
KSA 27/66	1. 1996	Stellungnahme der KSA	Stellungnahme zum Gesuch der Zwischenlager Würenlingen AG um Bewilligung für den Bau und den Betrieb eines Zwischenlagers für radioaktive Abfälle in Würenlingen, Würenlingen, Januar 1996	<p>Kap. 5 "Verbrennungs- und Schmelzanlage"</p> <ul style="list-style-type: none"> - Der von der ZWILAG vorgeschlagene Plasmaofen erlaubt vom Prinzip her die thermische Umwandlung einer fast unbeschränkten Palette von Stoffen. - Die beim Verbrennungsbetrieb entstehenden glasartigen Rückstände sind grundsätzlich für die Endlagerung gut geeignet. Voraussetzung dafür ist allerdings, dass sie auch im Routinebetrieb in einer genügenden Qualität anfallen, was noch einer Bestätigung bedarf. - Die von der ZWILAG vorgegebenen Annahmebedingungen schränken die Palette an verarbeitbaren Abfällen nach Ansicht der KSA unnötigerweise stark ein. (...). Damit wäre die Forderung der AGNEB, dass die Verbrennung mittelaktiver Ionenaustauscherharze nicht a priori ausgeschlossen werden dürfen, nicht erfüllt. - Die KSA empfiehlt, die Erteilung der Baubewilligung mit der Auflage zu verbinden, die Verbrennungs- und Schmelzanlage so auszulagern bzw. die Ausbaumöglichkeit offen zu lassen, dass auch die Verarbeitung von stärker strahlenden Abfällen, beispielsweise von Ionenaustauscherharzen aus den Kernkraftwerken, möglich bleibt, soweit dies sinnvoll und mit vertretbarem Aufwand möglich ist. - Die KSA empfiehlt, für de Verbrennungs- und Schmelzanlage vorerst nur die Baubewilligung zu erteilen; diese soll auch einen aussagekräftigen Versuchsbetrieb mit inaktiven Stoffen ermöglichen.
KSA 30/28.1	15.1.1999	Brief Nagra ans KSA-Sekretariat	Einfluss von Organika auf die Langzeitsicherheit eines Endlagers	<p>Die Nagra antwortet in dem Brief auf eine entsprechende Anfrage des KSA-Sekretariats und macht u. a. folgende Aussage (Thema der 252. KSA/A5 Sitzung):</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bei hohen Organika-Gehalten und bei deren möglicherweise vollständigen Zersetzung könnte das zementierte Nahfeld seine Sorptionseigenschaften für Radionuklide verlieren.

Aktenzeichen	Verteil-Datum	Typ	Titel	Inhalt/Wichtige Feststellungen
KSA 27/96	Sept. 1999	Stellungnahme (KSA)	Stellungnahme zum Gesuch der Zwischenlager Würenlingen AG um Erteilung der Betriebsbewilligung für Abfallbehandlungsanlagen (Verabschiedet an der 387. Sitzung der KSA)	<p>Kap 2.3 "Verbrennung der mit C-14 oder H-3 kontaminierten organischen Abfälle": Darin macht die KSA u. a. folgende Aussagen:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Bei einer direkten Einlagerung der mit C-14 oder H-3 kontaminierten Abfälle würden unverhältnismässig grosse Mengen an organischen Abfällen ins Endlager eingebracht. – Organische Materialien können für das Endlager nur nachteilige Auswirkungen haben: unnötig grosses Abfallvolumen, vermehrte Gasentwicklung, Komplexierung der Radionuklide sowie pH-Erniedrigung durch oxidative Zerstörung. – Mit C-14 oder H-3 kontaminierte organische Abfälle sind der Verbrennung zuzuführen, soweit sich dies mit Optimierungsbetrachtungen und mit den in der Bewilligung festgelegten Abgabelimiten vereinbaren lässt.
KSA 27/101	März 2000	Bundesrats-Verfugung	Der Schweizerische Bundesrat hat zum Gesuch der ZWILAG vom 15.12.1997 um Erteilung der Betriebsbewilligung für die Konditionierungsanlage sowie die Verbrennungs- und Schmelzanlage... (Bern, 6. März 2000)	<p>S. 19: Verfügung:</p> <ul style="list-style-type: none"> – ZWILAG wird Betriebsbewilligung für Konditionierungsanlage sowie Verbrennungs- und Schmelzanlage erteilt <p>Folgende KSA-Forderungen werden übernommen (nicht wörtlich, gekürzt):</p> <ul style="list-style-type: none"> – Periodische Optimierung der Entsorgungswege (bis zur Endlagerung) für die Abfälle unter Berücksichtigung der gegebenen Behandlungsmöglichkeiten durch die ZWILAG (z. B. Qualität der Abfallgebinde im Hinblick auf die Sicherheit eines Endlagers) – Mit C-14 oder H-13 kontaminierte organische Abfälle muss die ZWILAG der Verbrennung zuzuführen, soweit sich dies mit Optimierungsbetrachtungen und mit den in der Bewilligung festgelegten Abgabelimiten vereinbaren lässt. – Bei der Festlegung der Annahmebedingungen für die Konditionierungsanlage muss die ZWILAG auf grösstmögliche Flexibilität in Bezug auf das zulässige Abfallspektrum achten.

Aktenzeichen	Verteil-Datum	Typ	Titel	Inhalt/Wichtige Feststellungen
KSA 10/244	März 2004	Stellungnahme (KSA)	Stellungnahme zum Gesuch der Nordostschweizerischen Kraftwerke AG (NOK) um Aufhebung der Befristung der Betriebsbewilligung für das Kernkraftwerk Beznau 2	<p>Kap. 2.5 "Entsorgung radioaktiver Abfälle und abgebrannter Brennelemente": Gemäss KSA entsprechen zwei Punkte nicht den geltenden Anforderungen (HSK-R-14):</p> <ul style="list-style-type: none"> – Aufnahme des Routinebetriebs der VSA der ZWILAG noch offen. Danach müssen noch Rezepturen für die Verarbeitung von Abfällen verschiedener Zusammensetzung entwickelt werden, um eine stabilisierte Verglasung der Rückstände zu erhalten. Damit ergeben sich insbesondere hinsichtlich der künftigen Behandlung der Abfälle, die früher im Ofen des PSI verbrannt wurden, noch Unsicherheiten. – Die Konditionierung der Ionenaustauscherharze mit Polystyrol ist insbesondere nicht in Übereinstimmung mit dem Grundsatz, dass Abfallgebände möglichst geringe Anteile an organischen Stoffen enthalten sollten. Dieser Grundsatz wurde im Hinblick auf die Sicherheit der geologischen Tiefenlager formuliert; organische Stoffe wirken sich tendenziell negativ aus. Die in den Gesuchsunterlagen angesprochenen neuen Einrichtungen bringen hinsichtlich des Gehalts an organischen Stoffen keine Verbesserung. Die KSA ist deshalb der Auffassung, dass die Möglichkeit einer thermischen Behandlung der Ionenaustauscherharze und der Überführung der anfallenden Asche in eine chemisch stabile Form mit anschliessender Konditionierung ohne Verwendung organischer Materialien untersucht werden soll. Da in allen schweizerischen KKW Ionenaustauscherharze anfallen, soll eine gemeinsame Lösung mit anderen Kernkraftwerken in die Überlegungen einbezogen werden. – KSA-Auflage 6: KKB hat bis Ende 2005 Bericht über Realisierbarkeit einer thermischen Behandlung einzureichen.
KSA/A5-Pr. 295	12.8.2004	Protokoll (KSA)	Protokoll der 295. Sitzung des KSA-Ausschusses 5 (vom 4. Juni 2004)	<p>Trakt. 3 "Mittelungen: Probleme bei Konditionierung von Ionenaustauscherharzen im KKB": Aus einem Inspektionsbericht der HSK (HSK14/795) geht hervor, dass eine Kampagne mit der neuen Konditionierungseinrichtung des KKB abgebrochen werden musste, da mehrere Fässer mit konditionierten Ionenaustauscherharzen wenige Tage nach dem Abfüllen und Verschlüssen Blähungen des Fassdeckels zeigten. Gemäss dem Bericht scheine die Grundursache das Bestreben des KKB zu sein, eine grössere Harzmenge in einem Fass unterzubringen, um damit das Abfallvolumen zu reduzieren. Das Thema soll an der Sitzung der AGr Inbetriebnahme Verbrennungs- und Schmelzanlage aufgebracht werden.</p>
KSA/A5-Prot. 297	23.11.2004	Protokoll (KSA)	Protokoll der 297. Sitzung des KSA-Ausschusses 5 (vom 3. September 2004)	<p>Trakt. 3 "Mittelungen: Sitzung der AGNEB-Untergruppe Abfallinventar vom 2.9.2004" T. Flüeler orientiert: Besprochen worden seien die Kriterien, nach welchen die Nagra die Endlagerfähigkeitsbescheinigungen erteile. In die Empfehlung der KSA, die Konditionierung müsse so erfolgen, dass alle Stoffe des Abfallgebändes eine unter den voraussichtlichen Bedingungen im geologischen Tiefenlager chemisch beständige Form aufweisen, in die KEV aufgenommen würden. (Fussnotiz: Den Mitgliedern der Arbeitsgruppe KEV wurde am 13.9.04 eine neue Version der KEV zugestellt. In dieser ist die Anregung der KSA nicht berücksichtigt)</p>
KSA 10/250	21.12.04	Bundesrats-Verfugung	Der Schweizerische Bundesrat hat zum Gesuch der Nordostschweizerischen Kraftwerke um die Aufhebung der Befristung der Betriebsbewilligung für das KKW Beznau II... (3. Dezember 2004)	<p>Der Schweizerische Bundesrat verfügt:</p> <ul style="list-style-type: none"> – 3.10: Die NOK hat der HSK bis Ende 2005 einen Bericht einzureichen über die Realisierbarkeit einer thermischen Behandlung der Ionenaustauscherharze und der Überführung der anfallenden Asche in eine chemisch stabile Form, mit anschliessender Konditionierung ohne Verwendung von organischen Materialien.

Aktenzeichen	Verteil-Datum	Typ	Titel	Inhalt/Wichtige Feststellungen
KSA/A5-Prot. 299	18.01.2005	Protokoll (KSA)	Protokoll der 299. Sitzung des KSA-Ausschusses 5 (vom 21. Dezember 2004)	<p>Trakt. 5 "Strategiepapier regulatorische Sicherheitsforschung der HSK":</p> <ul style="list-style-type: none"> - In der Diskussion zum Strategiepapier wird u. a. bemerkt: "Im Bereich Umgang mit radioaktiven Abfällen und Stilllegung ist bei den Schwerpunkten in 8.3 keine Forschung zur Behandlung und Konditionierung von radioaktiven Abfällen vorgesehen. Dies steht im Gegensatz zu der in der KSA immer wieder erhobenen Forderung, die Abfälle in eine unter Endlagerbedingungen möglichst stabile Form zu bringen." Das Sekretariat soll die Kommentare mit den Kommentaren der anderen Fachausschüsse zusammenführen. <p>Trakt. 7 "Entsorgungsnachweis 2002":</p> <ul style="list-style-type: none"> - Im Rahmen der AGNEB-Untergruppe "Abfallinventar" (UG) werde eine Revision der HSK-R-14 diskutiert. Ein zentraler Punkt seien die Anforderungen, welche an die Konditionierung gestellt würden. - Der KSA-Vertreter (T. Flüeler) habe u. a. vorgeschlagen, dass die Gebinde möglichst beständig sein müssen und nicht in chemisch-physikalische Wechselwirkung mit der Umgebung treten sollen. - Gesamthaft habe er den Eindruck gewonnen, man wolle an der bestehenden R-14 möglichst wenig ändern. - Im A5 wird die Vermutung geäußert, einige Mitglieder der UG hätten Angst davor, dass man Abfälle umkonditionieren müsste. - Zum Stand der Arbeiten (KSA 23/158) wird bemerkt, die Punkte "4 Langzeitverhalten des Barriersystems" und "5 Behälter: Materialwahl und Materialverhalten" seien wegen der Gasfrage noch als offen einzustufen. (Betrifft die Gasentwicklung infolge Behälterkorrosion) - Weiteres Vorgehen: AGNEB-Untergruppe "Abfallinventar" in der Sitzung vom 24.505 über Meinung der KSA orientieren. Herren Mäder und Curti zu einer der kommenden A5-Sitzungen einladen
KSA 23/170	August 2005	Stellungnahme (KSA)	Stellungnahme zum Entsorgungsnachweis für abgebrannte Brennelemente, verglaste hochaktive sowie langlebige mittelaktive Abfälle (Projekt Opalinuston)	<p>Kap. 5 Machbarkeitsnachweis, Empfehlung 5-3 (S. 44)</p> <ul style="list-style-type: none"> - "Beim Betrieb der Kernanlagen sowie der Behandlung und Konditionierung von Abfällen soll der Abstimmung mit den Erfordernissen der Entsorgung bis und mit geologischer Tiefenlagerung im Sinne einer Optimierung vermehrt Rechnung getragen werden; hinsichtlich BE/HAA gilt dies speziell für die Kermauslegung und die Festlegung des maximalen Abbrands, hinsichtlich LMA für den Gehalt an organischen Stoffen." <p>Kap. 6.3.6 (S. 65) Technische Barrieren im LMA-Lager; Beurteilung durch die KSA</p> <ul style="list-style-type: none"> - "Die KSA ist der Auffassung, dass die Bildung von Gasen in einem geologischen Tiefenlager gering gehalten werden sollte. Die bedeutet u. a., dass möglichst keine organischen Materialien ins Lager eingebracht werden sollten. Nach Auffassung der KSA sollten die Abfallproduzenten in diesem Sinne auf die Konditionierung der Abfälle Einfluss nehmen."

Aktenzeichen	Verteil-Datum	Typ	Titel	Inhalt/Wichtige Feststellungen
KSA 10/254	14.2.2006	Technische Mitteilung (NOK)	Bericht über die Realisierbarkeit einer thermischen Behandlung von radioaktiven Ionenaustauscherharzen (19.12.2005)	<p>Die NOK führt Argumente gegen eine thermische Behandlung auf:</p> <ul style="list-style-type: none"> - In der VSA der ZWILAG können aufgrund Annahmebedingungen nur geringe Teile höher aktiven Ionenaustauscherharze der CH-KKW's verarbeitet werden. - Eine neue Anlage wäre sehr teuer (ca. 100-150 Mio. CHF) und wäre nur unter Beteiligung von KW's mehrerer Länder ökonomisch tragbar. - Eine Gemeinschaftsanlage hätte schwierig durchzuführende Transporte zur Folge (neues Transportsystem nötig, aufgrund Gesetzgebung keine kurzfristigen Transport möglich etc.) - Die Lagerkapazitäten für erschöpfte Ionenaustauscherharze in den Werken müsste wegen den schwierigen Transporten erhöht werden. <p>Die NOK kommt deshalb zu folgendem Schluss:</p> <ul style="list-style-type: none"> - "Die in der Schweiz zurzeit praktizierten Konditionierungsverfahren für die radioaktiven Ionenaustauscherharze haben sich seit vielen Jahren bewährt. Die Konditionierungsverfahren und die Abfallgebände erfüllen die Kriterien der Richtlinie HSK-R-14. Die Abfallgebäude sind umfangreich dokumentiert sowie transport- und zwischenlagerfähig. Die Endlagerfähigkeit der Harz-Abfallgebäude wurde durch die Nagra beurteilt und bescheinigt." - "Eine thermische Behandlung der Ionenaustauscherharze und die Überführung der anfallenden Asche in eine chemisch stabile Form mit anschliessender Konditionierung ohne Verwendung von organischen Materialien ist zurzeit nicht möglich und drängt sich weder hinsichtlich behördlicher Vorgaben noch der Endlagerung auf."
KSA-AN-2295	11.9.2006	Kommentare der KSA im Rahmen der Vernehmlassung	Vernehmlassung Richtlinie HSK-B05 Konditionierung; Kommentare der KSA	<ul style="list-style-type: none"> - Die KSA ist der Meinung, die TVA sei auch auf die Entsorgung radioaktiver Abfälle anzuwenden. Gemäss TVA seien unterirdische Reaktordeponien nicht erlaubt. - Die KSA weist u. a. darauf hin, dass sich organische Anteile im Deponiekörper unter Bildung von gasförmigen und nicht flüchtigen Produkten zersetzen und diese Produkte negative Auswirkungen auf die Rückhaltung der Schadstoffe haben. - Die KSA beruft sich dabei auf Arbeiten im Rahmen des Integrierten Projekts "Abfall" (1996-1999; Teil des Schwerpunktprogramms "Umwelt" (1992-2001) des Nationalfonds) sowie Erfahrungen mit dem Tiefenlager St. Ursanne und der Sondermülldeponie Kölliken und Bonfol, deren kostspieliger Rückbau primär auf den Organikagehalt zurückzuführen sei. - Ferner möchte die KSA folgenden Grundsatz in der Richtlinie festhalten: Die Konditionierung hat derart zu erfolgen, dass sich die Abfälle unter den im geologischen Tiefenlager voraussichtlich herrschenden Bedingungen möglichst inert verhalten.

Aktenzeichen	Verteil-Datum	Typ	Titel	Inhalt/Wichtige Feststellungen
KSA/FSE-Prot. 311	20.11.2006	Protokoll (KSA)	Protokoll der 311. Sitzung des Fachausschusses FSE (vom 25. August 2006)	Trakt. 4 "Vernehmlassung Richtlinie HSK-B05 Konditionierung": Nach den Erläuterungen des zuständigen HSK-Sachbearbeiters wird seitens der KSA u. a. der Punkt aufgebracht, dass die radioaktiven Abfälle auch den in der technischen Verordnung (TVA) enthaltenen Anforderungen genügen müssten. Dies betreffe insbesondere die strengen Anforderungen hinsichtlich des Gehalts an organischen Stoffen. Diese Anforderungen müssten in der Richtlinie ebenfalls berücksichtigt werden.
KSA-AN-2295.1	15.2.2007	Vernehmlassungsbericht der HSK	Vernehmlassungsbericht zur Richtlinie HSK-B05	Die HSK begründet, weshalb sämtliche Änderungswünsche der KSA in der Richtlinie nicht berücksichtigt wurden. <ul style="list-style-type: none"> – Bezüglich dem Organikagehalt seien in der Kernenergiegesetzgebung vergleichbare Anforderungen bereits implementiert (Sicherheitsnachweis für radioaktive Abfälle, Verifizierung während der Beobachtungsphase) – Der Zusatz, dass sich konditionierte Abfälle inert verhalten müssen, sei überflüssig, da er bereits im Text enthalten sei: "Die Konditionierung hat derart zu erfolgen, dass die getroffenen Massnahmen zur Barrierenwirkung des Tiefenlagers beitragen."
KSA 17/313	22.2.2007	Jahresbericht 2006 KKG	Kernkraftwerk Gösgen, Jahrsbericht 2006	Kap. 10.5 Tabellen: Entsorgung; Die Tabelle zeigt eine Übersicht der Abfall-Lagerbestände im betrieblichen Zwischenlager: <ul style="list-style-type: none"> – 2006. Anzahl Gebinde (200l Fass, endkonditioniert): 23 Dekontolösung/Bitumen; 203 Borkonzentrat/Bitumen; 178 Waschwasser/Bitumen; 271 Harz/Bitumen; 24 (1000l)



Ergebnisse der internationalen Umfrage zur Konsistenz der Abfallbewirtschaftung von radioaktiven und nicht-radioaktiven Abfällen sowie zum Umgang mit organika-haltigen und metallischen (radioaktiven) Abfällen, M. Hugi, ENSI, April 2009

Abfallbewirtschaftung im Vergleich

„Waste Management in Comparison“

Analysis of questionnaire results

Participants

Country	Organisation	Contact person
Belgium	Ondraf/Niras FANC	Philippe Lalieux Frédéric Bernier, Koen Mannaerts
Czech Republic	SUJB	Peter Lietava
Finland	Posiva	Juhani Vira
France	Andra	Gérald Ouzounian
Germany	Pangeo BfS	Detlef Appel Peter Brennecke
Hungary	Puram	Peter Ormai
Spain	Enresa	Alvaro R. Beceiro
Sweden	SKB	Torsten Eng
United Kingdom	NDA EA	John Mathieson David Bennett

1. Has the issue of a consistent management of radioactive waste and non-radioactive (hazardous) waste ever been addressed in your country?
Are the findings documented?

Country	Answer	Supplementary information
Belgium	Two separate legislation (radioactive and non-radioactive waste) in force; no discussion in progress but <i>topic needs consideration</i> .	PHL: International attempts to compare approaches wrt toxic and radioactive waste long term management have been extremely difficult; among the issues are the "resistance" of the chemical industry and of the regulators of the "classical" disposal facilities, the absence of a concept similar to "dose" for toxic waste etc.
Czech Republic	No answer.	
Finland	Issue considered from the viewpoint of radioactive waste management (seminar speeches etc.); no official activities to discuss (in)consistencies.	
France	Never explicitly addressed.	<i>Code de l'Environnement</i> (Environmental Code) comprises the planning act for radioactive waste (2006) which is fully consistent with general waste act (1975).
Germany	Preliminary approaches with respect to the alignment of requirements for underground disposal of 'conventional' and radioactive waste. Regulatory basis: <i>Freisetzung chemotoxischer Stoffe ins Grundwasser aus wasserrechtlicher Sicht</i> .	
Hungary	Never addressed; less public concern for non-radioactive waste as compared to radioactive waste.	<i>EU member state since 01.05.2004:</i> EU law is most effective driving force of Hungarian environmental legislation. Collection, treatment, recycling and disposal of hazardous waste mostly carried out by private companies.

