

Arbeitsbericht

NAB 14-52 Rev. 1

**Geochemische Nahfeld-Daten zu den
SMA und ATA für die provisorischen
Sicherheitsanalysen in SGT Etappe 2**

Oktober 2014

V. Cloet, B. Schwyn, Nagra,
E. Wieland, PSI

Nationale Genossenschaft
für die Lagerung
radioaktiver Abfälle

Hardstrasse 73
CH-5430 Wetingen
Telefon 056-437 11 11

www.nagra.ch

Arbeitsbericht

NAB 14-52 Rev. 1

**Geochemische Nahfeld-Daten zu den
SMA und ATA für die provisorischen
Sicherheitsanalysen in SGT Etappe 2**

Oktober 2014

V. Cloet, B. Schwyn, Nagra,
E. Wieland, PSI

KEYWORDS

Abfallgruppeneinteilung, Freisetzung C-14, Abbauraten
Organika, pH-Bestimmung der Abfallgruppen

Nationale Genossenschaft
für die Lagerung
radioaktiver Abfälle

Hardstrasse 73
CH-5430 Wettingen
Telefon 056-437 11 11

www.nagra.ch

Nagra Arbeitsberichte stellen Ergebnisse aus laufenden Forschungsaktivitäten dar, welche nicht zwingend einem vollumfänglichen Review unterzogen wurden. Diese Berichtsreihe dient dem Zweck der zügigen Verteilung aktueller Fachinformationen.

“Copyright © 2014 by Nagra, Wettingen (Schweiz) / Alle Rechte vorbehalten.

Das Werk einschliesslich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung ausserhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung der Nagra unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere für Übersetzungen, Einspeicherung und Verarbeitung in elektronischen Systemen und Programmen, für Mikroverfilmungen, Vervielfältigungen usw.”

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	I	
Tabellenverzeichnis.....	II	
1	Zweck und Umfang des vorliegenden Berichts	1
2	Einteilung in Abfallgruppen	3
2.1	Lokale Zementdegradation durch Zersetzung von Organika.....	4
2.1.1	Organika im Abfall.....	5
2.1.2	Methodik.....	5
2.2	Komplexbildner.....	7
2.2.1	Isosaccharinsäure (ISA).....	7
2.2.2	Gluconsäure (GLU).....	8
2.2.3	EDTA.....	9
2.2.4	NTA.....	9
2.2.5	Cyanid.....	10
3	Abbauraten von Organika zur Abschätzung der Gasbildung	11
4	pH-Bereich in Abfallgebinden zur Abschätzung der Korrosionsraten	13
4.1	Zementhaltige Abfälle.....	13
4.2	Ableitung des pH-Wertes.....	15
4.3	Abfälle ohne Zement.....	15
5	Freisetzung von ^{14}C	17
5.1	Speziation von ^{14}C	17
5.2	Anwendung auf SMA und ATA im MIRAM.....	17
6	Literaturverzeichnis	21
Anhang 1:	Liste der Reaktionsklasse, entsprechende Modellreaktionen und Degradationsklassen	A-23
Anhang 2:	Abfallgruppeneinteilung und pH-Bereich für die einzelnen Abfallsorten ..	A-25
Anhang 3:	Freisetzung von ^{14}C für die einzelnen Abfallsorten	A-33

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Zusammenstellung der Kriterien und Indikatoren für die Aufteilung der Abfälle auf die Abfallgruppen 1 und 2.	3
Tab. 2:	Zusammensetzung des Zementsteins in Portlandit und die entsprechenden Ca(OH)_2 -Äquivalente.	5
Tab. 3:	Geschätzte Abbauraten von Organika.	11
Tab. 4:	Zusammensetzung des Zements zur Abschätzung des pH-Wertes (Berner 2009).	14
Tab. 5:	Zementdegradationsstufen und die entsprechenden pH-Werte des Abfalls.	15

1 Zweck und Umfang des vorliegenden Berichts

Dieser Bericht hat den Zweck die geochemischen Nahfeld-Daten für das Zementnahfeld des SMA- und LMA-Lagers zur Verwendung in den provisorischen Sicherheitsanalysen für SGT Etappe 2 bereitzustellen. Dies umfasst die (i) Festlegung der Modellreaktionen von organischen Verbindungen der eingelagerten Abfälle und die zugehörigen Zersetzungsraten, die (ii) Einteilung der Abfälle in Abfallgruppen, die (iii) vereinfachte Bestimmung eines lokalen pH-Wertes innerhalb von Abfallgebinden zur Abschätzung der Korrosionsraten, sowie (iv) Annahmen und Parameter zur Freisetzung von ^{14}C . Im Hauptteil des Berichts wird das Vorgehen bei der Datenableitung detailliert beschrieben. Die resultierenden geochemischen Nahfeld-Daten für die einzelnen Abfallsorten sind in den Anhängen ersichtlich.

Im Vergleich zur ersten Version des Berichtes, beziehen sich in dieser Version alle Annahmen