Spain	Not formally addressed – Radioactive waste : Nuclear and radioprotection law – Non-radioactive waste: Environmental legislation	For radioactive waste, both radioactive and non-radioactive (hazardous chemical and toxic) components are assessed.
Sweden	Separate management strategies for radioactive and non-radioactive waste; separate legislations.	
United Kingdom	Separate legislation and regulation for radioactive and non-radioactive waste. Historically, waste management hierarchy concept (avoid, minimise, reduce, ..., dispose) has been widely applied for non-radioactive waste but not much for radioactive waste. Non-radioactive impacts for radioactive waste disposal activities not to be greater than if waste was non-radioactive and being managed under non-radioactive waste legislation. UK government's framework for managing higher activity waste published in <i>Managing Radioactive Waste Safely (MRWS) Programme</i> .	Government's LLW Policy (2007) requires application of waste management hierarchy for solid waste. Waste management strongly influenced by European Directives – particularly for non-radioactive waste. UK governmental work on joining up legislation for radioactive and non-radioactive waste currently in progress (EPP2 Programme). <i>P. S. Scottish Executive does not support deep geological disposal; own policy in preparation.</i>

Conclusion	In most countries, the consistent management of radioactive and non-radioactive waste has not been officially addressed; however, some countries/organisations acknowledge that this topic deserves further consideration.	<i>Cf. OECD/NEA Committee on Technical and Economic Studies on Nuclear Development and the Fuel Cycle (NDC): Radioactive Waste in Perspective, Activity 7.1 in the NDC Work Programme 2007-2008 (work in progress).</i>
-------------------	--	---

2. What is the current practise to handle organic (radioactive) waste?

Country	Answer	Supplementary information
Belgium	Waste handling depends on the origin, the nature and the contamination of organic (radioactive) waste: E.g. operational waste from NPPs classifies as <i>non-conditioned</i> and <i>on-site conditioned</i> waste - with difference	On-site conditioned wastes are filters, concentrates and resins mainly originating from the primary circuits. All other types of waste are considered as non-conditioned. Distinction is made between pure β contaminated waste, β

	<p>in the type of contamination (limiting values for α β γ isotopes and dose rate).</p> <p>Non-conditioned organic wastes are segregated into three subtypes: combustible, compressible and non-compressible waste; for non-conditioned wastes limits on organic content are set.</p> <p>For the <i>combustible waste</i> only organic materials are allowed if the ignition temperature is lower than a pre-set value (... figure should be around 700°C – maybe higher); halogenated polymers are not accepted for incineration. Also biological degradable organics (cellulose, ...) should be packed separately.</p>	<p>γ waste slightly (or suspicious) α contaminated and α contaminated waste.</p>
Czech Republic	<p>Contaminated liquid organic waste is usually treated by means of very simple extraction technology and then incinerated.</p>	<p>All kinds of radioactive waste are managed in line with the Atomic Act and Decree No. 307/2002 Coll. on Radiation Protection.</p>
Finland	<p>Geological disposal of organic (radioactive) waste in existing VLI repositories (Olkiluoto, Louiisa).</p>	<p>... disposal together with other low-level (reactor operating) waste.</p>
France	<p>Organic waste is mostly incinerated; residues are collected and stabilised.</p>	
Germany	<p>No answer.</p>	
Hungary	<p><i>Institutional waste</i>: Slightly contaminated items are incinerated (respective volumes are negligible).</p> <p><i>NPP</i>: Ion exchange resins kept in store; no conditioning until decommissioning of NPP; total volume 135.5 m³ (until 2006, four units).</p> <p>Contaminated oils/organic solvents: Filtered by zeolite (very small volumes).</p>	
Spain	<p>Incineration of liquid and solid organic (radioactive) waste; only small volume conditioned as raw waste.</p>	<p>According to WAC for LILW</p> <ul style="list-style-type: none"> - conditioned waste < 3% organic liquids (vol.) - identification of chelating agents in raw waste if > 8% (before conditioning).

Sweden	<p>Low-level burnable waste: incinerated or high-pressure compacted for temporary storage. Intermediate-level burnable waste (ion exchange resins): see below.</p>	... at Studsvik facilities.
United Kingdom	<p>Supercompaction of contaminated process wastes in sacrificial drums or boxes, and packaging the resulting pucks into standard disposal drums or boxes with an encapsulant or void filler; in-drum mixing of ion-exchange resins and other mobile wastes with cement or polymer encapsulants. <i>Viability of other techniques being investigated (e.g. thermal treatments).</i></p>	<p><i>Major component</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – contaminated plutonium and uranium process materials – ion-exchange materials <p><i>Minor components</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – mobile wastes, e.g. pond sludges <p>Range of practices designed on a case-by-case basis</p> <ul style="list-style-type: none"> – to meet Waste Acceptance Criteria for existing disposal sites (e.g. the Low Level Waste Repository, LLWR (= near surface disposal facility at Drigg, Cumbria) – Waste Package Specification for interim storage and future geological disposal (produced by NDA RWMD).
Conclusion	<p>Handling of organic (radioactive) waste depends on the national waste management strategy; WAC to be met for existing disposal facilities; preferred pre-disposal options are</p> <ul style="list-style-type: none"> – Supercompaction, incineration, solidification in cement or bitumen/polymers (e.g. ion exchange resins). 	

3. Are there specific upper limits for the maximum contents of organic matter in radioactive waste (e.g. via acceptance criteria for underground waste repositories)?

Country	Answer	Supplementary information
Belgium	Limit exists for organic content in conditioned waste.	
Czech Republic	No answer.	
Finland	Final Safety Assessment Report (FSAR) specifies the <i>maximum amount of waste inventory materials</i> (including RN inventories) used as a basis for technical design and safety assessment; these specifications will become constraints after the licensing.	If underlying assumptions of FSAR change, a revision of the FSAR has to be prepared by the licensee and approved by the regulator.
France	Very low acceptance criteria for organic content.	WAC on organics are deduced from overall safety case (including site characteristics, EBS features).
Germany	No limitation on organic content but indirectly controlled by means of criteria on waste combustibility.	... because authorisation for deep geological repository <i>Konrad</i> (non-heat generating waste) specifies no premises on organic content. <i>Discussion on general limit for organics could possibly arise, if state-of-the-art considerations would demand a reduction of organics (gas generation problem – however not relevant for Konrad).</i>
Hungary	No specific criteria for organic components (but acceptance criteria which are indirectly related).	<i>Material limits</i> Chemical: max. 1% (vol) Combustible: “small quantities” < 1% (vol) with flash point < 70°C Toxic: specific levels for PCB, dioxine, ...; lax asbestos not permitted Infectious: not permitted Corroding materials: max. 1% (vol) Gas-generating materials (and microbiological contaminants) at acceptable low levels Chelating & complexing agents: max. 0.5% (vol).

Spain	Existing acceptance criteria for LILW ...	<p>... in compliance with El Cabril LILW near-surface repository</p> <ul style="list-style-type: none"> - conditioned waste < 3% organic liquids (vol.) - identification of chelating agents in raw waste if > 8% (before conditioning). <p>Concentration limits for organic compounds are defined so that hydrolysis dominates over organic complex formation. Cellulose in repository to be avoided due to the risk of ISA formation.</p>
Sweden	<p><i>Low- and intermediate-level waste</i></p> <p>Maximum content of organic matter is treated on case-by-case basis at SFR facility:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Waste with organic content must be minimised; in general avoidance of complex-forming compounds - Strong complex-forming compounds (e.g. EDTA, ISA) < 0.1 mmolar - Less-strong complex-forming compounds (e.g. Oxalic acid) < 0.01 molar. 	<p>According to Waste Package Specification, waste producers are</p> <ul style="list-style-type: none"> - encouraged to minimise inclusion of cellulose, complexants and chelating agents - discouraged from introducing additional organic process materials (e.g. some decontamination agents and grout superplasticisers). <p><i>Programmes of R&D have been conducted by NDA RWMD and the site licence companies on the effects of organic materials and their degradation products on radionuclide solubility, for example on cellulose and specific commercial grout superplasticisers.</i></p>
United Kingdom	<p>No limits are specified ...</p> <ul style="list-style-type: none"> - but Low-Level Waste Repository Drigg can place restrictions on organic material (gas generation) and complexing agents (RN solubility) - Waste Package Specifications (ILW) for future geological disposal require compatibility between waste and developing safety assessments. 	<p>Upper limits for organic content in radioactive waste are specified either directly (BE, ES, FI, FR) or indirectly (HU) commonly through facility-specific waste acceptance criteria.</p>
Conclusion		

4. Are there any other acceptance criteria for organic waste?

Country	Answer	Supplementary information
Belgium	Non-conditioned halogenated organic waste to be super-compacted.	
Czech Republic		Waste acceptance criteria do not allow disposal of radioactive waste containing dangerous chemical substances.
Finland	No further restrictions for organic waste.	See Pt. 3 above.
France	No answer – but all site-specific waste acceptance criteria apply.	
Germany	No answer – compliance with specification for non-heat generating waste as applicable for Konrad repository.
Hungary		See Pt. 2 above: Material limits.
Spain	No answer – but all site-specific waste acceptance criteria apply.	LILW: <i>EI Cabril</i> near-surface repository.
Sweden	No other specific acceptance criteria for organic waste; <i>i.e.</i> complex formation is the main concern.	Gas generation by organic material also considered - but rather dominated by metal corrosion (steel, Al, Zn).
United Kingdom		See Pt. 3 above: Waste Package Specification.
Conclusion	No special requirements are applicable; organic waste is subject to the regular (facility-specific) waste acceptance criteria.	

5. How are ion exchange resins from nuclear power plants processed for final disposal?

Country	Answer	Supplementary information
Belgium	NPP operation: Ion exchange resins are on-site conditioned	For each conditioning process, qualification files

	(cement or polymer matrix) <i>Blow down resins (secondary circuit) are collected as non-conditioned combustible waste.</i>	(conditioning process and radiological inventory) must be drawn up and agreed upon by the implementer (ONDRAF/NIRAS).
Czech Republic	Ion exchange resins are solidified using aluminosilicate (matrix)then placed into the Dukovany repository according to the valid waste acceptance criteria.
Finland	Ion exchange resins are solidified using <ul style="list-style-type: none"> – Bitumen (Olkiluoto) – Cement (Louiisa). 	
France	Processed through mobile unit of EDF, stabilized and conditioned then delivered to Centre de l'Aube disposal facility.
Germany	No answer.	<i>Resins are dried and put (unsolidified) into MOSAIK containers.</i>
Hungary	Ion exchange resins to be solidified into cement matrix at the time when NPP is decommissioned (see Pt. 2 above).
Spain	Conditioning in cement matrix ... together with pH controlling additive and other additives for optimised processing.	Cement matrix has to comply with requirements (WAC) established for LILW packages regarding mechanical and leaching resistance.
Sweden	Ion exchange resins <ul style="list-style-type: none"> – from reactor water treatment are solidified in concrete or bitumen – from condensate water treatment are solidified in concrete or bitumen or dewatered in concrete containers. 	Carboxylate resins (as applied in two Swedish units) take up more C-14 than ordinary resins; with high risk of forming carboxy acid at high concentrations (similar complexing capacity as Oxalic acid).
United Kingdom	At present, ion exchange resins are packaged by mixing with polymer or cement encapsulants, packaged in stainless steel containers to meet the NDA RWMD Waste Package Specification. For LLW ion-exchange resins, the same requirements are stipulated using methods approved in advance by the LLW Repository (Drigg).	Significant quantities of ion exchange resin wastes have arisen in UK ILW from operation of power stations due to the use of Magnox clad uranium metal fuel, with subsequent release of caesium into pond water during storage prior to transfer to Sellafield. Work is on-going within the UK nuclear industry to examine the viability of other treatment processes – e.g. use of thermal processes to destroy the resins.

	It is perceived that there may be advantages from volume reduction and by improving the durability of waste forms.
Conclusion Ion exchange resins from NPP operation are commonly solidified in – cement, bitumen or polymer matrix	CZ: solidification in aluminosilicate matrix GR: drying and (unsolidified) packaging in MOSAIK container.

6. Are there any regulatory requirements for the management of metallic (radioactive) waste in your country?

Country	Answer	Supplementary information
Belgium	Limits on weight and dimensions of metal pieces to be accepted as non-conditioned non-combustible compressible or non-compressible waste according to waste acceptance criteria set forth by ONDRAF/NIRAS.
Czech Republic	No answer.	
Finland	Removal from metallic waste any 'loose' surface contamination before disposal.	
France	No specific requirements but on-going work with waste producers on further optimisation (metal recycling) in order to optimise disposal capacity.
Germany	No requirements regarding limitation of metallic content in radioactive waste however, this topic is addressed in the context of corrosion gas for geological repositories in salt or argillaceous rock (<i>cf. Statement of RSK: Gase im Endlager, 27.01.2005</i>).
Hungary	No requirements for metallic (radioactive) waste.	
Spain	Mass quantification per package for lead, aluminium, copper and asbestos (or other material with additional implications other than being radioactive).	

Sweden	No requirements for iron/steel, but mass of Al and Zn to be minimised.	Reporting of metal-containing waste is mandatory for estimation of gas production.
United Kingdom	<p>No specific requirements other than those on <i>lead disposal</i> and the <i>annual leachable limit</i>.</p> <p>Decontamination, metal melt and other metal recycling technologies and routes are readily available and could be further utilised by UK nuclear operators.</p>	<p>Following the LLW Policy in 2007, it is now a regulatory requirement in the UK to apply the <i>waste management hierarchy</i>: Re-use and recycling of radioactive metals is a clear opportunity to minimise waste requiring disposal whilst benefiting the environment by conserving raw materials and resources.</p> <p>This approach is being strongly supported by the UK regulators and will be a key component of the NDA's <i>National LLW Strategy</i> currently under development.</p> <p>LLWR (Drigg) is leading initiatives to open up these routes further on behalf of all UK waste producers.</p> <p>NDA RWMD add that metallic wastes can present specific challenges in meeting the <i>Waste Package Specification</i> for geological disposal, especially reactive metals such as uranium, Magnox and aluminium commonly found in UK LLW.</p>
Conclusion	In most countries there are no specific requirements for disposal of metallic waste (other than on mass and dimensions through facility-specific WAC); reuse and recycling of radioactive metals are commonly adopted measures to optimise disposal capacity.	<p>ES: quantification of lead, aluminium, copper (and asbestos).</p> <p>FI: removal of radioactive surface contamination.</p> <p>GR: relevance of metal waste for disposal in salt or clay is acknowledged.</p> <p>UK has a limit for lead disposal; otherwise compliance with <i>waste management hierarchy</i> is required.</p>



***Haltung des BAFU betreffend Anwendbarkeit der TVA
auf Tiefenlager für radioaktive Abfälle, M. Monteil, Bun-
desamt für Umwelt BAFU, 12. Mai 2014***



CH-3003 Bern, BAFU, HME

An die Vertreter
der Ämter und Kommissionen
BFE, BAFU, KNS und ENSI
gemäss dem beiliegenden Verteiler

Referenz/Aktenzeichen: N091-2264

Ihr Zeichen:

Unser Zeichen: HMF

Sachbearbeiter/in: HMF

Bern, 12. Mai 2014

Haltung des BAFU betreffend Anwendbarkeit der TVA auf Tiefenlager für radioaktive Abfälle

Sehr geehrte Damen und Herren

Am 17. Januar 2014 fand ein Informationsaustausch von Vertretern der Ämter und Kommissionen von BFE, BAFU, KNS und ENSI über die Anwendbarkeit der Technischen Verordnung über Abfälle (SR 814.600, TVA) bei der Endlagerung von radioaktiven Abfällen in Tiefenlagern statt. Dabei wurde festgehalten, dass das BAFU seine Haltung bezüglich dieser Frage den Teilnehmern noch schriftlich kommuniziert.

Aus rechtlicher Sicht ist die Anwendbarkeit der TVA für Tiefenlager für radioaktive Abfälle aus den folgenden Gründen klar nicht gegeben:

Die TVA wurde nicht für radioaktive Abfälle geschrieben. Diese werden gemäss Art. 3 Abs. 2 des Umweltschutzgesetzes (USG) durch die Strahlenschutz- und Atomgesetzgebung geregelt. Die auf dem Umweltschutzgesetz basierenden abfallrechtlichen Verordnungen betreffen die nicht radioaktiven Abfälle aus Haushalten, Industrie und Gewerbe. Für diese Abfälle definiert die TVA die Anforderungen an die Abfallbehandlung, damit die nicht stofflich verwertbaren Abfälle in eine endlagerfähige Form auf Oberflächendeponien gebracht werden können. Die Regelungen der TVA sollen primär aus Sicht des Gewässer- und Bodenschutzes die Freisetzung von Schadstoffen aus Oberflächendeponien verhindern. Dies beinhaltet unter anderem die Vernichtung der organischen sowie die Fixierung der anorganischen Schadstoffe. Aus diesem Grund wurde in Art. 11 TVA die Verbrennungspflicht für brennbare Abfälle (Siedlungsabfälle, brennbare Anteile von Bauabfällen, Klärschlamm und andere brennbare Abfälle) bzw. das Verbot der Ablagerung dieser Abfälle (Art. 32f TVA) festgehalten. Die Gründe für

Michael Hügi
BAFU, Abteilung Abfall und Rohstoffe, 3003 Bern
Tel. +41 31 322 93 16, Fax +41 31 323 03 69
michael.huegi@bafu.admin.ch
<http://www.bafu.admin.ch>

die Verbrennung von Abfällen bzw. deren umweltverträgliche Behandlung durch andere thermische Prozesse sind die Folgenden:

- Bei der Deponierung unbehandelter brennbarer Abfälle werden durch die Zersetzung der organischen Anteile umweltschädliche Gase freigesetzt, in erster Linie Methan, das eine rund 22-fach höheren Treibhausgasereffekt als CO₂ aufweist. Die unkontrollierte Entgasung setzt sich über Jahrzehnte nach der Ablagerung der Abfälle fort. Da nur ein Teil der Deponiegase mit einem Sammelsystem gefasst und energetisch genutzt werden kann, ist die Energiebilanz entsprechend schlecht.
Im Gegensatz dazu wird durch die Verbrennung der in den Abfällen enthaltene biogene und fossile Kohlenstoff zu CO₂ umgewandelt. Die dabei entstehende Verbrennungswärme wird wesentlich besser genutzt als bei Reaktordeponien. Die Verbrennungsrückstände verbleiben zudem weitgehend inertisiert.
- Organische Schadstoffe und gesundheitsgefährdende Organismen werden bei der Verbrennung zerstört. Anorganische Schadstoffe, vor allem Schwermetalle, werden in der Schlacke durch Versinterung, Oxidation oder anderer chemische Prozesse fixiert. Eine potentielle Freisetzung dieser Schadstoffe aus der Schlacke auf einer Reaktordeponie erfolgt daher in viel geringerem Ausmass als bei unbehandelt abgelagerten Abfällen.
Leichtflüchtige Schwermetalle werden in der Flugasche bzw. in den Rückständen der Rauchgasreinigung zurückgehalten. Der Stand der Technik der Rauchgasreinigung erlaubt eine Rückgewinnung und Verwertung eines Teils dieser Metalle. Die entfrachtete Flugasche kann zusammen mit der Schlacke abgelagert werden.
- Durch die Verbrennung reduziert sich das ursprüngliche Abfallvolumen auf rund einen Zehntel. Für die Ablagerung der Schlacke auf Reaktordeponien spielt dies eine wesentliche Rolle, da in der Schweiz die Anzahl der Deponien und das entsprechende Reservevolumen sehr begrenzt sind.

Verbrennungsrückstände und andere Abfälle, die noch begrenzte Restgehalte an Organika aufweisen, dürfen ausschliesslich auf Reaktordeponien abgelagert werden, sofern sie die entsprechenden Anforderungen der TVA erfüllen. Da die heute geltende TVA unterirdische Reaktordeponien nicht zulässt (Anhang 2 Ziff. 1 Abs. 7 TVA) und Abfälle, die nach Strahlenschutzgesetzgebung behandelt werden müssen, explizit nicht auf Deponien abgelagert werden dürfen (Art. 32 Abs. 2 Bst. e TVA), kann diese Verordnung demzufolge auch nicht auf Tiefenlager für radioaktive Abfälle angewendet werden, auch wenn diese organische Substanzen enthalten.

Es wäre jedoch sinnvoll zu prüfen, inwiefern die oben erwähnten Gründe und Prinzipien für die Behandlung von brennbaren Abfällen, die der TVA zugrunde liegen, auch für die Behandlung von radioaktiven Abfällen Sinn machen würden. Eine entsprechende rechtliche Regelung müsste jedoch in der Strahlenschutz- oder Atomgesetzgebung verankert werden.

Wir hoffen, Ihnen mit diesen Angaben gedient zu haben und stehen für Auskünfte gerne zur Verfügung.

Freundliche Grüsse

Bundesamt für Umwelt BAFU



Michel Monteil
Abteilungschef

Kopie an:

- PO, HEJ, ML, SK, LAA, RJO,

Verteiler:

- Herr Dr. B. Covelli, Eidgenössische Kommission für Nukleare Sicherheit KNS,
Gaswerkstrasse 5, 5200 Brugg
- Herr Dr. M. Hugli, Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI,
Industriestrasse 19, CH-5200 Brugg
- Herr M. Wieser, Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI,
Industriestrasse 19, CH-5200 Brugg
- Frau Dr. A.-K. Leuz, Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI,
Industriestrasse 19, CH-5200 Brugg
- Frau Dr. Monika Jost, Bundesamt für Energie BFE, 3003 Bern



Organika und Metalle in den radioaktiven Abfällen der Schweiz gemäss modellhaftem Inventar der radioaktiven Materialien (MIRAM 2008), D. Suter, Science Solutions, März 2009

Organika und Metalle in den radioaktiven Abfällen der Schweiz gemäss modellhaftem Inventar der radioaktiven Materialien (MIRAM 08)

D. Suter, Science Solutions

März 2009

Inhaltsverzeichnis

- 1 Inventar der radioaktiven Abfälle im SMA- bzw. LMA-Lager**
 - 1.1 Herkunft der radioaktiven Abfälle
 - 1.2 Zeitlicher Anfall der radioaktiven Abfälle
 - 1.3 Klassifizierung und Nomenklatur der Abfälle
 - 1.4 Zuteilung der radioaktiven Abfälle zu den Lagern SMA und LMA
 - 1.5 Materialien in den radioaktiven Abfällen
 - 1.6 Gasbildung
 - 1.7 Analyse der Abfallsorten bezüglich der Organika und Metalle
- 2 Literatur**
- 3 Referenzen**

Anhang Verzeichnis der MIRAM-Abfallsorten

- A.1 SMA
- A.2 ATA
- A.3 HAA

1 Inventar der radioaktiven Abfälle im SMA- bzw. LMA-Lager

Die im vorliegenden Bericht verwendeten Inventardaten stammen aus dem modellhaften Inventar für radioaktive Materialien (MIRAM 08, Nagra 2008a). Die Aufteilung der Abfallarten gemäss MIRAM 08 auf das SMA- bzw. LMA-Lager entspricht der Referenzzuteilung RZ, wie sie im Bericht zur Sicherheit und technischen Machbarkeit (Nagra 2008b) dokumentiert ist.

1.1 Herkunft der radioaktiven Abfälle

Radioaktive Abfälle entstehen beim Betrieb und der Stilllegung von Kernkraftwerken, im Brennstoffkreislauf der Kernkraftwerke und aus Medizin, Industrie und Forschung. Um die zukünftigen Abfallvolumen und das entsprechende Nuklid- und Materialinventar abschätzen zu können, müssen verschiedene Annahmen getroffen werden. Diese Annahmen und die resultierenden Abfallvolumen und -inventare sind im Bericht MIRAM 08 (Nagra 2008a) dokumentiert.

Für MIRAM 08 wird das Jahr 2050 als Referenzjahr gewählt, da zu diesem Zeitpunkt die sich an die Betriebszeiten der bestehenden KKW von 50 Jahren anschliessenden Nachbetriebs- und Stilllegungsphasen abgeschlossen und alle Abfälle der bestehenden Anlagen vollständig angefallen sind. Deshalb wird als Sammelperiode der MIF-Abfälle angenommen, dass diese ebenfalls bis zum Jahr 2050 anfallen werden.

Die Abfälle umfassen die folgenden Abfallkategorien:

- BA: Betriebsabfälle der KKW und des ZWILAG sowie der Abfälle aus dem MIF-Bereich,
- SA: Stilllegungsabfälle der KKW und des ZWILAG sowie aus der Forschung,
- RA: Reaktorabfälle der KKW,
- WA: Wiederaufarbeitungsabfälle der KKW (inkl. verglaste hochaktive Abfälle),
- BE: abgebrannte Brennelemente der KKW.

Die hochaktiven Abfälle (d.h. BE und verglaste hochaktiven WA) werden im vorliegenden Bericht nicht behandelt.

1.2 Zeitlicher Anfall der radioaktiven Abfälle

Aufgrund ihrer Herkunft fallen die verschiedenen Abfallkategorien in unterschiedlichen Zeitperioden an. Betriebsabfälle, Reaktorabfälle und abgebrannte Brennelemente entstehen kontinuierlich während dem Betrieb der kerntechnischen Anlagen, während die Stilllegungsabfälle erst am Ende der Betriebszeit der Kernkraftwerke, der Zwischenlager und Forschungsanlagen anfallen werden. Wiederaufarbeitungsabfälle entstehen bei der Wiederaufarbeitung von abgebrannten Brennelementen. In Figur 1 ist die erwartete Volumenentwicklung der einzelnen Abfallkategorien als Funktion der Zeit illustriert.

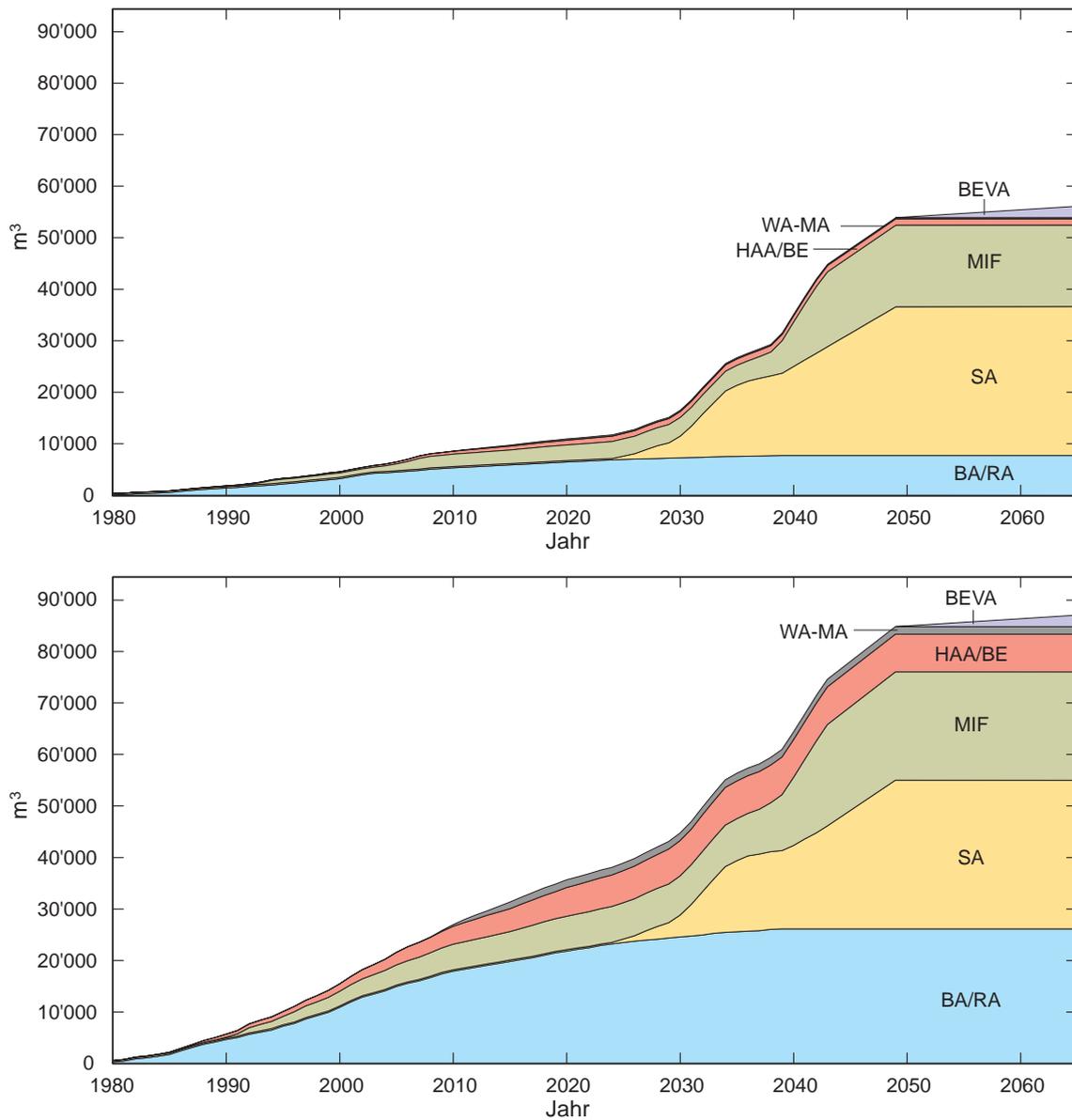


Fig. 1: Volumenentwicklung der konditionierten (oben) und endlagergerecht verpackten (unten) Abfälle, aufgeteilt nach den verschiedenen Kategorien (Nagra 2008a)

1.3 Klassifizierung und Nomenklatur der Abfälle

Die einzelnen Abfallströme werden entsprechend der Art der Rohabfälle und deren Herkunft in verschiedene Abfallsorten klassifiziert. Die Nomenklatur für die Abfallsorten ist "AK-H-R" mit AK = Abfallkategorie, H = Herkunft bzw. Abfallproduzent und R = Kurzbezeichnung des Rohabfalls. Tabelle 1 verdeutlicht die Struktur der MIRAM-Abfallsorten gemäss dieser Nomenklatur.

Tab. 1: Nomenklatur der Abfallsorten (Nagra 2008a)

Abfallkategorie AK	Herkunft H	Rohabfall R
BA Betriebsabfälle	B KKW Beznau	B Beton
BE Brennelemente	G KKW Gösgen	BI Bitumen
RA Reaktorabfälle	L KKW Leibstadt	E Einbauten aus Reaktor
SA Stilllegungsabfälle	M KKW Mühleberg	F Filterkerzen
WA Wiederaufarbeitungsabfälle	P ¹ Paul-Scherrer-Institut	H Harze
	Z ZWILAG	K Konzentrat
	F WA aus Frankreich	M Mischabfall
	U WA aus England	MI Mischabfall BAG
	D BE aus Druckwasserreaktor	NP Abfälle aus Nachbetriebsphase ²
	S BE aus Siedewasserreaktor	S Schlamm ³
		S Stahl ³
		SM Stahl in Mosaik-Behältern
		V Rückstände aus Verbrennung
		VS Misch- und Verbrennungsabfälle aus Stilllegung KKW
		CE Abfälle aus CERN
		DI Abfälle des DIORIT-Reaktors
		LU Abfälle des LUCENS-Reaktors
		HL Abfälle aus PSI-Hotlabor
		PR Abfälle des PROTEUS-Reaktors
		PV Abfälle aus Pilotverbrennungsanlage PSI (PVA)
		SA Abfälle des SAPHIR-Reaktors
		W Abfälle aus PSI-West
		AM Americiumhaltige Abfälle
		AO Nicht Americiumhaltige Abfälle
		O1 Diverse Mischabfälle
		O2 Militärische Abfälle
		O3 Filterabfälle
		O4 Uranmetall / -Erz

Eine vollständige Liste der Abfallsorten mit einer Beschreibung der Rohabfälle, der Art der Konditionierung und der Gebinde findet sich im Anhang.

¹ Abfälle mit Herkunft "P" bezeichnen MIF-Abfälle.

² Zeitraum zwischen Abschaltung eines KKW und Aufnahme der Stilllegungsarbeiten

³ Die Abkürzung "S" ist doppelt vergeben für "Schlamm" und "Stahl". Innerhalb der Sorten-Reports ist der Rohabfall jedoch immer wörtlich benannt, sodass eine eindeutige Zuordnung jederzeit möglich ist.

1.4 Zuteilung der radioaktiven Abfälle zu den Lagern SMA und LMA

Aufgrund generischer sicherheitstechnischer Betrachtungen wird die Aufteilung der MIRAM 08-Abfallsorten auf das SMA- und das HAA-Lager (LMA-Teil) festgelegt (Nagra 2008b). In den Tabellen 2 und 3 sind die Abfallsorten aufgeführt, welche gemäss der Referenz-Abfallzuteilung dem SMA- bzw. dem HAA-Lager (LMA-Teil) zugeteilt werden. Gewisse Abfallsorten werden in MIRAM 08 in einen ATA- und einen SMA-Teil⁴ aufgeteilt, mit je einem eigenen Nuklidvektor. Diese werden bei den generischen sicherheitstechnischen Betrachtungen als separate Abfallsorten behandelt (Bezeichnung: Abfallsorte_ATA bzw. Abfallsorte_SMA) und dementsprechend je nach Resultat entweder dem SMA- oder dem HAA-Lager (LMA-Teil) zugeteilt. Die abgebrannten Brennelemente und die verglasten hochaktiven Abfälle aus der Wiederaufarbeitung von abgebrannten Brennelementen werden dem HAA-Lager zugeteilt.

⁴ Gemäss Definition ATA und SMA in Art. 51 der Kernenergieverordnung (KEV 2004)

Tab. 2: Abfallsorten im SMA-Lager ("Referenz-Abfallzuteilung", Nagra 2008b)

BA-B-F1	BA-M-V1	RA-M-E2	SA-L-VS
BA-B-F2	BA-M-V2	RA-M-E3	SA-M-B1
BA-B-H1	BA-P-AO1_SMA	RA-M-E4	SA-M-B20
BA-B-K1	BA-P-AO2	RA-M-E5	SA-M-S20
BA-B-K2	BA-P-AO3_SMA	RA-M-E6	SA-M-S2H
BA-B-M1	BA-P-CE1	RA-M-E7	SA-M-S2N
BA-B-NP1	BA-P-HL3	RA-M-F1	SA-M-SM
BA-B-S1	BA-P-HL5_SMA	SA-B-B1	SA-M-VS
BA-B-V1	BA-P-HL6_SMA	SA-B-B10	SA-P-DI1
BA-B-V2	BA-P-HL7	SA-B-B2	SA-P-DI2
BA-G-H1	BA-P-HL8	SA-B-S1	SA-P-DI3
BA-G-H2	BA-P-M1	SA-B-S10	SA-P-HL2_SMA
BA-G-H3	BA-P-M2_SMA	SA-B-S2	SA-P-PR1
BA-G-K1	BA-P-MI1	SA-B-S20	SA-P-PV1
BA-G-K2	BA-P-MI2_SMA	SA-B-SM	SA-P-SA1
BA-G-M1	BA-P-O1	SA-B-VS	SA-P-W1
BA-G-NP1	BA-P-O2	SA-G-B1	SA-P-W10
BA-G-V1	BA-P-O3_SMA	SA-G-B2	SA-P-W2
BA-G-V2	BA-P-S1	SA-G-B20	SA-P-W20
BA-L-H1	BA-P-V1	SA-G-S20	SA-P-W3
BA-L-M1	BA-P-V2	SA-G-S2H	SA-P-W30
BA-L-NP1	BA-P-W1	SA-G-S2N	SA-P-W4
BA-L-S1	BA-Z-1	SA-G-SM	SA-P-W40
BA-L-V1	RA-B-E1	SA-G-VS	SA-P-W5
BA-L-V2	RA-G-E1	SA-L-B1	SA-P-W50
BA-M-F1_SMA	RA-G-E3	SA-L-B2	SA-P-WG
BA-M-F2	RA-L-E1	SA-L-B20	SA-Z-1
BA-M-H1	RA-L-E2	SA-L-S20	SA-Z-LU1
BA-M-M1	RA-L-E3	SA-L-S2H	SA-Z-LU2
BA-M-NP1	RA-L-F1	SA-L-S2N	SA-Z-LU3
BA-M-S1	RA-M-E1	SA-L-SM	

Tab. 3: Abfallsorten im LMA-Lager ("Referenz-Abfallzuteilung", Nagra 2008b)

BA-G-F1	BA-P-BI1	BA-P-HL9	RA-B-E2
BA-M-F1_ATA	BA-P-HL1	BA-P-M2_ATA	RA-G-E2
BA-P-AM1	BA-P-HL2	BA-P-MI2_ATA	SA-P-HL1
BA-P-AM2	BA-P-HL4	BA-P-O3_ATA	SA-P-HL2_ATA
BA-P-AO1_ATA	BA-P-HL5_ATA	BA-P-O4_ATA	WA-F-2
BA-P-AO3_ATA	BA-P-HL6_ATA	BA-P-O4_SMA	WA-F-4A

1.5 Materialien in den radioaktiven Abfällen

Für die chemische Charakterisierung der Abfallsorten wurde eine Standardliste von fünfzig Materialien festgelegt, mit der die chemische Zusammensetzung der Abfälle einheitlich beschrieben wird (Nagra 2008a). Diese Standardliste ist in Tabelle 4 wiedergegeben. Die Auswahl der Materialien berücksichtigt ihre Relevanz sowohl bezüglich der Mengen als auch bezüglich materialspezifischer Prozesse in der Sicherheitsanalyse, wie z.B. die Gasbildung oder die Komplexbildung. Die Liste umfasst darum in erster Linie die Metalle (im Abfall und in der Verpackung), die Konditionierungsmittel (Zement, Bitumen, Polystyrol) sowie die organischen Stoffe im Rohabfall (z.B. Zellulose, Kunststoffe, EDTA).

Tab. 4: Standardliste der fünfzig MIRAM 08-Materialien (Nagra 2008a)

Nitrit $[\text{NO}_2]^{1-}$	Gummi	PVC
Nitrat $[\text{NO}_3]^{1-}$	Harnstoff	Quarzsand
Aluminium	Hexamethylen-Tetramin	Sand
Asbest	Keramik	Silber
Asche	Kies	Stahl
Berliner Blau $\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$	Kunstharz (Farbanstriche)	Übrige Anorganika
Beryllium	Kunststoffe	Übrige Metalle
Beton	Kupfer	Uran
Bitumen	Luft	Uranoxide $\text{UO}_2/\text{U}_3\text{O}_8$
Blei	Magnesium	Thorium
Borcarbid B_4C	$\text{Na}_2[\text{H}_2\text{EDTA}]$	Wasser
Buntmetalle	Neutrale Tenside	Weinsäure
Detergentien	Organika Niedermolekular	Zementstein
Eisen	Organische Polymere	Zellulose
Glas	Oxalat $[\text{C}_2\text{O}_4]^{2-}$	Zink
Gluconsäure	Plutoniumoxide	Zircaloy
Graphit	Polystyrol	

1.6 Gasbildung

Die Gasbildung ist ein wichtiger Prozess in geologischen Tiefenlagern für radioaktive Abfälle. Gase entstehen im SMA- bzw. LMA-Lager vor allem durch die anaerobe Korrosion von Metallen und durch den Abbau von organischen Stoffen. Die Radiolyse ist wegen den im Vergleich mit abgebrannten Brennelementen und verglasten hochaktiven Abfällen geringen Alpha-Aktivitäten von untergeordneter Bedeutung⁵ und wird hier nicht weiter betrachtet. Bei der anaeroben Korrosion der unedlen Metalle entsteht Wasserstoff. Beim Abbau der Organika im Abfall entstehen die Gase Methan und Kohlendioxid, wobei das letztere im alkalinen Porenwasser des Endlagers praktisch vollständig gelöst bzw. ausgefällt wird. In der Gasphase werden darum nur die Produkte Wasserstoff und Methan betrachtet.

Die Parameter für die Berechnung der Gasbildung aufgrund von Metallkorrosion und Abbau der organischen Stoffe sind in den Tabellen 5 und 6 aufgeführt.

Tab. 5: Parameter für die Berechnung der Gasbildung durch anaerobe Korrosion von Metallen

Metall	Korrosionsrate [m/a]	Stöchiometrie der Gasbildungsreaktion [-] ⁶
Edelstähle, Nickellegierungen	10^{-8}	1,33
Kohlenstoffstahl, Gusseisen	10^{-7}	1,33
Zirkaloy	10^{-8}	2
Blei	10^{-6}	1
Magnesium	$1,5 \times 10^{-5}$	1
Kupfer	0	0
Legierung 80Ag/15In/5Cd	10^{-3}	1,5 ⁷
Aluminium	10^{-3}	1,5
Zink	10^{-3}	1

Bei den organischen Stoffen wird zwischen schnell abbaubaren Verbindungen (v.a. Zellulose und niedermolekulare Stoffe; Klasse 1) und langsam abbaubaren Verbindungen (hochmolekulare Stoffe, Kunststoffe; Klasse 2) unterschieden (Tabelle 6).

Tab. 6: Abbauraten der zwei betrachteten Klassen von Organika

Organika-Klasse	Abbauraten [Mol Gas / (kg · a)]
Klasse 1	0,7
Klasse 2	0,05

⁵ Dies ist selbst für diejenigen ATA mit den höchsten spezifischen Alpha-Aktivitäten der Fall (z.B. hat die Abfallsorte WA-F-4A (kompaktierte Hülsen und Endstücke) eine spezifische Alpha-Aktivität, welche mehr als drei Größenordnungen unter derjenigen von abgebrannten Brennelementen liegt).

⁶ Mol Wasserstoff pro Mol Metall

⁷ Für die Berechnung wurde konservativ angenommen, dass die Legierung vollständig aus Indium besteht.

Mit diesen Parametern kann die Gasbildung im SMA- bzw. LMA-Lager als Funktion der Zeit berechnet werden. Figur 2 illustriert die zeitliche Entwicklung der Gasbildung im SMA-Lager. Unmittelbar nach dem Lagerverschluss führt sowohl die Metallkorrosion als auch der Abbau der organischen Materialien zu relativ hohen Gasbildungsraten. Dies ist die Folge der Korrosion der schnell korrodierenden Metalle wie Aluminium und Zink und der Metallstücke mit hohem Oberfläche / Masse-Verhältnis, da die Metallkorrosion an der Oberfläche der Metalle stattfindet. Ein weiterer Beitrag zur anfänglich hohen Gasbildung stammt vom Abbau der leicht abbaubaren Organika (Klasse 1). Zu späteren Zeiten führen die langsameren Prozesse der Korrosion von Eisen und der Abbau der langsam abbaubaren organischen Materialien zu geringeren Raten über längere Zeiträume.

1.7 Analyse der Abfallsorten bezüglich der Organika und Metalle

Die einzelnen Abfallsorten unterscheiden sich durch die chemische Zusammensetzung der Rohabfälle, durch die Art des verwendeten Konditionierungsmittels und durch die Gesamtmasse. Zur Identifikation der Abfallsorten mit dem grössten Beitrag an Organika und Metallen werden für jede Abfallsorte sowohl die Gesamtmenge als auch die Massenanteile berechnet.

Organika

Die gesamte Masse der organischen Materialien im SMA- und LMA-Lager beträgt $2,29 \cdot 10^6$ kg. Davon gehören $3,02 \cdot 10^5$ kg zur Klasse 1 der leicht abbaubaren Organika (Zellulose und niedermolekulare Stoffe) und $1,99 \cdot 10^6$ kg zur Klasse 2 der schwer abbaubaren, hochmolekularen Organika.

Die 17 Abfallsorten in Tabelle 7 tragen rund 90 % zum gesamten Organika-Inventar der Abfälle im SMA- und LMA-Lager bei. Bis auf zwei Abfallsorten handelt es sich um Abfallsorten, die dem SMA-Lager zugeteilt werden. Bei den entsprechenden Rohabfällen handelt es sich vor allem um Harze, Konzentrate, Mischabfälle und Abfälle aus dem Nachbetrieb. Die Mehrheit dieser Abfälle ist mit Zement konditioniert, während einige mit Bitumen bzw. Polystyrol konditioniert sind. Die drei mit Bitumen konditionierten Abfallsorten dieser Liste umfassen rund 90 % der gesamten Bitumenmasse von $3,42 \cdot 10^5$ kg der auf diese Weise konditionierten Abfälle im SMA- und LMA-Lager; die vier restlichen, mit Bitumen konditionierten Abfallsorten BA-G-NP1, BA-G-K2, BA-G-H2 und BA-P-BI1 enthalten die restlichen 10 %.

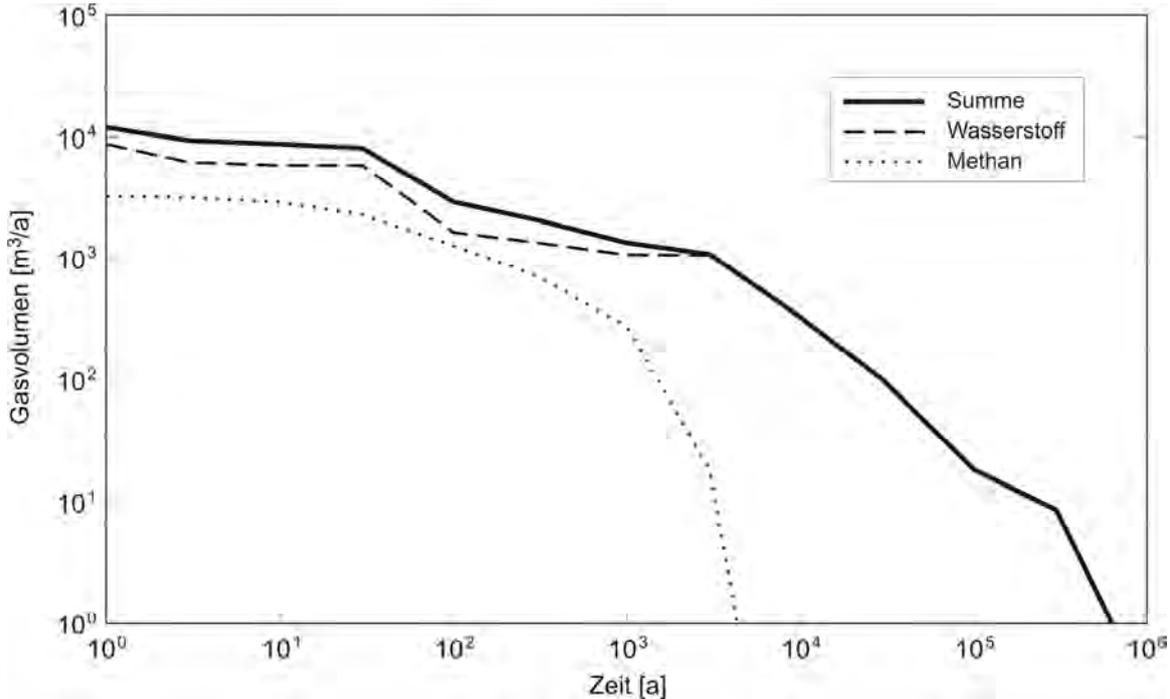


Fig. 2: Zeitliche Entwicklung der Gasbildung im SMA-Lager

Die integrierten Gasvolumen für Methan, Wasserstoff und deren Summe sind in Figur 3 illustriert.

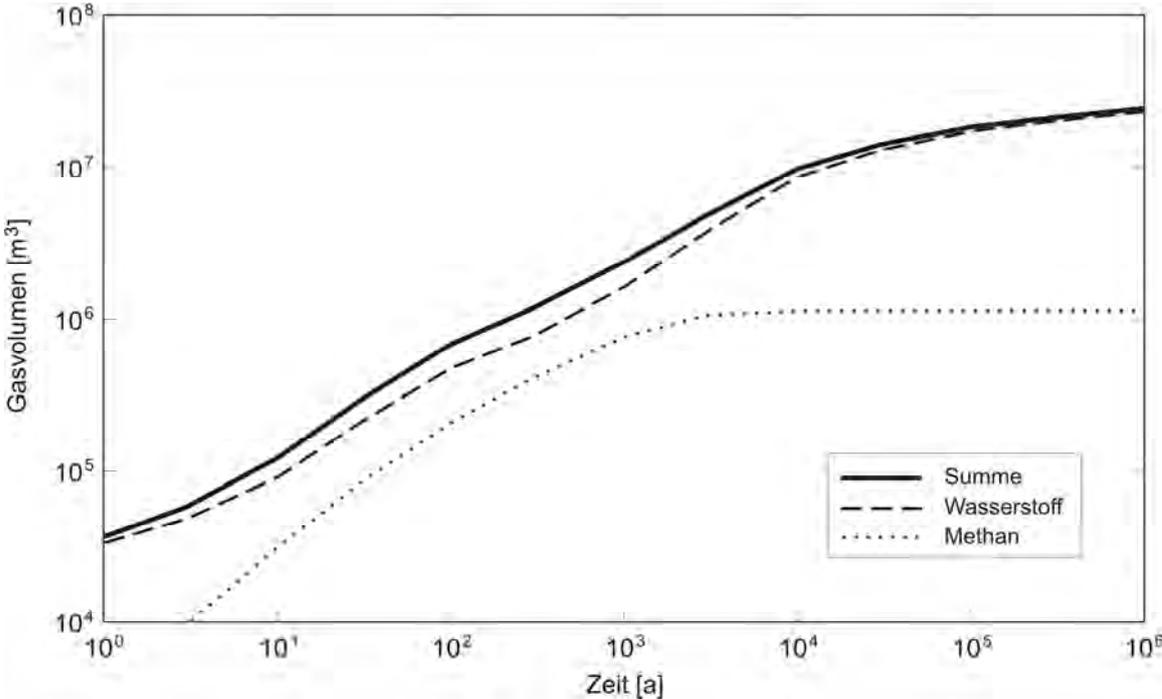


Fig. 3: Integriertes Gasvolumen für Wasserstoff, Methan und das Gesamtvolumen

Tab.7: Liste der Abfallsorten mit dem grössten Anteil an der gesamten Organikamenge der Abfälle im SMA- und LMA-Lager

Abfallsorte	Rohabfall	Konditionierung	Abfallzuteilung	Masse der Organika [kg]	Anteil an Gesamtmasse der Organika [%]	Anteil an Gesamtmasse Organika kumuliert [%]
BA-L-H1	Harze/Konz.	Zement	SMA	4.46E+05	19.5	19.5
BA-M-H1	Harze	Zement	SMA	3.37E+05	14.7	34.1
BA-B-H1	Harze	Polystyrol	SMA	2.19E+05	9.6	43.7
BA-P-HL5_SMA	Pu/β-/γ-haltig	Zement	SMA	1.82E+05	7.9	51.6
BA-G-K1	Konzentrate	Bitumen	SMA	1.68E+05	7.3	58.9
BA-G-H1	Harze	Bitumen	SMA	1.25E+05	5.5	64.4
BA-P-M1	Mischabfall	Zement	SMA	1.25E+05	5.5	69.9
BA-L-M1	Mischabfall	Zement	SMA	1.12E+05	4.9	74.7
BA-B-M1	Mischabfall	Zement	SMA	8.35E+04	3.6	78.4
WA-F-2	WA Areva	Bitumen	LMA	5.05E+04	2.2	80.6
BA-M-M1	Mischabfall	Zement	SMA	4.66E+04	2.0	82.6
BA-G-NP1	Nachbetrieb	Zement	SMA	4.27E+04	1.9	84.5
SA-P-HL2_SMA	HL-Stilllegung	Zement	SMA	4.11E+04	1.8	86.3
BA-L-NP1	Nachbetrieb	Zement	SMA	3.02E+04	1.3	87.6
BA-M-NP1	Nachbetrieb	Zement	SMA	2.66E+04	1.2	88.7
BA-P-MI1	Mischabfälle	Zement	SMA	1.46E+04	0.6	89.4
BA-P-HL5_ATA	Pu/β-/γ-haltig	Zement	LMA	1.20E+04	0.5	89.9

In Tabelle 8 ist der Massenanteil der Organika an der Gesamtmasse der konditionierten Abfälle (ohne Endlagercontainer) für jede Abfallsorte mit einem Anteil von mehr als 10 g/kg aufgeführt. Es zeigt sich, dass 67 Abfallsorten einen Organika-Anteil von mehr als 10 g/kg enthalten. Erwartungsgemäss gehören die mit Bitumen konditionierten Abfallsorten zu denjenigen mit der höchsten Organika-Konzentration.

Tab. 8: Liste der Abfallsorten im SMA- bzw. LMA-Lager, die einen Massenanteil der Organika (ohne Endlagercontainer) grösser als 10 g/kg der Gesamtmasse aufweisen. In der mit "Kond." bezeichneten Spalte sind die Konditionierungsmittel angegeben (Z = Zement, B = Bitumen, P = Polystyrol). Die Abfallsorten in fetter Schrift gehören zu jenen mit der grössten Gesamtmasse an Organika gemäss Tabelle 7.

Abfallsorte	Kond.	Organika-konzentration [g/kg]	Abfallsorte	Kond.	Organika-konzentration [g/kg]
BA-G-H1	B	787.3	BA-P-BI1	Z	65.8
WA-F-2	B	578.3	BA-M-S1	Z	56.3
BA-G-NP1	Z	455.6	BA-G-F1	Z	53.2
BA-G-K1	B	355.1	BA-G-K2	B	46.9
BA-P-HL5_ATA	Z	238.1	BA-G-H2	B	41.5
BA-P-HL5_SMA	Z	238.1	BA-P-AO3_ATA	Z	37.5
SA-P-HL2_ATA	Z	231.4	BA-P-AO3_SMA	Z	37.5
SA-P-HL2_SMA	Z	231.4	BA-M-F1_ATA	Z	36.2
BA-L-M1	Z	196.4	BA-M-F1_SMA	Z	36.2
BA-P-HL8	Z	184.9	BA-M-F2	Z	36.2
BA-M-H1	Z	163.2	BA-B-F1	Z	31.7
BA-M-NP1	Z	147.5	BA-P-MI1	Z	29.8
BA-M-M1	Z	139.1	BA-L-S1	Z	26.2
BA-P-M1	Z	137.8	BA-P-AM1	Z	25.2
BA-B-M1	Z	132.6	RA-M-F1	Z	21.4
BA-B-H1	P	117.5	BA-P-HL4	Z	19.6
BA-Z-1	Z	110.5	BA-G-H3	Z	19.1
BA-L-H1	Z	109.6	RA-L-F1	Z	16.9
BA-L-NP1	Z	100.0	BA-P-AO2	Z	16.8
BA-P-HL1	Z	80.4	BA-P-HL2	Z	14.5
BA-P-AO1_SMA	Z	77.2	SA-P-HL1	Z	14.5
BA-P-AO1_ATA	Z	77.2	BA-P-S1	Z	11.7
BA-B-NP1	Z	75.5	BA-M-V2	Z	10.9
BA-P-HL6_ATA	Z	71.8	BA-B-V2	Z	10.8
BA-P-HL6_SMA	Z	71.8	BA-L-V2	Z	10.5
BA-G-M1	Z	65.9			

Der grösste Beitrag zum gesamten Organika-Inventar stammt von jenen Abfallsorten, von welchen eine grosse Anzahl Gebinde anfällt und die ausserdem eine hohe Organika-Konzentration aufweisen. Einige Abfallsorten weisen zwar eine hohe Organika-Konzentration auf, wegen der geringeren Anzahl Gebinde tragen sie aber relativ wenig zum gesamten Organika-Inventar bei. Die Konditionierung mit einem organischen Material (Bitumen oder Polystyrol) führt bei einzelnen Abfallsorten zu einer hohen Organika-

Konzentration, aber auch bei Abfallsorten, die mit Zement konditioniert sind, führen hohe Organika-Gehalte im Rohabfall zu hohen Konzentrationen.

Metalle

Die gesamte Masse der Metalle in den Abfallsorten im SMA- und LMA-Lager beträgt $4,08 \cdot 10^7$ kg. Diese Menge umfasst sowohl die Metalle im Rohabfall, als auch die Anteile der Gebinde und Container (Armierung der Betoncontainer). Der Anteil von Eisen und Stahl an der gesamten Metallmasse beträgt rund 95 %.

Tab. 9: Metallinventar der Abfälle im SMA- und LMA-Lager

Metall	Masse der Metalle [kg]	Anteil an Gesamtmasse der Metalle [%]
Eisen	3.88E+07	95.1
Blei	7.56E+05	1.9
Kupfer	4.50E+05	1.1
Zirkaloy	3.83E+05	0.9
Aluminium	3.51E+05	0.9
Zink	2.09E+04	0.05
Magnesium	2.07E+04	0.05
Indium	1.39E+04	0.03

In Tabelle 10 sind jene Abfallsorten aufgeführt, deren Metallanteil 80 % der gesamten Metallmasse der Abfälle im SMA- und LMA-Lager beiträgt. Es handelt sich dabei um 26 Abfallsorten, bei denen mit 18 Abfallsorten die Stilllegungsabfälle überwiegen.

Tab. 10: Liste der Abfallsorten mit dem grössten Anteil (0,5 % oder grösser) an der gesamten Metallmenge der Abfälle im SMA- und LMA-Lager

Abfallsorte	Zuteilung	Masse der Metalle [kg]	Anteil an Gesamtmasse der Metalle [%]	Anteil an Gesamtmasse der Metalle kumuliert [%]
SA-P-W4	SMA	5.71E+06	14.0	14.0
SA-L-S20	SMA	3.38E+06	8.3	22.3
SA-P-W40	SMA	2.19E+06	5.4	27.6
SA-B-B2	SMA	1.95E+06	4.8	32.4
SA-L-S2N	SMA	1.90E+06	4.7	37.1
SA-B-S10	SMA	1.60E+06	3.9	41.0
SA-B-SM	SMA	1.51E+06	3.7	44.7
BA-P-W1	SMA	1.38E+06	3.4	48.1
SA-B-S2	SMA	1.37E+06	3.4	51.4
SA-L-SM	SMA	1.32E+06	3.2	54.7
SA-G-S20	SMA	1.30E+06	3.2	57.9
SA-M-S2N	SMA	8.58E+05	2.1	60.0
SA-M-S20	SMA	8.39E+05	2.1	62.0
BA-L-H1	SMA	8.16E+05	2.0	64.0
SA-G-SM	SMA	7.29E+05	1.8	65.8
BA-L-V1	SMA	6.59E+05	1.6	67.4
WA-F-4A	LMA	5.20E+05	1.3	68.7
BA-B-V1	SMA	5.18E+05	1.3	70.0
SA-L-S2H	SMA	4.84E+05	1.2	71.1
SA-P-W5	SMA	4.45E+05	1.1	72.2
SA-M-SM	SMA	4.29E+05	1.1	73.3
BA-M-H1	SMA	4.14E+05	1.0	74.3
BA-M-V1	SMA	4.05E+05	1.0	75.3
SA-L-B1	SMA	4.01E+05	1.0	76.3
SA-P-DI3	SMA	3.87E+05	0.9	77.2
BA-B-H1	SMA	3.63E+05	0.9	78.1
BA-P-M1	SMA	3.39E+05	0.8	78.9
SA-G-S2N	SMA	3.34E+05	0.8	79.8
BA-P-V1	SMA	3.22E+05	0.8	80.5
SA-B-S20	SMA	3.12E+05	0.8	81.3
SA-M-S2H	SMA	3.11E+05	0.8	82.1
RA-L-E2	SMA	3.02E+05	0.7	82.8
SA-G-S2H	SMA	2.95E+05	0.7	83.5
RA-G-E2	LMA	2.62E+05	0.6	84.2
BA-B-M1	SMA	2.55E+05	0.6	84.8
SA-Z-1	SMA	2.52E+05	0.6	85.4

Abfallsorte	Zuteilung	Masse der Metalle [kg]	Anteil an Gesamtmasse der Metalle [%]	Anteil an Gesamtmasse der Metalle kumuliert [%]
BA-P-HL5_SMA	SMA	2.44E+05	0.6	86.0
SA-P-W50	SMA	2.43E+05	0.6	86.6
BA-G-V1	SMA	2.35E+05	0.6	87.2
SA-G-B2	SMA	2.21E+05	0.5	87.7
SA-L-B20	SMA	2.13E+05	0.5	88.3
SA-P-W1	SMA	2.05E+05	0.5	88.8
SA-L-VS	SMA	2.05E+05	0.5	89.3
BA-L-M1	SMA	1.92E+05	0.5	89.7
RA-B-E2	LMA	1.91E+05	0.5	90.2
RA-M-E2	SMA	1.91E+05	0.5	90.7
BA-G-K1	SMA	1.86E+05	0.5	91.1

Die vollständigen Datenauswertungen über die Organika und die Metalle in den einzelnen Abfallsorten, sowie die Gasbildung, finden sich auf der beiliegenden CD in den Excel-Dateien "MIRAM08_Metall_130209.xls", MIRAM08_Organika_130209.xls und MIRAM08_Gas_300109.xls.

2 Literatur

Im Folgenden werden einige ausgewählte Publikationen von internationalen Organisationen zum Thema Organika und Metalle in radioaktivem Abfall vorgestellt.

Die Festlegung von Spezifikationen für Abfallgebinde ist ein komplexer Prozess, bei dem verschiedene Anforderungen bezüglich der Zwischen- und Endlagerung der Abfälle wie auch bezüglich der Handhabung und dem Transport berücksichtigt werden müssen. Die Internationale Atomenergie-Agentur (IAEA) hat einen Leitfaden zur Entwicklung von Spezifikationen für Abfallgebinde veröffentlicht (IAEA 2006b). Bei den Spezifikationen stehen naturgemäss die strahlenschutzrechtlichen Aspekte und die Erkenntnisse aus der Langzeitsicherheitsanalyse von geologischen Tiefenlagern im Vordergrund.

In einer anderen Publikation gibt die IAEA Empfehlungen für das Management von schwach- und mittelaktiven radioaktiven Abfällen vor der Entsorgung (IAEA 2003). Dazu gehören alle Aktivitäten vom Anfall der Abfälle an der Quelle bis zu ihrer Annahme zur Endlagerung oder deren Entlassung aus der regulatorischen Kontrolle. Als Grundkonzepte einer Abfallbehandlung werden die Volumenverringerung, die Entfernung von Radionukliden und die Veränderung der Zusammensetzung genannt. Auch hier stehen die verschiedenen Sicherheitsaspekte im Vordergrund.

Wegen ihren verschiedenen sicherheitsrelevanten Eigenschaften wie Gasbildung oder Komplexbildung werden die organischen Materialien im radioaktiven Abfall in verschiedenen Publikationen behandelt. Ein Bericht der IAEA befasst sich mit dem Management von organischen radioaktiven Abfällen vor der Endlagerung (IAEA 2004). Es werden die verschiedensten technischen und nicht-technischen Kriterien berücksichtigt. Darunter werden, neben vielen anderen, auch die Einflüsse der einzelnen Prozesse auf die Umwelt oder die Konsistenz der Prozesse mit der jeweiligen nationalen Abfallpolitik genannt.

Ionentauscher dienen der Behandlung von radioaktiven Lösungen und fallen beim Betrieb der Kernkraftwerke in grossen Mengen an. Aus diesem Grund kommt ihrer Konditionierung und Entsorgung eine wichtige Bedeutung zu (IAEA 2002). Neben der Endlagerung von organischen Ionentauscherharzen besteht auch die Möglichkeit der thermischen Behandlung, die zu einem stabileren Produkt für die Endlagerung führen kann (IAEA 2004, IAEA 2006a). Die Möglichkeiten der Mineralisierung von organischen Materialien wie Ionentauscherharze wurden von Matzner (2008) eingehend evaluiert.

Bei den Metallen stellt sich die Situation etwas anders dar. Ein wesentlicher Anteil der Metalle kommt von den Gebindehüllen und von den Verstärkungen ("Rebar") in den Endlagercontainern. Dem Ziel einer Verringerung der Metallmengen stehen hier verschiedene Sicherheitsanforderungen gegenüber.

Die Reduktion der Metallanteile im Rohabfall ist möglich, falls die Aktivität einzelner Metallkomponenten durch die Dekontamination oder durch den Zerfall von kurzlebigen Radionukliden unterhalb der relevanten Freigrenze fällt. Das Nuclear Energy Agency Radioactive Waste Management Committee hat in einem Bericht die Kriterien für die Entlassung von Materialien aus der regulatorischen Kontrolle in einzelnen Ländern erhoben (NEA 2004). Es wird gezeigt, dass die meisten Länder eine Freigabe von Materialien vorsehen. Es werden jedoch unterschiedliche Kriterien (Aktivitätskonzentration, Dosis) angewendet.

3 Referenzen

- IAEA (2002), Application of Ion Exchange Processes for the Treatment of Radioactive Waste and Management of Spent Ion Exchangers, International Atomic Energy Agency, Technical Report Series No. 408, Vienna.
- IAEA (2003), Predisposal Management of Low and Intermediate Level Radioactive Waste, Safety Guide, International Atomic Energy Agency, Safety Standards Series No. WS-G-2.5, Vienna.
- IAEA (2004), Predisposal Management of Organic Radioactive Waste, International Atomic Energy Agency, Technical Report Series No. 427, Vienna.
- IAEA (2006a), Application of Thermal Technologies for Processing of Radioactive Waste, International Atomic Energy Agency, IAEA-TECDOC-1527, Vienna.
- IAEA (2006b), Development of Specifications for Radioactive Waste Packages, International Atomic Energy Agency, IAEA-TECDOC-1515, Vienna.
- KEV (2004): Kernenergieverordnung vom 10.12.2004. KEV, Systematische Sammlung des Bundesrechts SR 732.11, Schweiz.
- Matzner, A. (2008), Evaluation von Methoden zur Mineralisierung organischer radioaktiver Materialien wie Ionenaustauscherharze, Nagra Arbeitsbericht NAB 08-20, Wettingen.
- Nagra (2008a), Modellhaftes Inventar für radioaktive Materialien MIRAM 08, Nagra Technischer Bericht 08-06, Wettingen.
- Nagra (2008b), Begründung der Abfallzuteilung, der Barriersysteme und der Anforderungen an die Geologie, Bericht zur Sicherheit und technischen Machbarkeit, Nagra Technischer Bericht 08-05, Wettingen.
- NEA (2004), Removal of Regulatory Controls for Materials and Sites, National Regulatory Positions, RWMC Regulator's Forum, OECD Nuclear Energy Agency, Paris.

Anhang – Verzeichnis der MIRAM-Abfallsorten

Für jede Abfallsorte im Inventar werden das konditionierte und in Endlagerbehälter verpackte Volumen (k.Vol und v.Vol) aller Abfallgebände sowie die zugehörige Masse angegeben. Die Aufstellung ist aufgeteilt gemäss den KEV-Kategorien SMA (A.1), ATA (A.2) und HAA (A.3). Einige Abfallsorten enthalten je einen SMA- und einen ATA-Anteil; diese Abfallsorten erscheinen sowohl im Anhang A.1 (SMA) als auch im Anhang A.2 (ATA), siehe auch Nagra (2008a).

A.1 SMA

Abfallsorte	Bezeichnung	k.Vol [m ³]	v.Vol [m ³]	Masse [kg]
BA-B-F1	Filterkerzen zementiert in 200-I-Fass	47	158	476
BA-B-F2	Filterkerzen zementiert in 1 m ³ -BC	8	30	2442
BA-B-H1	Harze in Polystyrol in 200-I-Fass	818	2740	490
BA-B-K1	Konzentrate zementiert in 200-I-Fass	50	168	444
BA-B-K2	Konzentrate zementiert in 1 m ³ -BC	167	631	2345
BA-B-M1	Mischabfälle zementiert in 200-I-Fass	296	990	458
BA-B-NP1	Nachbetriebsphase-Abfälle in 200-I-Fass	58	193	439
BA-B-S1	Schlämme zementiert in 200-I-Fass	126	420	382
BA-B-V1	Schlacken aus Plasma-Anlage in 200-I-Fass	180	604	868
BA-B-V2	Aschen zementiert in 200-I-Fass	44	148	460
RA-B-E1	Reaktoreinbauten zementiert in 200-I-Fass	5	17	624
RA-B-E2	Reaktoreinbauten in Mosaik-II-Behältern	25	165	9744
SA-B-B1	Aktivierter Beton zementiert in 26 m ³ -LC1	1716	1716	59470
SA-B-B10	Kontaminierter Beton zementiert in 26 m ³ -LC1	1508	1508	59800
SA-B-B2	Aktivierter Beton zementiert in 14.3 m ³ -LC2	1030	1030	51899
SA-B-S1	Aktivierter Stahl zementiert in 26 m ³ -LC1	182	182	72581
SA-B-S10	Kontaminiertes Material zementiert in 26 m ³ -LC1	2184	2184	66052
SA-B-S2	Aktiviertes Material zementiert in 14.3 m ³ -LC2	629	629	53403
SA-B-S20	Kontaminierter Stahl zementiert in 14.3 m ³ -LC2	329	329	40400
SA-B-SM	Aktivierter Stahl in Mosaik-II-Behältern zementiert in 26 m ³ -LC1	1716	1716	73759
SA-B-VS	Sekundärabfälle zementiert in 26 m ³ -LC1	520	520	68673
BA-G-H1	Harze bituminiert in 200-I-Fass	136	455	252
BA-G-H2	Harze bituminiert in 1 m ³ -BC	12	45	2848
BA-G-H3	Harze zementiert in 200-I-Fass	2	5	440
BA-G-K1	Konzentrate bituminiert in 200-I-Fass	356	1192	285
BA-G-K2	Konzentrate bituminiert in 1 m ³ -BC	12	45	2036
BA-G-M1	Mischabfälle zementiert in 200-I-Fass	74	248	490
BA-G-NP1	Nachbetriebsphase-Abfälle in 200-I-Fass	71	238	284
BA-G-V1	Schlacken aus Plasma-Anlage in 200-I-Fass	82	274	868
BA-G-V2	Aschen zementiert in 200-I-Fass	30	100	459
RA-G-E1	Reaktoreinbauten zementiert in 200-I-Fass	5	17	624

Abfallsorte	Bezeichnung	k.Vol [m³]	v.Vol [m³]	Masse [kg]
RA-G-E2	Reaktoreinbauten in Mosaik-II-Behältern	34	225	9744
RA-G-E3	Reaktoreinbauten zementiert in 1 m ³ -BC	3	11	3283
SA-G-B1	Aktivierter Beton zementiert in 26 m ³ -LC1	286	286	59651
SA-G-B2	Aktivierter Beton zementiert in 14.3 m ³ -LC2	1216	1216	32949
SA-G-B20	Kontaminierter Beton zementiert in 14.3 m ³ -LC2	443	443	32979
SA-G-S20	Kontaminierter Stahl zementiert in 14.3 m ³ -LC2	1030	1030	43555
SA-G-S2H	Aktivierter Stahl hoher Aktivität zementiert in 14.3 m ³ -LC2	186	186	48493
SA-G-S2N	Aktivierter Stahl niedriger Aktivität zementiert in 14.3 m ³ -LC2	229	229	46130
SA-G-SM	Aktivierter Stahl in Mosaik-II-Behältern zementiert in 26 m ³ -LC1	910	910	71793
SA-G-VS	Sekundärabfälle zementiert in 26 m ³ -LC1	442	442	70852
BA-L-H1	Harze und Konzentrate zementiert in 200-I-Fass	2256	7554	388
BA-L-M1	Mischabfälle zementiert in 200-I-Fass	276	926	442
BA-L-NP1	Nachbetriebsphase-Abfälle in 200-I-Fass	159	534	407
BA-L-S1	Schlämme zementiert in 200-I-Fass	2	7	417
BA-L-V1	Schlacken aus Plasma-Anlage in 200-I-Fass	229	768	868
BA-L-V2	Aschen zementiert in 200-I-Fass	51	171	461
RA-L-E1	Reaktoreinbauten zementiert in 200-I-Fass	45	151	600
RA-L-E2	Reaktoreinbauten in Mosaik-II-Behältern	40	260	9723
RA-L-E3	Brennelementkästen zementiert in 200-I-Fass	26	89	667
RA-L-F1	Filterelemente UWS zementiert in 200-I-Fass	1	4	529
SA-L-B1	Aktivierter Beton zementiert in 26 m ³ -LC1	858	858	61440
SA-L-B2	Aktivierter Beton zementiert in 14.3 m ³ -LC2	972	972	32959
SA-L-B20	Kontaminierter Beton zementiert in 14.3 m ³ -LC2	615	615	32999
SA-L-S20	Kontaminierter Stahl zementiert in 14.3 m ³ -LC2	3203	3203	41103
SA-L-S2H	Aktivierter Stahl hoher Aktivität zementiert in 14.3 m ³ -LC2	215	215	53401
SA-L-S2N	Aktivierter Stahl niedriger Aktivität zementiert in 14.3 m ³ -LC2	1373	1373	44916
SA-L-SM	Aktivierter Stahl in Mosaik-II-Behältern zementiert in 26 m ³ -LC1	1430	1430	75003
SA-L-VS	Sekundärabfälle zementiert in 26 m ³ -LC1	988	988	70282
BA-M-F1	Filterkerzen zementiert in 200-I-Fass	2	8	453
BA-M-F2	Filtermaterial zementiert in 200-I-Fass	2	6	453
BA-M-H1	Harze zementiert in 200-I-Fass	1261	4221	352
BA-M-M1	Mischabfälle zementiert in 200-I-Fass	158	529	456
BA-M-NP1	Nachbetriebsphase-Abfälle in 200-I-Fass	105	353	368
BA-M-S1	Schlämme zementiert in 200-I-Fass	10	32	402
BA-M-V1	Schlacken aus Plasma-Anlage in 200-I-Fass	141	472	868
BA-M-V2	Aschen zementiert in 200-I-Fass	41	139	439

Abfallsorte	Bezeichnung	k.Vol [m ³]	v.Vol [m ³]	Masse [kg]
RA-M-E1	Reaktoreinbauten zementiert in 200-I-Fass	14	46	600
RA-M-E2	Reaktoreinbauten in Mosaik-II-Behältern	25	165	9723
RA-M-E3	Brennelementkästen zementiert in 200-I-Fass	62	207	596
RA-M-E4	Kleinteile zementiert in 200-I-Fass	1	4	646
RA-M-E5	Schwachaktive Lanzen zementiert in 200-I-Fass	1	4	593
RA-M-E6	Bolzen zementiert in 200-I-Fass	3	9	998
RA-M-E7	Vergiftungsbleche zementiert in 1 m ³ -BC	47	178	3268
RA-M-F1	Filterelemente UWS zementiert in 200-I-Fass	2	5	467
SA-M-B1	Aktivierter Beton zementiert in 26 m ³ -LC1	364	364	66143
SA-M-B20	Kontaminierter Beton zementiert in 14.3 m ³ -LC2	1273	1273	32999
SA-M-S20	Kontaminierter Stahl zementiert in 14.3 m ³ -LC2	801	801	41169
SA-M-S2H	Aktivierter Stahl hoher Aktivität zementiert in 14.3 m ³ -LC2	172	172	48439
SA-M-S2N	Aktivierter Stahl niedriger Aktivität zementiert in 14.3 m ³ -LC2	615	615	45133
SA-M-SM	Aktivierter Stahl in Mosaik-II-Behältern zementiert in 26 m ³ -LC1	494	494	73510
SA-M-VS	Sekundärabfälle zementiert in 26 m ³ -LC1	338	338	71536
BA-Z-1	Betriebsabfälle zementiert in 200-I-Fass	42	140	389
SA-Z-1	Stilllegungsabfälle zementiert in 26 m ³ -LC1	338	338	70070
SA-Z-LU1	Lucens-Abfälle zementiert in 26 m ³ -LC1	182	182	70936
SA-Z-LU2	Lucens-Abfälle zementiert in 14.3 m ³ -LC2	86	86	35699
SA-Z-LU3	Lucens-Abfälle zementiert in 1 m ³ -BC	13	48	2305
BA-P-AO1	BAG-Zylinder H-3/C-14/Ra-226 (ohne Am-241) zementiert in 200-I-Fass	5	17	492
BA-P-AO2	BAG-Zylinder H-3/C-14/Ra-226 (ohne Am-241) zementiert in 1 m ³ -BC	7	26	2297
BA-P-AO3	BAG-Zylinder (ohne Am-241) zementiert in 4.5 m ³ -KC	112	112	9910
BA-P-CE1	Isolde-Targets CERN zementiert in 200-I-Fass	6	19	498
BA-P-HL3	Pu-/β-/γ -haltige Abfälle zementiert in 1 m ³ -BC	9	27	2352
BA-P-HL5	Pu-/β-/γ -haltige Abfälle zementiert in 200-I-Fass	425	1424	386
BA-P-HL6	Pu-kont. Sperrgut zementiert in 200-I-Fass	57	191	545
BA-P-HL7	Pu-kont. Bauschutt zementiert in 200-I-Fass	40	134	451
BA-P-HL8	Laboraüstungen zementiert in 200-I-Fass	3	12	403
BA-P-M1	Mischabfälle BAG verpresst/zementiert in 200-I-Fass	522	1747	375
BA-P-M2	Mischabfälle BAG zementiert in 200-I-Fass	196	655	521
BA-P-MI1	Mischabfälle BAG H-3/C-14/Ra-226 zementiert in 200-I-Fass	224	751	469
BA-P-MI2	Mischabfälle BAG zementiert in 1 m ³ -BC	8	29	2353
BA-P-O1	Mischabfälle zementiert in 200-I-Fass	107	359	473

Abfallsorte	Bezeichnung	k.Vol [m³]	v.Vol [m³]	Masse [kg]
BA-P-O2	Militär-Abfälle zementiert in 4.5 m ³ -KC	27	27	9450
BA-P-O3	Filterabfälle zementiert in 200-I-Fass	11	36	480
BA-P-O4	Uran-Abfälle zementiert in 200-I-Fass	13	41	620
BA-P-S1	Schlämme zementiert in 200-I-Fass	186	624	429
BA-P-V1	Schlacken aus Plasma-Anlage in 200-I-Fass	112	375	868
BA-P-V2	Aschen zementiert in 200-I-Fass	53	179	474
BA-P-W1	PSI-West Beschleunigerabfälle zementiert in 4.5 m ³ -KC	1485	1485	12804
SA-P-DI1	DIORIT-Abfälle zementiert in 200-I-Fass	2	8	567
SA-P-DI2	DIORIT-Peraluman zementiert in 4.5 m ³ -KC	248	248	10290
SA-P-DI3	DIORIT-Metall/Beton zementiert in 4.5 m ³ -KC	284	284	14708
SA-P-HL2	HL-Stilllegungsabfälle (Baustoffe und Metalle) zementiert in 200-I-Fass	101	338	379
SA-P-PR1	PROTEUS Stilllegungsabfall zementiert in 4.5 m ³ -KC	72	72	12772
SA-P-PV1	PVA-Stilllegungsabfall/Keramikkacheln zementiert in 4.5 m ³ -KC	63	63	10642
SA-P-SA1	SAPHIR Stilllegungsabfall zementiert in 4.5 m ³ -KC	86	86	11138
SA-P-W1	PSI-West Kupfer zementiert in 4.5 m ³ -KC	189	189	13252
SA-P-W10	PSI-West Kupfer zementiert in 16 m ³ -GC	144	144	41288
SA-P-W2	PSI-West Edelstahl zementiert in 4.5 m ³ -KC	68	68	12448
SA-P-W20	PSI-West Edelstahl zementiert in 16 m ³ -GC	48	48	40774
SA-P-W3	PSI-West Aluminium zementiert in 4.5 m ³ -KC	185	185	10203
SA-P-W30	PSI-West Aluminium zementiert in 16 m ³ -GC	128	128	36013
SA-P-W4	PSI-West Stahl zementiert in 4.5 m ³ -KC	2588	2588	16937
SA-P-W40	PSI-West Stahl zementiert in 16 m ³ -GC	1744	1744	48841
SA-P-W5	PSI-West Stahl/Mörtel zementiert in 4.5 m ³ -KC	3474	3474	12266
SA-P-W50	PSI-West Stahl/Mörtel zementiert in 16 m ³ -GC	2224	2224	42289
SA-P-WG	PSI-West Strahlfänger zementiert in 16 m ³ -GC	16	16	56531

A.2 ATA

Abfallsorte	Bezeichnung	k.Vol [m ³]	v.Vol [m ³]	Masse [kg]
BA-M-F1	Filterkerzen UWS zementiert in 200-I-Fass	1	2	453
BA-P-AO1	BAG-Zylinder H-3/C-14/Ra-226 (ohne Am-241) zementiert in 200-I-Fass	0.2	1	492
BA-P-AO3	BAG-Zylinder (ohne Am-241) zementiert in 4.5 m ³ -KC	5	5	9910
BA-P-HL5	Pu-/ β-/γ-haltige Abfälle zementiert in 200-I-Fass	28	94	386
BA-P-HL6	Pu-kont. Sperrgut zementiert in 200-I-Fass	0.2	1	545
BA-P-M2	Mischabfälle BAG zementiert in 200-I-Fass	0.2	1	521
BA-P-MI2	Mischabfälle BAG zementiert in 1 m ³ -BC	1	4	2353
BA-P-O3	Filterabfälle zementiert in 200-I-Fass	0.2	1	480
BA-P-O4	Uran-Abfälle zementiert in 200-I-Fass	1	4	620
SA-P-HL2	HL-Stillegungsabfälle (Baustoffe und Metalle) zementiert in 200-I-Fass	6	20	379
BA-G-F1	Filtermaterial zementiert in 200-I-Fass	10	35	395
BA-P-AM1	BAG-Zylinder mit Am-241 zementiert in 200-I-Fass	12	40	772
BA-P-AM2	BAG-Zylinder mit Am-241 zementiert in 1 m ³ -BC	8	30	2580
BA-P-BI1	Bitumen/Glas-Muster WA zementiert in 200-I-Fass	0.2	1	371
BA-P-HL1	Pu-haltige Abfälle zementiert in 200-I-Fass	72	263	423
BA-P-HL2	Pu-/ β-/γ-haltige Abfälle zementiert in 200-I-Fass	8	30	564
BA-P-HL4	Pu-/ β-/γ-haltige Abfälle zementiert in 4.5 m ³ -KC	36	36	11068
BA-P-HL9	Pu-Lösungen zementiert in 1.2 m ³ -Container	126	310	2633
SA-P-HL1	HL-Stillegungsabfälle zementiert in 200-I-Fass	22	81	564
WA-F-2	Abfälle AREVA bituminiert in 215-I-Fass	86	310	224
WA-F-4A	Hülsen und Endstücke AREVA in 180-I-Kokille	114	1008	722

A.3 HAA

Abfallsorte	Bezeichnung	k.Vol [m ³]	v.Vol [m ³]	Masse [kg]
WA-F-1	Verglaste Abfälle AREVA in 180-I-Kokille	79	496	480
WA-U-1	Verglaste Abfälle Sellafield Ltd in 180-I-Kokille	37	232	480
BE-S-1	Brennelemente UO ₂ -SWR	653	3592	288
BE-D-2	Brennelemente UO ₂ / MOX-DWR	200	1448	543
BE-D-3	Brennelemente UO ₂ -DWR	283	1554	587



**Zusammenfassung des Nagra-Arbeitsberichts NAB 08-20:
-Evaluation von Methoden zur Mineralisierung organi-
scher radioaktiver Materialien wie Ionenaustauscher-
harze, A. Matzner, Nagra, Januar 2009**

Evaluation von Methoden zur Mineralisierung organischer radioaktiver Materialien wie Ionenaustauscherharze

A. Matzner, Nagra

Januar 2009

Inhaltsverzeichnis

1	Problem und Vorgehen	3
2	Abfallstrom Ionenaustauscherharz	3
3	Gegenwärtige Situation.....	4
3.1	Plasma-Anlage ZWILAG	4
4	Evaluation von Verfahren und Techniken zur Behandlung radioaktiver organischer Materialien (Stand der Technik).....	5
4.1	Verbrennung.....	5
4.2	Pyrolyse.....	6
5	Ausgewählte Pyrolyseprozesse	7
5.1	Pyrolyseanlage THOR.....	7
5.1.1	Abfallbehandlung in der Studsvik Processing Facility.....	7
5.1.2	Behandelbarkeit Schweizer Ionenaustauscherharze	8
5.2	NUKEM-Pyrolyseprozess	9
5.2.2	Behandelbarkeit Schweizer Ionenaustauscherharze	9
6	Ergebnis.....	10
	Referenzverzeichnis.....	11

1 Problem und Vorgehen

Wenn sich organische Verbindungen zersetzen, entstehen verschiedene Abbauprodukte und Gase. Es wurde daher die Frage aufgeworfen, ob organische Abfälle vor der geologischen Tiefenlagerung mineralisiert werden sollen, um ein anorganisches Abfallprodukt zu erhalten.

Der NAB 08-20 gibt einen Überblick über die weltweit existierenden und angewendeten Verfahren zur Mineralisierung organischer Stoffe in radioaktiven Abfällen. Es wird der heutige Stand der Technik dargestellt und eine Vorabklärung eventueller Behandlungsmöglichkeiten für Ionenaustauscherharze (IAH) aus Schweizer Kernkraftwerken vorgenommen.

Die Studie erfolgte in mehreren Schritten, welche im NAB 08-20 dokumentiert sind:

- Schritt 1: Beschreibung des relevanten Abfallstroms „Ionenaustauscherharz“;
- Schritt 2: Erläuterung der gegenwärtigen Situation in der Schweiz,
- Schritt 3: Weltweite Evaluation von Technologien (Anlagen), Festlegung von Schlüsselkriterien und Eingrenzung näher zu untersuchender Verfahren,
- Schritt 4: Untersuchung ausgewählter Prozesse (in Verbindung mit Besuchen bei Anlagenbetreibern und Prozessentwicklern) und Abklärung von Behandlungsmöglichkeiten sowie
- Schritt 5: Auswertung des Stands der Technik, Empfehlung und Ausblick.

2 Abfallstrom Ionenaustauscherharz

Im Mittelpunkt der Betrachtungen stehen gebrauchte Ionenaustauscherharze aus Schweizer KKW¹, deren hohe Aktivitätsbeladung hohe strahlenschutztechnische Anforderungen an eine Mineralisierung stellt (Behandlung in ZWILAG nicht möglich).

Tab. 1: Radiologische Eigenschaften Ionenaustauscherharz (Rohabfall), KKB (2005)

	Harze (Rohabfall)	mittlere Menge	α - Aktivität [Bq/kg]		β/γ - Aktivität [Bq/kg]		DL am kond. Gebinde [mSv/h]	
			Mittel	Max	Mittel	Max	Mittel	Max
KKB (DWR)	Kugelharz	3250 l/a	3.9E+04	5.3E+05	1.4E+09	9.7E+09	25	220 (1300)
KKG (DWR)	Kugelharz	1.3 m ³ (nass) = ca. 520 kg Tr.substanz	1.0E+05	3.0E+05	1.0E+10	2.0E+10	270	530
KKL (SWR)	ca. 60% Feuchte	15000 kg/a davon 1050 kg/a ^{*)}	7.7E+04	2.4E+05	6.9E+08	2.1E+09	27	
			1.3E+06	1.6E+06	1.0E+10	1.2E+10	490	
KKM (SWR)	ca. 63% Feuchte	14500 kg/a, davon 1000 kg/a ^{*)}	4.0E+03	6.0E+04	8.0E+08	3.0E+09	5 - 65	700
			6.0E+05	2.0E+06	1.0E+10	4.0E+10	600-800	3700

^{*)} Reaktorwasser

Eine Herausforderung an die Verfahrenstechnik stellt auch das physikalisch-chemische Verhalten der Kugel- bzw. Pulverharze dar. Die organischen Polymere haben die Tendenz, bei der Verbrennung grosse Cluster zu formen, was zum einen den Ausbrand minimiert und zum anderen die Ausmauerung des Verbrennungsraums beschädigen kann. Zudem reicht der spezifische Heizwert von 2 bis 6 MJ/kg (abhängig vom Wassergehalt) für eine selbsterhaltende Verbrennung nicht aus, zusätzliche Brennstoffe oder andere brennbare Abfälle müssen in der Regel zugemischt werden, um den Verbrennungsprozess aufrecht zu erhalten (IAEA 2002). Weiterhin ist (verfahrensabhängig) eine komplexe und effiziente Abgasreinigung erforderlich: Ionenaustauscherharze enthalten signifikante Mengen an Schwefel und Stickstoff, welche aus dem (sauren) Abgas in Form von SO₂, SO₃ and NO_x

¹ DWR z.B. Reinigung Primärkühlwasserkreislauf, Brennstofflagerbeckenwasser, Vorratstanks für Borsäurewasser und Borsäurerückgewinnung etc. SWR z.B. Reinigung Reaktor- und Brennelementwasserbecken, Turbinenkondensat und Abwasser

abzuscheiden sind. Nicht zuletzt stellt die Abscheidung flüchtiger Nuklide (Cs, Ru, H, C) einen wichtigen Punkt dar.

3 Gegenwärtige Situation

In der Schweiz werden Ionenaustauscherharze (IAH) derzeit nicht thermisch behandelt sondern gemäss HSK-R-14 in Zement (KKM und KKL), Bitumen (KKG) oder Polystyrol (KKB) verfestigt. Eine Studie zur Behandelbarkeit von hochbeladenen IAH aus dem Jahr 2005 hatte zum Ergebnis, dass die in der Schweiz zurzeit praktizierten Konditionierungsverfahren die Kriterien der Richtlinie erfüllen und die Endlagerfähigkeit bescheinigt ist (KKB 2005). Die HSK stellte damals fest, dass eine thermische Behandlung der IAH und die Überführung der Asche in eine chemisch stabile Form mit anschliessender Konditionierung ohne Verwendung von organischen Materialien zurzeit nicht möglich ist und sich weder hinsichtlich behördlicher Vorgaben noch der Endlagerung aufdrängt (HSK 2006).

Aktuell ist ein Projektantrag der Eidgenössischen Kommission für die Sicherheit von Kernanlagen (KSA) u. a. zur Bewirtschaftung von organischen radioaktiven Abfällen bewilligt worden (KSA 2007). Die Argumentation stützt sich ab auf dem Vergleich mit der Deponierung von konventionellen Abfallstoffen, bei der nur ein weitaus geringerer Organikanteil erlaubt ist. Diese vorliegende Studie dient daher der Evaluation des gegenwärtigen Standes der Technik und der Vorabklärung eventueller Behandlungsmöglichkeiten für Schweizer Abfälle.

3.1 Plasma-Anlage ZWILAG

Radiologisch ist die Plasma-Anlage des ZWILAG nicht auf die Behandlung der betreffenden Ionenaustauscherharze zu behandeln. Die Anlagentechnik selbst (und bestehende Kapazitäten) würden es zwar erlauben, auch höher aktive Abfälle zu behandeln, für eine Aufstockung der Betriebsgenehmigung wäre aber ein hoher Strahlenschutz-Aufwand zu tätigen (bautechnisch aus Platzgründen zum Teil nicht mehr möglich und erfordert noch mehr, eventuell reparaturanfällige, fernhantierte Komponenten). Zudem bedingen die während Instandhaltungsarbeiten um den Faktor 10 bis 100 höheren als in den Annahmebedingungen erlaubten DL des Abfalls erhöhte Personendosen; dies kann nicht vermieden werden, da die Instandhaltungsarbeiten nicht automatisierbar sind. Weiterhin wären in der Abgasreinigung mehr flüchtige Nuklide (z.B. ¹³⁷Cs) zurückzuhalten, was mit einem höheren Filteraufwand verbunden wäre, zudem würden Anlagenteile stärker aktiviert (wichtig für Stilllegung und Rückbau).

Fazit: Die Plasma-Anlage ist in ihrer heutigen Form nicht für die Behandlung von höher (als in den Annahmebedingungen formulierten) beladenen Harzen ausgelegt und eine entsprechende strahlenschutztechnische Nachrüstung ist nicht möglich (KKB 2005). Zudem widerspricht ein dauernder Betrieb an der oberen Auslegungsgrenze dem ALARA-Prinzip², HSK (2006).

²

As low as reasonable achievable: Grundlegende Leitlinie des Strahlenschutzes, welche fordert, beim Umgang mit ionisierenden Strahlen die Strahlenbelastung (auch unterhalb von Grenzwerten) so gering zu halten, wie dies mit vernünftigen Mitteln machbar ist.

4 Evaluation von Verfahren und Techniken zur Behandlung radioaktiver organischer Materialien (Stand der Technik)

Anhand von IAEA 2006 und IAEA 2004 wurden 28 verfügbare (mechanische, thermische, chemische und biologische) Behandlungsverfahren für radioaktive Organika identifiziert. Ihre Eignung für die Behandlung organischer Materialien/ Materialkombinationen wurde bewertet: 14 Verfahren eignen sich für gebrauchte IAH und sind in der Lage, die organischen Inhalte tatsächlich zu zerstören (statt sie nur zu immobilisieren), vergl. NAB 08-20, Tab. 3. Die weitere Eingrenzung erfolgte hinsichtlich folgender Schlüsselkriterien:

- Vielfalt zugelassener Abfälle (bzgl. Material, Aktivität),
- erforderliche chemische (Gehalt An-/Organika), physikalische (fest, flüssig, getrocknet, zerkleinert, sortiert), radiologische (Aktivitäten, DL) und thermische Abfalleigenschaften (Heizwert, Schmelzpunkt),
- Komplexität der Anlagen- und Verfahrenstechnik (Handhabbarkeit, Robustheit bzw. Anfälligkeiten, Temperaturen und Drücke/ Energieaufwand, Durchsatz, Kontamination der Prozesskette), Personalintensivität, Automatisierungsgrad, Wartbarkeit, Wartungsaufwand,
- physikalische/ chemische/ radiologische Abfallprodukteigenschaften (Stabilität, spez. Aktivität, Dekontaminationsfaktor³, Volumenreduktion, Inertisierungsgrad/ Ausbrand, Homogenität, Reduktion freier Oberflächen, Erfordernis einer Nachbehandlung/ Konditionierung),
- Abgasreinigungsaufwand (Abgasmenge und -volumen, Abgasinhalte wie NO_x, SO₂, Dioxine, Furane, HCl und flüchtige Nuklide),
- Sekundärabfälle und eventuelle Sekundärabfallbehandlung,
- nicht technische, ökonomische und ökologische Kriterien (Kosten, Kapazitäten, Genehmigungen, Sicherheits- und Störfallbetrachtungen),
- aktueller Status (erprobt, erforscht).

Als Ergebnis der weiteren Eingrenzung wird anhand der Anzahl der Referenzanlagen bereits deutlich, dass 2 Verfahren – nämlich die klassische Verbrennung und die Pyrolyse – die zentralen Verfahren für die Behandlung von organischen radioaktiven Abfällen darstellen. Sie sind am besten erforscht und am weitesten verbreitet und bieten im Vergleich mit anderen Behandlungsverfahren die zuverlässigste Mineralisierung organischer Bestandteile.

4.1 Verbrennung

Bei der klassischen Verbrennung werden Organika im Temperaturbereich zwischen 1000°C und 1500°C zuverlässig zerstört, denn der Heizwert des Rohabfalls reicht für eine selbsterhaltende Reaktion in der Regel aus, IAEA (2006). Es jedoch erforderlich, für eine gleichmäßige Verbrennungsführung und einen guten Ausbrand die Abfallzusammensetzung genau zu kennen und gegebenenfalls entsprechend anzupassen. Weitere Vorteile bestehen im Vergleich zu anderen Verfahren in einer hohen Volumenreduktion und in der chemischen und mechanischen Stabilität des Verbrennungsrückstandes.

Das Verfahren ist zwar erprobt, hat einen hohen Durchsatz im kontinuierlichen Betrieb und wird verbreitet grosstechnisch angewendet, siehe NAB 08-20, Tab. 5, in den Anlagen werden aber fast nur niedrigaktive Abfälle behandelt. Die Behandlung höher aktiver Abfälle wird dadurch erschwert, dass

³ Für den Fall einer Aufkonzentrierung der Aktivität im Abfallprodukt ist bei der Volumenreduktion zu beachten, dass dies eine Neueinstufung des Abfallprodukts in eine höhere Abfallkategorie erfordern kann.

durch die Anlagengrösse⁴ die Gefahr der Verschleppung von Kontamination entlang der Prozesskette entsprechend hoch ist. Sofern eine Verbrennung höher aktiver Materialien vorgesehen ist, erfolgt diese daher vorzugsweise vermisch mit einem niedriger aktiven Abfallstrom. Erfahrungen haben jedoch gezeigt, dass sich im Fall der Mitverbrennung von IAH dies auf den Ausbrand enthaltener Harze negativ auswirkt, da die Mischabfälle der Verbrennungsluft schneller den Sauerstoff entziehen können als die Harze; zudem können Ascheschichten die Harze einkapseln und eine vollständige Mineralisierung verhindern (IAEA 2002).

4.2 Pyrolyse

Die Pyrolyse ist eine endotherme Behandlungsmethode, bei der organische Materialien bei niedrigen Prozesstemperaturen um 700°C (indirekte Beheizung) unter Sauerstoffabschluss bzw. in einer sauerstoffarmen Atmosphäre thermisch gespalten werden. Es entstehen energiereiche Kohlenstoffverbindungen, welche in einer Nachverbrennungsstufe exotherm behandelt werden.

Die Intention bei der Anwendung dieses Verfahrens auf radioaktive Abfälle besteht darin, dass angenommen werden kann, dass Organika meistens selbst nicht radioaktiv sind, sondern durch anorganische Radionuklide verunreinigt sind. Bei der Pyrolyse werden die Organika verflüchtigt, die Aktivität verbleibt hauptsächlich im anorganischen Rückstand⁵. Die Realisierung der Pyrolyse als Fliessbett- oder Wirbelbettreaktor ermöglicht eine gleichmässige Temperaturverteilung und erhöht den Durchmischungsgrad und damit die Effizienz des Verfahrens, IAEA (2006) und Nukem (2007b).

Das Verfahren eignet sich für die thermische Behandlung von schwach- und mittelaktiven, festen und flüssigen Abfällen mit hohem Wasser- und Organikanteil (beispielsweise Öle, Lösungsmittel, Schlämme, Kunststoffe, Gummi, Zellulose, Filtermaterialien oder Harze). Pyrolyseanlagen können durch den abgeschlossenen Verbrennungsraum (indirekte Beheizung) und die kleinere Anlagenperipherie (geringe Abgasmengen durch fehlende Verbrennungsluft) höhere Aktivitäten und Dosisleistungen behandeln⁶. Weitere Vorteile bestehen in der hohen Volumenreduktion, in der hohen Aktivitätsrückhaltung (> 99%) im Pyrolyserückstand und im geringen Gehalt des Abgases an flüchtigen Nukliden (durch geringeres Temperaturniveau wird Ru zurückgehalten). Zudem sind hohe Durchsätze möglich, das Verfahren ist erprobt und wird grosstechnisch angewendet (z.B. THOR).

Vor der Verbrennung der Abfälle ist es jedoch erforderlich, die Abfälle auf eine Mindestkorngrösse < 5 cm⁷ zu zerkleinern um die Wärmeübertragung zu verbessern und somit einen gleichmässigen Ausbrand zu gewährleisten. Nachteilig kann sich erweisen, dass die Aktivität des Rohabfalls entsprechend der Volumenreduktion im Abfallprodukt aufkonzentriert wird. Zudem entstehen Sekundärabfälle aus der Abgasreinigung, hier sind auch die flüchtigen Nuklide ³H, ¹³C und ¹²⁹I abzuscheiden.

In NAB 08-20, Tab. 6 sind weltweit vorhandene Pyrolyseprozesse für radioaktive organische Abfälle (IAEA 2006) zusammengestellt. In Kap. 5 sind die wichtigsten vorgestellt.

⁴ Verbrennungsanlagen zeichnen sich durch eine grosse Anlagenperipherie insbesondere im Bereich der Abgasreinigung aus, denn durch die Verbrennungs- und Nachverbrennungsführung können z.B. Schwefel- und Phosphorsäure, Chloride⁴ und radioaktive Emissionen (³H, ¹⁴C, ¹²⁹I) nur bedingt unterdrückt werden.

⁵ Elementarer Kohlenstoff (z.B. Graphit, kristalline Struktur), eine inerte Substanz, die im Wasser, in verdünnten Säuren und Basen sowie in organischen Lösungsmitteln unlöslich ist.

⁶ z.B. THOR (USA): 2E+12 Bq/m³ total, >1 Sv/h

⁷ Vergl. IAEA 2006, S. 34

5 Ausgewählte Pyrolyseprozesse

5.1 Pyrolyseanlage THOR⁸

Gesetzlich wird die thermische Behandlung zur Mineralisierung von Organika in den USA nicht gefordert, sie stellt lediglich eine Möglichkeit dar, durch die Volumenreduktion Entsorgungskosten zu sparen. Fig. 1 zeigt schematisch die THOR-Pyrolyse⁹, wie sie in der SPF (Studsvik Processing Facility) in Erwin/ Tennessee angewandt wird.

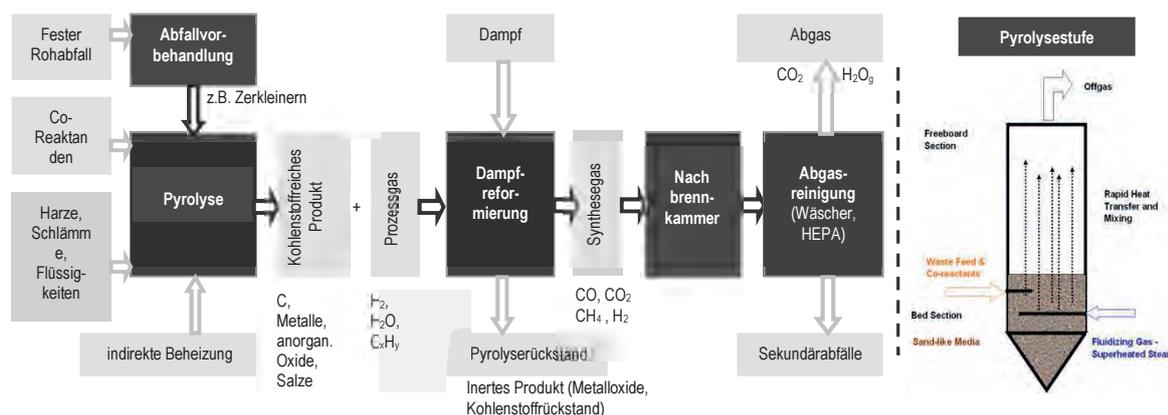


Fig. 1 Prozessschema eines Pyrolysesystems mit Dampfrefomierung¹⁰ und Prinzip der Pyrolysestufe (FBSR¹¹-Reaktor)

Prozessschema: Heisser Dampf durchströmt von unten ein sandartiges Wirbelbett und hält es in einer gleichmässigen Fließbewegung. Der (flüssige oder zerkleinerte feste) Abfall wird gut durchmischt, die Wärmeübertragung erfolgt schnell und gleichmässig (Temperatur ~700°C). Die in den Abfällen enthaltenen Organika werden in der stark reduzierenden Atmosphäre verflüchtigt. Das entstandene Prozessgas (CH₄-H₂) wird mit heissem Dampf zu einem energiereichen Synthesegas (CO-CH₄-H₂) reformiert und in der Nachbrennkammer verbrannt. Es entsteht ein staubförmiges, mineralisches, einfach zu konditionierendes Abfallprodukt, welches mit dem Abgasstrom ausgeblasen und auf nachgeschalteten Siliciumcarbid-Heissgasfiltern zurückgehalten wird; die Filter werden periodisch rückgeblasen, das Abfallprodukt wird aufgefangen. Das Abgas wird gekühlt und durchläuft verschiedene Filter- und Reinigungsstufen.

5.1.1 Abfallbehandlung in der Studsvik Processing Facility

Seit 1999 wurde in der Studsvik Processing Facility (SPF) eine grosse Bandbreite an Abfällen verarbeitet. Pro Jahr werden etwa 1000 m³ hoch mit Aktivität beladene Harze aus etwa 100 amerikanischen KKW verarbeitet. Die Anlagenverfügbarkeit liegt bei über 85%. Die Anlage ist sehr stark abgeschirmt und kann daher hohe DL (bis zu 5 Sv/h) verarbeiten.

Zur Abfallannahme verfügt die SPF über grosse Vorlagetanks, in denen die verschiedenen Abfallströme vermischt und Aktivitätsspitzen ausgeglichen werden.

⁸ thermal organic reduction (patentiert von Studsvik, entwickelt für die Behandlung von Ionenaustauscherharzen)

⁹ Pyrolyse = thermische Spaltung grosser org. Moleküle unter Sauerstoffabschluss (anaerob), die Verbrennung (Oxidation) wird unterdrückt, Temperaturbereich um 700°C

¹⁰ Dampfrefomierung = klassisches Verfahren, um aus kohlenstoffreichen Verbindungen ein Synthesegas herzustellen: 1. CH₄ + H₂O_g ↔ CO + 3H₂ (endotherm, reduzierend), 2. CO + H₂O_g ↔ CO₂ + H₂ (exotherm, oxidierend)

¹¹ Fluidized Bed Steam Reformer

Tab. 2 „Waste Acceptance Guidelines“ der THOR Anlage (THOR WAG-01)

Abfall	Max. $\alpha\beta\gamma$ - Aktivität		Max. DL	
	[Bq/Fass]	[Bq/kg]	[mR/h]	[mSv/h]
Harze	3.92E+11	7.84E+09	1.00E+05	1000
andere	3.92E+11	7.84E+09	1.00E+04	100

Das Abfallprodukt ist ein trockenes, hauptsächlich aus anorganischem Kohlenstoff und Metalloxiden bestehendes Material, welches mit Zement verfestigt werden kann. Die Volumenreduktion für IAH liegt bei Faktor 8 bis 10. Bei den geringen Prozesstemperaturen wird ^{137}Cs nicht verflüchtigt, sondern zu >99,99% im Abfallprodukt zurück gehalten.

Sekundärabfälle fallen nur wenig an, die meisten können direkt in der THOR-Anlage behandelt werden. Es entstehen keinerlei Abwässer, alle flüssigen Abfälle werden verdampft (abwasserrechtliche Gründe). Salzurückstände aus der Nasswaschstufe werden als niedrigaktiver Abfall (wenn Nasswaschstufe vor HEPA-Filter) bzw. als nichtradioaktiver Abfall (wenn Nasswaschstufe nach HEPA-Filter) entsorgt. Das Fliessbett wird einmal jährlich ersetzt.

Instandhaltung, Sicherheit und Strahlenschutz: Die Anlage ist hochautomatisiert und erfordert bis auf die Abfallannahme keinen menschlichen Eingriff. Es wird keine Kontamination entlang des Prozesses verschleppt. Im Betrieb kann die Anlage betreten werden. Die Personendosis für das Betriebspersonal ist < 1 mSv/yr, erlaubt wären in den USA 50 mSv/yr¹².



Fig. 2 Strahlenschutz der THOR-Anlage in Erwin, Tennessee

Die Anlagenteile sind in einzelnen Bunkern stark abgeschirmt (Aussenwände 0.6 m Beton) und für Revisionszwecke von oben einzeln zugänglich (Stahlplatten 15 -25 cm).

Zu den primären Massnahmen bei der jährlichen Instandhaltung zählen der Ersatz von HEPA- und Heissgasfiltern, Waste-Feed-Lanzen, Pumpen, Instrumentierungen und Ausmauerung der Nachbrennkammer. Hervorzuheben ist, dass das Fliessbett für die selbstständige Reinigung des Reaktionsraums sorgt, es werden keine Ablagerungen gebildet und entsprechend keine Aktivität angereichert. Problematische Abfallinhaltsstoffe (Chloride, Schwefel) greifen die Anlagenbauteile durch die geringen Prozesstemperaturen kaum an.

5.1.2 Behandelbarkeit Schweizer Ionenaustauscherharze

Die Schweizer IAH (Rohabfälle) können aus technischer Sicht behandelt werden. Es ist zudem möglich, auch bereits konditionierte Abfälle (z.B. in Bitumen oder Polystyrol) zu behandeln. Auch zementierte Harze könnten nach einer vorgeschalteten Zerkleinerung behandelt werden. Das Verfahren ist auch auf weitere organische Abfälle anwendbar.

¹² Maximale Personendosis Instandhaltung: 10 mSv/yr; maximale bis heute gemessene Personendosis: 25 mSv/yr

Alternativ bietet sich die auf der gleichen Technologie basierende „In-drum-Pyrolyse“ an, die Pyrolyse findet dabei direkt im Abfallfass statt, siehe NAB 08-20, Tab. 6.

5.2 NUKEM-Pyrolyseprozess

Ursprünglich wurde der Prozess für die Behandlung von TBP¹³/Kerosin-Rückständen aus der Wiederaufarbeitung von gebrauchten Brennelementen entwickelt. Für die Behandlung von mittelaktiven IAH wurde von NUKEM ein Funktionsnachweis erbracht, für IAH gibt es jedoch noch keine grosstechnischen Anwendungen.

Prozessschema: Die NUKEM Technologies GmbH hat ihren Pyrolyseprozess als Kugelrührbettverfahren realisiert, bei dem im Fall der Harzbehandlung Stahlkugeln (25 mm) mit einer CaOH-Korrosionsschutzschicht zum Einsatz kommen. Ein Rührer hält das Bett in einer gleichmässigen Bewegung und sorgt für eine gute Durchmischung und Wärmeübertragung.

Die Harze (50-60% Feuchte, maximal $3.7E12$ Bq/m³) werden im Vorlagebehälter homogenisiert und vorgetrocknet. Die kontinuierliche Beschickung (15-50 kg/h) des Reaktors erfolgt mit Lanzen gleichmässig über die gesamte Oberfläche des Kugelbettes. Die thermische Behandlung der IAH findet bei 400 bis 450°C statt, ein Mineralisierungsgrad von 99% wird erreicht. Das trockene, ascheartige¹⁴ Abfallprodukt (Volumenreduktion etwa 70%) wird unten am Reaktor in den Filterbehälter abgezogen. Das Produkt ist eignet sich für die Konditionierung in einer Zementmatrix (Aktivität um Faktor 6 bis 10 erhöht).

Das im Filterbehälter abgetrennten Pyrolysegas werden in der Nachbrennkammer bei 900 bis 1100°C verbrannt und durchläuft anschliessend die verschiedenen Reinigungsstufen (Quenche, saure/alkalische Wäsche, HEPA-Filter). Aufgrund der niedrigen Temperaturführung sind im Abgas nur wenige flüchtige Nuklide enthalten. Sekundärabfälle entstehen bei der Abgaswäsche: Bei einem Durchsatz von 15 kg/h ist mit einem Salzanfall (Sulfate, Nitrate) von etwa 3 kg zu rechnen.

Lebensdauer und Wartung: Der Kessel (Inconel-600) ist ausgelegt auf eine Betriebsdauer von 30 Jahren. Die Kugelschüttung weist praktisch keinen Verschleiss auf, die CaOH-Hülle der Stahlkugeln schützt zuverlässig vor Korrosion und weist kaum einen Abrieb auf. In Abständen sind verschiedene Verschleisstteile zu ersetzen (Rührer, Filter, Ausmauerung, etc.)

Weltweit sind mehrere NUKEM-Pyrolyseanlagen für die Behandlung von TBP-Rückständen in Betrieb, wie z.B. in Mol (Belgien) bei Belgoprocess, bei NGK Insulators LTD. in Japan und bei SGN in La Hague (Frankreich). Japan plant die Behandlung von Ionenaustauscherharzen in seiner bestehenden Anlage.

5.2.1 Behandelbarkeit Schweizer Ionenaustauscherharze

Für die Behandlung der in den Schweizer KKW anfallenden Rohabfälle wird der Prozess von NUKEM als geeignet angesehen. Die Schweizer Harze liegen zum Teil in bereits konditionierter Form vor und wären entsprechend aufzubereiten. Aus Sicht von NUKEM können nach entsprechender Vorbehandlung (mechanischer/ chemischer Aufschluss) auch bereits konditionierte IAH behandelt werden.

¹³ Tributylphosphat

¹⁴ Kugelharze behalten ihre Struktur bei; jedoch geschrumpft

6 Ergebnis

Die Betrachtungen zeigen, dass die Pyrolyse grundsätzlich eine geeignete Methode darstellt, um mittelaktive Ionenaustauscherharze zuverlässig zu mineralisieren. Mit ihr können – im Vergleich zur klassischen Verbrennung – höhere Aktivitäten und Dosisleistungen verarbeitet werden, da

1. der Reaktionsraum kompakter ist und quasi abgeschlossen betrieben werden kann (dies bringt deutliche Vorteile in den Bereichen Automatisierbarkeit, Wartbarkeit und Strahlenschutz),
2. der Prozess anaerob ist (der volumenmässige Abgas-Reinigungsaufwand fällt durch die fehlende Verbrennungsluft wesentlich kleiner aus) und
3. das Temperaturniveau mit etwa 700°C geringer ist (Chloride und Schwefelverbindungen greifen die Anlagenteile weitaus weniger stark, der Instandhaltungsaufwand wird geringer; es werden weniger Nuklide verflüchtigt, der Abgas-Reinigungsaufwand wird zusätzlich minimiert).

Die Pyrolyse stellt somit das Verfahren der Wahl dar. Im THOR-Prozess wird sie seit Jahren erfolgreich auf Ionenaustauscherharze angewendet.

Referenzverzeichnis

- NAB 08-20: Evaluation von Methoden zur Mineralisierung organischer radioaktiver Materialien wie Ionenaustauscherharze, Nagra Arbeitsbericht NAB 08-20, Mai 2008
- KKB 2005: Bericht über die Realisierbarkeit einer thermischen Behandlung von radioaktiven Ionenaustauscherharzen, Technische Mitteilung TM-021-UR05004, Nordostschweizerische Kraftwerke AG/ Kernkraftwerk Beznau, Dezember 2005
- IAEA 2002: Application of Ion Exchange processes for the treatment of radioactive waste and management of spent ion exchangers, Technical Report Series No. 408, Vienna, 2002
- IAEA 2004: Predisposal Management of organic radioactive Waste, International Atomic Energy Agency, Technical Report Series No. 427, Vienna, 2004
- IAEA 2006: Application of thermal technologies for processing of radioactive waste, International Atomic Energy Agency, IAEA-TECDOC-1527, Wien, 2006
- HSK 2006: Beurteilung der HSK zum „Bericht über die Realisierbarkeit einer thermischen Behandlung von radioaktiven Ionenaustauscherharzen“ des KKB, HSK-Bericht 14/914, Februar 2006
- KSA 2007: Abfallbewirtschaftung im Vergleich – Projektantrag der KSA zuhanden des BFE, KSA 21/189, Würenlingen, Juli 2007
- Nukem 2007b: Pyrolysis of radioactive organic waste, NUKEM Technologies GmbH, 2007, http://www.nukemgroup.com/fileadmin/pdf/Brochure_Pyrolyse_April_2007.pdf
- THOR WAG-01: Stusvik Processing Facility Erwin LLC., Waste acceptance Guidelines, Rev. 9 (Jahr unbekannt)
- THOR 2008: www.thortt.com
- US DOE 1999: Acid Digestion of Organic Waste, Innovative technology summary report prepared for U.S. Department of Energy, June 1999
- ZWILAG 2007: Zwischenlager Würenlingen AG – Abfallanahmebedingungen für die Behandlungsanlagen, Technische Spezifikation ZWI 4440/D0003, Rev. 6, Juli 2007



Stellungnahme zum Nagra-Bericht: Evaluation von Methoden zur Mineralisierung organischer radioaktiver Materialien wie Ionentauscherharzen; B. Covelli, Tecova AG, KNS 21/209, August 2009

August 2009

**Stellungnahme zum Nagra-Bericht:
Evaluation von Methoden zur Mineralisierung
organischer radioaktiver Materialien wie
Ionentauscherharzen**

Dr. Bruno Covelli

Inhaltsverzeichnis

1	Problemstellung	1
2	Abfallinventar	2
3	Gasentwicklung und Gasmenge	3
	Metallkorrosion:	3
	Organika (Referenzsubstanz: Polystyrol)	3
4	Konsequenzen für die Gasreduktion während der Tiefenlagerung	4
5	Passivierung der organischen Abfälle	4
5.1	Heizwert der Abfälle	4
5.2	Methoden der thermischen Behandlung	5
	Verbrennung	5
	Vergasung (Verschwelung)	5
	Pyrolyse	5
	Schmelze	6
5.3	Überblick über Verfahren zur thermischen Behandlung radioaktiver Abfälle	6
5.4	Auswahlkriterien für eine Behandlung radioaktiver Abfälle	6
	Konsequenz:	7
6	Flussschema einer möglichen thermischen Behandlung von konditionierten Abfällen	8

Referenzen

- NTB 02-03: Projekt Opalinuston: Synthese der geowissenschaftlichen Untersuchungsergebnisse — Entsorgungsnachweis für abgebrannte Brennelemente, verglaste hochaktive sowie langlebige mittelaktive Abfälle; Nagra, Dezember 2002
- NAB 08-20: Evaluation von Methoden zur Mineralisierung organischer radioaktiver Materialien wie Ionentauscherharze; Nagra, Mai 2008
- ENSI-AN-6945: 2. Projektsitzung Abfallbewirtschaftung im Vergleich vom 15. April 2009; Protokoll; ENSI. 29. Mai 2009 (*KNS-intern: KNS 21/210*)

1 Problemstellung

Der Entsorgungsnachweis 2002 hat gezeigt, dass in der Schweiz Opalinustonschichten als Wirtgestein für die geologische Tiefenlagerung der verglasten hochaktiven und der langlebigen mittelaktiven Abfälle sowie der abgebrannten Brennelemente geeignet sind (NTB 02-03). Im laufenden Sachplanverfahren zur Festlegung von Standorten für geologische Tiefenlager zeichnet sich ab, dass der Opalinuston auch für die geologische Tiefenlagerung von schwach- und mittelaktiven Abfällen in Betracht gezogen wird.

Der Opalinuston zeichnet sich insbesondere durch ausserordentliche Eigenschaften aus:

- sehr geringe Wasser- und Gasdurchlässigkeit
- gute Selbstheilung

Die verschiedenen radioaktiven Inhaltsstoffe der heute konditionierten und endlagerfähig verpackten Abfälle bestehen vor allem aus Metallen und organischen Substanzen, die im Laufe der Jahrtausende korrodieren oder sich zersetzen können und dabei grosse Mengen an Gasen freisetzen. Infolge der hohen Dichtigkeit des Opalinustons besteht die Gefahr, dass der stetig wachsende Gasdruck das Wirtgestein so schädigen könnte, dass Risse und Klüfte entstehen und dadurch die Wasserdurchlässigkeit erhöht wird, was eine stärkere Freisetzung der Radionuklide in die Biosphäre zur Folge haben könnte.

Es ist daher nahe liegend, die radioaktiven Abfälle so zu konditionieren, dass sie weitgehend chemisch passiv bleiben und im Tiefenlager nur unkritische Gasmengen entstehen.

Im Weiteren hat sich gezeigt, dass der Vergleich zwischen den gesetzlichen Grundlagen für die Deponierung von Siedlungs- und Sonderabfällen und der Tiefenlagerung von radioaktivem Abfall einige Fragen aufwirft. Um diese Fragen zu klären und gleichzeitig die Problematik der Gasentwicklung von organischen radioaktiven Stoffen in Tiefenlager zu thematisieren, wurde am ENSI die Arbeitsgruppe ‚Abfallbewirtschaftung im Vergleich‘ gegründet, in der alle zuständigen Behörden und die Nagra vertreten sind. Im Rahmen dieser Tätigkeiten hat einerseits die Nagra den Arbeitsbericht NAB 08-20 (Evaluation von Methoden zur Mineralisierung organischer radioaktiver Materialien wie Ionentauscherharze) verfasst und andererseits wurde ein umfassendes Protokoll der 2. Projektsitzung 15. April 2009 als Aktennotiz (ENSI-AN-6945) erstellt, in dem der aktuelle Stand der Erkenntnisse festgehalten wurde.

Im vorliegenden Bericht sollen die Erkenntnisse des Arbeitsberichtes der Nagra NAB 08-20 diskutiert und ergänzt werden.

2 Abfallinventar

Gemäss dem ENSI-Protokoll (ENSI-AN-6945, Beilage 1, Folien 12 bis 14) enthalten die erwarteten SMA und LMA (Referenzszenario: 50 Jahre KKW-Betrieb / Nagra 08-07) etwa folgende Mengen (Hauptanteile und Total) an Organika bzw. Metallen:

Organika SMA und LMA

Stoffart	Masse [Tonnen]	Konditionierung
Harze / Mischabfall	1500	Zement
Harze	220	Polystyrol
Harze / Konzentrate	340	Bitumen
Total Organika (Richtwert)	2300	

Metalle SMA und LMA

Metalle Rohabfall, Gebinde, Container	Masse [Tonnen]
Eisen	39'000
Blei	750
Kupfer	450
Zirkaloy	380
Aluminium	350
Total Metalle (Richtwert)	41'000

Diese Abfallmengen sollen als Richtwerte für die zukünftige Tiefenlagerung dienen und werden sich im Laufe der nächsten Jahrzehnte noch verändern.

Im Weiteren ist darauf hinzuweisen, dass die Stahlbewehrungen für den Bergbau nicht berücksichtigt sind.

Grundsätzlich ist eine Verminderung der Metallmengen, die im Tiefenlager eingelagert werden sollen, in Betracht zu ziehen. Dekontaminierbare Metallabfälle sollten nicht auf unbestimmte Zeit deponiert werden. Zusätzlich sollte auch geprüft werden, welche schwachaktiven Metallabfälle mit kurzen Halbwertszeiten auch in anderen Lagerkonzepten sicher verwahrt werden können.

3 Gasentwicklung und Gasmenge

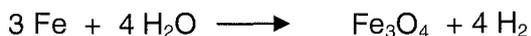
Zur Gasbildung aus den Abfällen in geologischen Tiefenlagern führen vor allem zwei Vorgänge:

- Anaerobe Korrosion von Metallen in Anwesenheit von Wasser
- Abbau von organischen Stoffen

Die Reaktionskinetik der verschiedenen chemischen Vorgänge wird durch die lokale Temperatur, den Druck (Gebirgsdruck und Gasdruck) und weitgehend unbekannt Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Reaktionsprodukten und der geochemischen Umgebung bestimmt.

Unter der Annahme, dass kein Luftsauerstoff zur Verfügung steht, können stellvertretend für die komplexen Vorgänge folgende vereinfachte Reaktionen als Referenz dienen:

Metallkorrosion:



Organika (Referenzsubstanz: Polystyrol)

Polystyrol kann mit dem salzhaltigen Porenwasser im Opalinuston hydrolysieren, was zu einer grossen Gasentwicklung führen kann.



Bei der Zersetzung der organischen Stoffe sind bei den Bedingungen im Tiefenlager ohne Wasserkontakt (d.h. Sauerstoffmangel) auch Verkohlungen möglich, bei welchen vor allem Methangas entsteht. Bei diesem Prozess ist die Gasentwicklung rund 4-mal kleiner als bei der obigen Reaktion.

Geht man davon aus, dass die oben aufgeführten Referenzreaktionen die Hauptquellen für die Gasproduktion sind, lassen sich folgende Gasmengen abschätzen:

Wasserstoff aus der Metallkorrosion : 22 Mio Nm³

Mischgase aus der Zersetzung der Organika : 6 Mio Nm³

Ein Teil der Mischgase aus dem Abbau der organischen Stoffe (d.h. CO₂) kann in der geochemischen Umgebung mit Calciumhydroxid zu Calciumkarbonat reagieren, sodass sich die Mischgasmenge um etwa den Faktor 0.7 verringern könnte.

Hinweis:

Bei der möglichen Gasentwicklung aus organischen Materialien stellt die obige Referenzreaktion einen Worst Case dar. Mischabfällen können in ihrem Strukturaufbau auch Sauerstoff enthalten, wodurch bei der Zersetzung keine vollständige Hydrolyse stattfindet. Bei Mischabfällen kann daher wesentlich weniger Gas freigesetzt werden als bei reinem Polystyrol. Es ist daher davon auszugehen, dass die Gasmenge aus der Zersetzung der organischen Stoffe im Bereich von 2 – 7 Mio Nm³ liegt.

4 Konsequenzen für die Gasreduktion während der Tiefenlagerung

Will man die Gasentwicklung so verringern, dass für das dichte Wirtgestein keine Schädigungen mit Verlust der Barrierewirkung entsteht, sollte folgende Strategie in Betracht gezogen werden:

- Möglichst keine metallischen Bewehrungen im Lager belassen (Bergbautechnik)
- Keine Einlagerung von dekontaminierbaren metallischen Abfällen
- Keine Tiefenlagerung von schwachaktiven metallischen Abfällen mit kurzlebigen Isotopen
- Chemische Passivierung von organischen Abfällen

Diese Strategie kann mit zwei Massnahmen umgesetzt werden:

Einerseits die Verringerung der einzulagernden Menge an Metallen und andererseits die chemisch-physikalische Umwandlung der organischen Stoffe in anorganische Rückstände.

Nachfolgend wird nur die zweite Massnahme der Strategie dargelegt, die Überführung der organischen Stoffe in chemisch passive anorganische Rückstände.

5 Passivierung der organischen Abfälle

Bei der so genannten Passivierung von organischen Stoffen sollen diese in Produkte überführt werden, die mit ihrer Umgebung entweder chemisch inaktiv bleiben oder bei möglichen Wechselwirkungen keine Gase freisetzen. In der Regel werden solche Passivierungen mit erhöhten Temperaturen, bei welchen die Kohlenstoff-Bindungen aufbrechen, oder durch Oxidationsreaktionen erreicht. In beiden Fällen sollen chemisch stabile Feststoffe erzeugt werden.

5.1 Heizwert der Abfälle

Gemäss Abschnitt 2 sind die konditionierten organischen Abfälle verschiedenartig verfestigt und weisen dadurch unterschiedliche Reaktionsenthalpien bei einer Oxidation auf. Es muss davon ausgegangen werden, dass alle Arten von konditionierten Abfällen sowie noch nicht konditionierte verbrauchte Harze im gleichen Verfahren behandelt werden sollten.

Um alle Abfallsorten mit dem gleichen Verfahren behandeln zu können, ist zu empfehlen, alle in Fässern verfestigten Abfälle in einer Vorbehandlung zu zerkleinern. Diese Aufbereitung ermöglicht einerseits einen stabileren Betrieb mit definierten Verweilzeiten bei der thermischen Behandlung und andererseits die Abtrennung der Metallteile nach der Zerkleinerung.

Die nachfolgende Tabelle gibt einen groben Überblick über die wichtigsten Abfallarten, die einer thermischen Behandlung unterzogen werden sollten.

Abfallart	Unterer Heizwert [MJ/kg]
Mischabfall / Harze zementiert	0.5 - 15
Harze in Polystyrol	35 - 40
Harze in Bitumen	30 - 35
Reine Harze (Styrol – DVB ¹)	37 - 41

Die überwiegende Abfallmenge ist zementiert und weist einen Heizwert unter 10 MJ/kg auf. Solche Abfälle sind nicht selbständig brennbar und brauchen entweder eine Stützbefuerung oder eine Vermischung mit gut brennbaren Zuschlagstoffen.

5.2 Methoden der thermischen Behandlung

Die thermische Behandlung von Müll wird seit mehreren Jahrzehnten grosstechnisch angewendet. In den letzten 20 Jahren sind grosse Anstrengungen unternommen worden, die herkömmliche Verbrennung auf höheren Temperaturen als den üblichen 800 bis 900 °C zu betreiben, um so eine stabilere und weniger lösliche Schlacke zu erhalten. Das Ziel dieser neuen Verfahren besteht darin, die abgekühlte Schlacke in einen glasartigen Zustand zu bringen und so diese weitgehend zu inertisieren.

Grundsätzlich lassen sich bei der thermischen Behandlung von organischen Stoffen folgende Verfahren unterscheiden:

Verbrennung

Oxidation mit Sauerstoff unter Flammenbildung: Die Verbrennung ist ein exothermer Vorgang, bei dem die Prozesse Trocknung, Entgasung, Vergasung und Oxidation im gleichen Reaktionsraum ablaufen können.

Vergasung (Verschmelzung)

Thermische Zersetzung unter kontrollierter Zufuhr eines Vergasungsmittels (Luft, O₂, CO₂, Dampf): Dieser Vorgang kann autotherm oder endotherm erfolgen. Beim autothermen Vorgang kann die Vergasungstemperatur über die Sauerstoffzufuhr kontrolliert werden.

Pyrolyse

Thermische Teilzersetzung bei Temperaturen bis 1200 °C unter Ausschluss eines Vergasungsmittels: Dieser Vorgang ist ein endothermer Prozess, bei dem brennbare Prozessgase, Teer-Ölkondensate und Pyrolysekohle entstehen. Die Prozessgase werden anschliessend oxidiert und die anfallende Energie kann für den Pyrolyseprozess oder die Endkonditionierung der Rückstände verwendet werden.

¹ DVB: Divinylbenzol

Schmelze

Thermische Zersetzung in einem Schmelzebad: Vorzugsweise wird eine Glasschmelze als Vorlage gewählt. Die zudosierten Abfälle (z.B. Filterstäube) werden in der Schmelze zersetzt und die Rückstände im Bad gelöst oder suspendiert. Die erstarrte Schmelze weist als verglastes Granulat nahezu die Eigenschaften von Inertstoffen auf.

Neben diesen klassischen Verfahren werden bei der Behandlung von Müll oder Reststoffen auch neue, meist technisch anspruchsvolle Verfahren eingesetzt, deren Rückstände oft nicht endlagerfähig sind und sich für das Spektrum der SMA- Abfälle (Abschnitt 2) kaum eignen.

Für organische Stoffe, die mit Zementmörtel verfestigt wurden, kommt aufgrund des tiefen Heizwertes die Verbrennung nicht in Frage. Eine Vergasung mit heisser Luft, respektive heissen Brandgasen aus einer Befuerung ist ebenfalls kritisch zu prüfen, da unnötig grosse Abgasströme entstehen, die einen entsprechenden Reinigungsaufwand erfordern. Bei dieser Abfallsorte sind eine Vergasung, eine Pyrolyse oder die Zumischung in ein Schmelzebad technisch sinnvoll.

5.3 Überblick über Verfahren zur thermischen Behandlung radioaktiver Abfälle

Der Arbeitsbericht NAB 08-20 der Nagra (A. Matzner) gibt einen umfassenden Überblick über den aktuellen Stand der Technik bei der Behandlung von radioaktiven organischen Abfällen. Die Bewertung der verschiedenen Verfahren ist nachvollziehbar und realistisch.

Die verschiedenen Beispiele an realisierten Anlagen für die Behandlung von radioaktiven organischen Abfällen zeigen, dass eine Mineralisierung dieser Abfälle mit bestehender Technik möglich ist.

Die Empfehlung im Bericht, dass die Pyrolyse als Basisverfahren weiter zu verfolgen sei, ist weitgehend richtig, sie muss aber noch nach weiteren Kriterien bewertet werden.

Der Bericht weist auch im Ausblick (Abschnitt 6.2) auf die wichtige Möglichkeit hin, organische Harzabfälle weitgehend zu vermeiden. Dabei steht der Ersatz der organischen Ionenaustauschharze durch anorganische Stoffe im Vordergrund.

5.4 Auswahlkriterien für eine Behandlung radioaktiver Abfälle

Massgebend für die Wahl eines geeigneten Verfahrens für die Behandlung der organischen Abfälle gemäss Abschnitt 5.2 ist die Eignung der produzierten Feststoffe (Schlacke, Rückstände) für eine Lagerung im Wirtgestein (voraussichtlich Opalinuston).

Folgende Kriterien sollten die Produkte aus der Behandlungsanlage erfüllen:

- Die Produkte sollten die Eigenschaften des Wirtgesteins bezüglich Wasserundurchlässigkeit und Selbstheilung nicht verschlechtern. Im Idealfall sollten die Produkte die geochemischen Eigenschaften des Wirtgesteins nicht verändern.
- Die Produkte sollten bei den Lagerbedingungen (Temperatur, Druck, geochemische Umgebung) nur so geringe Gasmengen freisetzen, dass die Integrität des umgebenden Wirtgesteins nicht gefährdet wird.

Bei der Pyrolyse von Polymeren entsteht als Endprodukt so genannter Pyrolysekohlenstoff, der ähnliche Eigenschaften wie Holzkohle aufweisen kann. Wie sich dieser Kohlenstoff während Jahrtausende in der Umgebung des Wirtgesteins verhält, ist nicht bekannt. Beim

Opalinuston ist die Bildung von Metallkarbiden nicht ausgeschlossen, die bei späterem Kontakt mit Porenwasser hydrolysieren können und dabei Gase freisetzen würden.

Bei der Pyrolyse von organischen Abfällen, die mit Zementmörtel verfestigt sind, entstehen Endprodukte, deren Verhalten unter Lagerbedingungen nicht bekannt ist. Je nach Temperatur und Verweilzeit werden während der Pyrolyse und in der nachfolgenden Endkonditionierung Produkte entstehen, deren Endlagerverhalten mit geeigneten Versuchen abzuklären ist.

Beispielsweise wird in der Schweiz mit dem ZWILAG-Plasmaofen ein schlackenartiges, teilverglastes Produkt erzeugt, über dessen Endlagerverhalten im Opalinuston wenig bekannt ist.

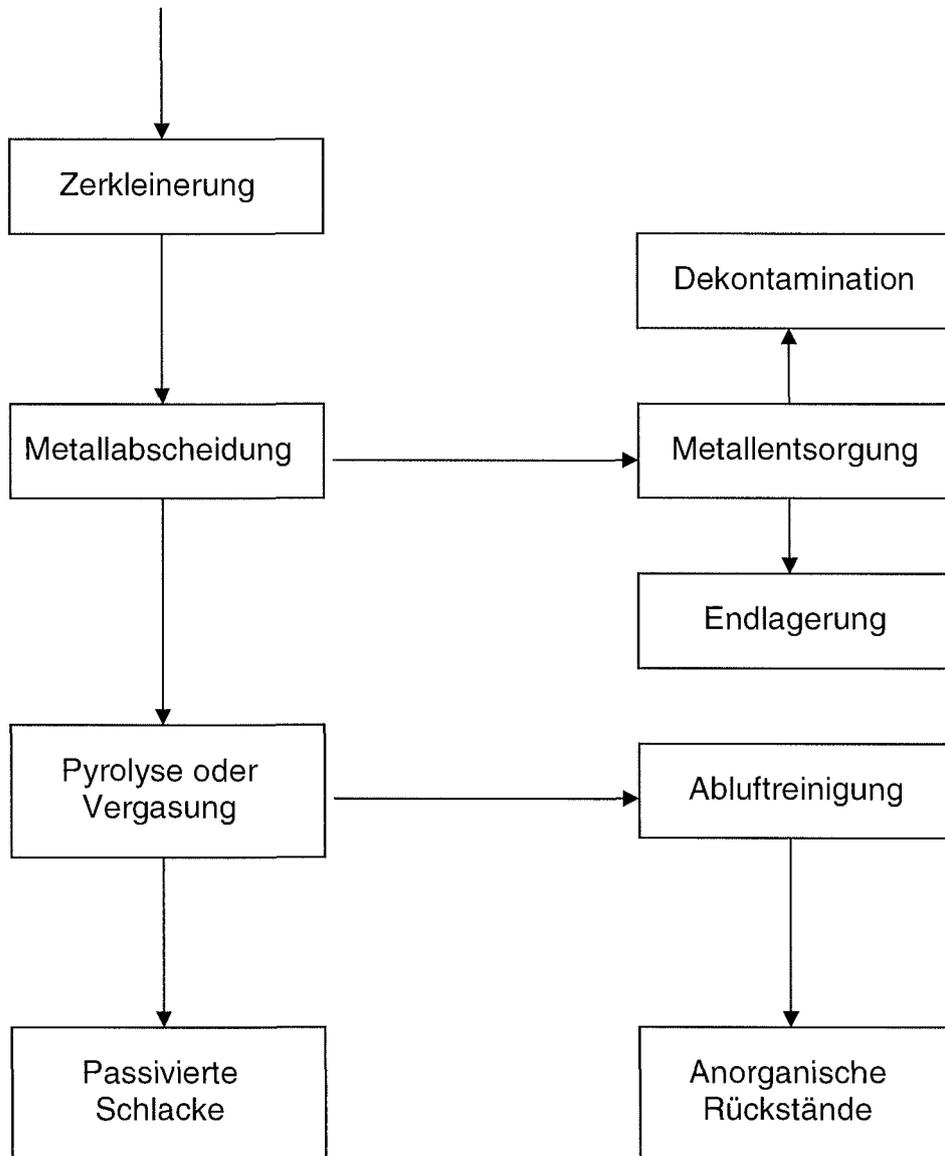
Konsequenz

Bei der Wahl eines thermischen Verfahrens zur Behandlung von radioaktiven Abfällen gemäss der Tabelle in Abschnitt 5.2 ist das Verhalten der produzierten Feststoffe in der entsprechenden geochemischen Umgebung des Tiefenlagers von ausschlaggebender Bedeutung.

Vor der Wahl eines Verfahrens sollten mit vorgängigen Tests im Pilotmassstab die Eignung der Produkte aus der thermischen Behandlung für eine Langzeitlagerung im vorgesehenen Wirtgestein abgeklärt werden.

Im Weiteren ist zu prüfen, ob während der thermischen Behandlung die Abfälle mit Zuschlagstoffen (z.B. Glasgranulat, Kalkmehl) zusätzlich chemisch passiviert werden können. Insbesondere könnte dieses Vorgehen auch bei Metallabfällen eine spätere anaerobe Korrosion verhindern.

6 Flussschema einer möglichen thermischen Behandlung von konditionierten Abfällen





Nagra's Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsplan für die Lagerung radioaktiver Abfälle in der Schweiz, November 2009

Auszug

Nagra's Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsplan für die Lagerung radioaktiver Abfälle in der Schweiz

Novembe 2009

Auszug

Inhalt

- 1 Vorbemerkung
- 2 Abfallkonditionierung
- 3 Gasbildung
- 4 Lagerbehälter für HAA und BE

1 Vorbemerkung

Der Schweizerische Bundesrat hat am 28. August 2013 zum Entsorgungsprogramm der Entsorgungspflichtigen (Nagra 2008f) und zum Bericht zum Umgang mit den Empfehlungen in den Gutachten und Stellungnahmen zum Entsorgungsnachweis der Kernkraftwerkgesellschaften vom Oktober 2008 (Nagra 2008g) dem Antrag des Eidgenössischen Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK) vom 22. August 2013 entsprechend Stellung genommen (Bundesrat 2013). Als Auflage für das Entsorgungsprogramm 2016 und folgende hat der Bundesrat u. a. verfügt, dass die *Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle* (Nagra) zusammen mit dem Entsorgungsprogramm einen Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrations-Plan (RD&D-Plan) einzureichen hat. Darin sind Zweck, Umfang, Art und zeitliche Abfolge der zukünftigen RD&D-Aktivitäten sowie der Umgang mit bestehenden offenen Fragen zu dokumentieren (Auflage 6.1), wörtlich:

„Die Nagra hat zusammen mit dem Entsorgungsprogramm einen Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrations-Plan (RD&D-Plan) einzureichen. Darin sind Zweck, Umfang, Art und zeitliche Abfolge der zukünftigen RD&D-Aktivitäten sowie der Umgang mit bestehenden offenen Fragen zu dokumentieren. Es sind zusätzlich die Arbeiten zur Untersuchung der Langzeitstabilität von abgebrannten Brennelementen während der Zwischenlagerung, der Stand von Wissenschaft und Technik bezüglich Langzeitverhalten der Brennelement-Hüllrohre und die sich daraus ergebenden Konsequenzen auszuweisen. [...]“

Weiter hält der Bundesrat im Hinblick auf die Berücksichtigung von Erfahrung und des Standes von Wissenschaft und Technik (Auflage 6.5) das Folgende fest:

„Die Nagra hat in den nächsten Entsorgungsprogrammen aufzuzeigen, dass sie nach aktueller Erfahrung und dem Stand von Wissenschaft und Technik alle notwendigen Vorkehrungen getroffen hat, damit die gesetzlich festgelegten Schutzziele beim Bau, beim Betrieb und nach dem Verschluss eines geologischen Tiefenlagers erreicht werden. Im Hinblick auf einen zusätzlichen Gewinn für die Sicherheit sind

angemessene Optimierungsmassnahmen aufzuzeigen und zu prüfen. Die Angemessenheit ist dabei im Gesamtzusammenhang zu bewerten (d. h. unter anderem bezüglich Betriebssicherheit, Langzeitsicherheit, Transportsicherheit, Personendosen, Anfall neuer Abfälle, etc.).“

Für die Entsorgung der in der Schweiz anfallenden radioaktiven Abfälle sind zwei geologische Tiefenlager vorgesehen, eines für die schwach- und mittelaktiven Abfälle (SMA) und eines für die abgebrannten Brennelemente, die verglasten hochaktiven Abfälle und die langlebigen mittelaktiven Abfälle (BE/HAA/LMA).

Die Lagerrealisierung erfolgt in einem schrittweisen Prozess, der sich über mehrere Jahrzehnte erstrecken wird, was eine umfassende Planung der wissenschaftlichen und technischen Arbeiten erforderlich macht. Die für die Projektierung verantwortliche Nagra hat die entsprechende Planung im Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrations-Plan ("Research, Development & Demonstration", engl. Abkürzung RD&D) dokumentiert. Das Hauptziel des RD&D-Plans liegt in der Festlegung des Zwecks, des Umfangs, der Art und der zeitlichen Abfolge der verschiedenen zukünftigen RD&D-Aktivitäten, basierend auf den entsprechenden Anforderungen und Planungsannahmen für die Lagerrealisierung.

Kapitel 6 des im Jahre 2009 verfassten Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsplans (Nagra 2009c) vermittelt eine Übersicht der in den nächsten 5 bis 10 Jahren, d.h. innerhalb der Zeitspanne bis zum Rahmenbewilligungsgesuch, durchzuführenden Arbeiten, einschliesslich der Zielsetzungen, Rollen und Schwerpunkte der verschiedenen Arbeitsbereiche. Diese Arbeiten umfassen:

- Geologische Untersuchungen (Erfüllung der Anforderungen an die Eigenschaften und an die Geometrie der Wirtgesteine und Rahmengesteine sowie an die geologische Langzeitentwicklung; Daten für sicherheitsrelevante Schlüsselparameter)
- Sicherheitsanalyse (Erfüllung der Anforderungen an die Betriebssicherheit und Langzeitsicherheit)
- Radioaktive Abfälle und Materialien (Erfüllung der Anforderungen an die Abfälle)
- Technische Lagerkonzepte, einschliesslich Konzepte für die Rückholung der Abfälle und für die Beobachtungsphase. Dies umfasst auch die Konzepte für die technischen Barrieren und für deren Verhalten (Erfüllung der Anforderungen an die Lagerauslegung).

Im Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsplan wird die Prüfung einer alternativen Bewirtschaftung organikahaltiger und metallischer (radioaktiver) Abfälle im Zusammenhang mit der Abfallkonditionierung und der Gasproduktion thematisiert. Der Entwicklung der Lagerbehälter für verglaste hochaktive Abfälle (HAA) und verbrauchte Brennelemente (BE) ist ein spezifischer Abschnitt des Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsplans gewidmet. Das vorliegende Kapitel fasst diesbezüglich die relevanten Angaben der Nagra zusammen.

2 Abfallkonditionierung

In Abschnitt 6.4.2, *Waste conditioning and advice to waste producers* - Abfallkonditionierung und Beratung für Abfallverursacher, formuliert Nagra die folgenden Zielsetzungen: Einhaltung der Abfallannahmebedingungen für geologische Tiefenlager und Weiterentwicklung von heute praktizierten Abfallkonditionierungsverfahren.

Die lagerspezifischen Annahmebedingungen liefern die Grundlage für Anweisungen an die Abfallverursacher über die Bewirtschaftung neuer Abfallströme und Verbesserungen in den heutigen Abfallbehandlungsverfahren.

Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Abfallmatrizen und Konditionierungsverfahren für schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA) stützen sich auf die vorläufigen Annahmebedingungen für das SMA-Lager und die behördliche Richtlinie betreffend Anforderungen an die Konditionierung radioaktiver Abfälle (HSK 2007). Die Einhaltung der Annahmebedingungen wird im Rahmen der Endlagerfähigkeitsprüfung durch die Nagra kontrolliert, mit dem Ziel, zu Händen des Abfallverursachers für den betreffenden Abfallgebindetyp eine Endlagerfähigkeitsbescheinigung auszustellen (ELFB 1996).

Im Hinblick auf mögliche Verbesserungen der heutigen Konditionierungsverfahren hat die Nagra eine Literaturstudie (Matzner 2008) bezüglich industrieller Methoden zur Reduktion oder Beseitigung von organischen Substanzen in schwach- und mittelaktiven Abfällen (SMA) erstellt (vgl. Abschnitt 7.1.1). Alternative Verfahren für die Behandlung metallischer Abfälle wurden im Rahmen einer Projektstudie für eine Schmelzanlage zur Behandlung radioaktiv kontaminierter bzw. aktivierter metallischer Reststoffe untersucht (Siempelkamp 2013).

Als Schwerpunkte für zukünftige Forschungs- und Entwicklungsarbeiten spezifiziert Nagra den Verständnisaufbau über die chemischen und chemotoxischen Eigenschaften der radioaktiven Abfälle sowie Abklärungen über technische Möglichkeiten zur Reduktion der organischen Inhaltstoffe und/oder Behandlung organischer Materialien bzw. Metallen in radioaktiven Abfällen. Dies beinhaltet auch Untersuchungen über das Einschmelzen von Metallen zur Verbesserung des Oberflächen/Volumen-Verhältnisses. Die Auswirkungen neuer Konditionierungsverfahren auf die Abfalleigenschaften werden im Rahmen der Sicherheitsanalysen für geologische Tiefenlager geprüft und gegebenenfalls die Abfallannahmebedingungen angepasst. *(Bemerkung: Die Aufsichtsbehörde (ENSI) hat bisher bereits für ca. 400 Abfallgebindetypen und Nachdokumentationen im Rahmen der nach Art. 54 Abs. 4 KEV erforderlichen Genehmigungsverfahren auf der Basis der jeweiligen Gutachten der Nagra („Endlagerfähigkeitsbeurteilungen“) bewertet.)*

Auf Wunsch unterstützt Nagra die Abfallproduzenten bei der Beurteilung alternativer Abfallbehandlungsmethoden und berät die Verursacher in Fragen der Produktkontrolle.

3 Gasbildung

Die Ziele der Forschungs- und Entwicklungsarbeiten auf dem Gebiet der Gasbildung im geologischen Tiefenlager werden in Abschnitt 6.4.3.4 *Gas production* dargelegt: Quantifizierung der Gasbildungsraten für Materialien in radioaktiven Abfällen (insb. SMA) und bautechnischen Barrieren (insb. SMA-Lagercontainer und Lagerbehälter HAA und BE).

Die produzierten Gase betreffen Methan (CH₄) und Kohlendioxid (CO₂) aus dem mikrobiellen Abbau organischer Materialien und elementarer Wasserstoff (H₂) aus der anaeroben Korrosion verschiedener Metalle. Die Materialinventare und die spezifischen Eigenschaften hinsichtlich Gasbildung (z. B. Oberflächen metallischer Abfallkomponenten, Mengen und Art der organischen Substanzen) werden innerhalb der laufenden Programme zur Charakterisierung der radioaktiven Abfälle erfasst. Dazu gehört ebenfalls eine Evaluation der Möglichkeiten zur Reduktion der produzierten Gesamtgasmenge bzw. der Gasbildungsraten, beispielsweise durch die Behandlung organischer Substanzen oder das Einschmelzen von Metallen.

Die Gasbildungsraten von verschiedenen Metallen und Legierungen als Komponenten des radioaktiven Abfalls und von bautechnischen Materialien für das HAA-Lager wurden im Zusammenhang mit den Sicherheitsanalysen für den Entsorgungsnachweis (Nagra 2002c, 2004) ausgewertet. Für die Untersuchung der Auswirkung der Gasbildung in einem SMA-Lager im Opalinuston (Nagra 2008e) hat Nagra spezifische Gasbildungsraten vorgeschlagen, welche durch externe Experten geprüft wurden (Nagra 2009b). Die Prüfung hat ergeben, dass die vorgeschlagenen Bildungsraten eher eine Überschätzung beinhalten. Für die Gasbildung als Folge des mikrobiellen Abbaus organischer Substanzen kamen die Experten zu ähnlichen Schlussfolgerungen, obwohl es hier die heterogene Materialzusammensetzung der Abfälle schwierig macht, realistische Annahmen bzgl. der Gasbildungsraten zu treffen. Ferner wurde festgestellt, dass die Gasmenge aus den organischen Materialien des aktuellen Abfallinventars aus den bestehenden Kernkraftwerken mit einer angenommenen Laufzeit von 50 Jahren weniger als 10% der produzierten Gasmenge im SMA-Lager entspricht. Weil aber der Beitrag der organikahaltigen Abfälle für mittlere Lagerzeiten signifikant wird (Nagra 2008e) und um die Komplexität des Sicherheitsnachweises aufgrund der organikahaltigen Abfälle zu reduzieren (Gasbildung, Komplexierung, Zementdegradation), erscheint es angemessen, die Menge der organischen Substanzen im SMA-Lager so weit als vertretbar zu reduzieren.

In ihrer Bewertung kommt Nagra zum Schluss, dass für die meisten Metalle in den radioaktiven Abfällen sowie für metallische Konstruktionsmaterialien die Gasbildungsraten unter den ambienten Bedingungen des SMA-Lagers relativ genau bekannt sind und zusätzliche Studien der Korrosionsraten kaum Nutzen oder Vorteile für die sicherheitstechnische Beurteilung des geologischen Tiefenlagers bringen würden. Hingegen ist vorgesehen, die mikrobiellen Abbauraten für organische Substanzen im SMA-Lager zu verfeinern, indem alternative Ansätze für die Kinetik des Abbaus geprüft und neu veröffentlichte Resultate von experimentellen Arbeiten sowie Modellierungsstudien berücksichtigt werden.

4 Lagerbehälter für HAA und BE

In Abschnitt 6.5.3.1, *Development of SF and HLW canisters* – Entwicklung von Lagerbehälter für verglaste hochaktive Abfälle (HAA) und verbrauchte Brennelemente (BE), führt Nagra aus, dass im Schritt mit der Implementierung des HAA-Lagers die endgültige Auslegung und Herstellung der Lagerbehälter sowie der Nachweis, dass die anlagenspezifischen Voraussetzungen für die Bewilligungsverfahren erfüllt werden, bis ungefähr ins Jahr 2040 festgelegt bzw. erbracht werden müssen. Dies legt einen genügend grossen Zeitraum für eine schrittweise Evaluierung von Behältermaterialien und -technologien fest.

In Hinblick auf die Rahmenbewilligung des HAA-Lagers (ca. 2015) wird Nagra ein Behälterkonzept für HAA und BE entwickeln, das mehrere Optionen bzgl. der zu verwendenden Materialien offen lässt, belastbare Informationen zum Langzeitverhalten dieser Materialien enthält und den weltweiten Stand von Wissenschaft und Technik bzgl. verfügbarer Behältermaterialien und Auslegungsvarianten dokumentiert. Bis zum Entscheid über die endgültige Behälterauslegung (ca. 2025) sind verfeinerte Entwicklungsstudien vorgesehen. Anschliessend stehen gemäss Nagra bis zur Inbetriebnahme des HAA-Lagers (ca. 2040) weitere 15 Jahre für Entwicklung und Optimierung zur Verfügung. In dieser Zeitspanne soll ferner der Einlagerungsvorgang entwickelt und im Testbereich am Standort des HAA-Lagers auf seine Praxistauglichkeit geprüft werden.

Im Projekt „Entsorgungsnachweis“ für verglaste hochaktive Abfälle und verbrauchte Brennelemente (Nagra 2002a) hat Nagra je ein Konzept für einen Kohlenstoffstahl-Behälter (Lebensdauer > 10'000 Jahre) und einen Kupfer/Gusseisen-Behälter (Lebensdauer > 100'000 Jahre) vorgeschlagen (vgl. Johnson L. H. & King, F. 2003). In der Prüfung der entsprechenden Gesuchunterlagen erwies sich die Gasbildung als Folge der anaeroben Korrosion des Kohlenstoffstahl-Behälters als wichtiger Aspekt des Sicherheitsnachweises. Aus dieser Erkenntnis heraus berief Nagra eine unabhängige Gruppe führender Fachexperten für Korrosionsfragen (*Canister Material Review Board - CMRB*) für die Bewertung und Auswahl von Behältermaterialien (Nagra 2009b). Damit verfolgt Nagra den Aspekt der Gasbildung auf zwei parallelen Wegen: Einerseits indem die Auswirkungen der Gasausbreitung im Opalinuston auf der Grundlage des Stahlbehälters weiter untersucht werden, andererseits indem alternative Optionen für die Lagerbehälter bewertet werden, welche die Gasbildung signifikant verkleinern.

Materialbeurteilung

Die zukünftigen Forschungsaktivitäten der Nagra werden sich nach den Empfehlungen des CMRB (Nagra 2009b) richten und sind damit fokussiert auf die Auswirkungen des produzierten Korrosionsgases (Wasserstoff) auf das Barrierensystem des Tiefenlagers sowie die Folgen der remanenten Spannung (nach Verschluss des Behälters) auf die mechanischen Eigenschaften des Kohlenstoffstahls. Die Bedeutung der Sulfidkorrosion soll ebenso untersucht werden wie die erwartete Korrosionsbeständigkeit von Kupfer unter den geochemischen Bedingungen eines geologischen Tiefenlagers in Opalinuston.

Neue Erkenntnisse auf dem Gebiet keramischer Werkstoffe mit den Schwerpunkten Auslegung und Herstellung werden in Zusammenarbeit mit der französischen Endlagerorganisation (Andra) vorangetrieben.

Technologische Entwicklung

Basierend auf den oben erwähnten Studien zu den Behältermaterialien und den Empfehlungen der Experten (CMRB) wird Nagra eine Analyse der aktuellen Schweisstechnik für dickwandigen Kohlenstoffstahl und zur Verringerung der remanenten Spannungen erarbeiten, gefolgt von einer Studie für die Auslegung des Stahlbehälters. Bezüglich des Kupfer/Gusseisen-Behälters werden die entsprechenden Arbeiten der Endlagerorganisationen in Schweden (SKB) und Finnland (Posiva) verfolgt.

Gemäss Ausführungen der Nagra werden im Rahmenbewilligungsgesuch für das HAA-Lager abhängig von der Beurteilung der Relevanz von Korrosionsgasen beide Behälterkonzepte berücksichtigt. Internationale Entwicklungen zur Verwendung alternativer Materialien mit signifikant kleineren Gasbildungsraten für die Herstellung von Lagerbehälter (z.B. metallische Werkstoffe mit hoher Korrosionsbeständigkeit und Keramik) mit Schwerpunkt auf der technischen Machbarkeit werden im Rahmen der vorgesehenen Forschungs- und Entwicklungsarbeiten aufmerksam weiterverfolgt.

ENSI 33/188

ENSI, Industriestrasse 19, 5200 Brugg, Schweiz, Telefon +41 56 460 84 00, E-Mail Info@ensi.ch, www.ensi.ch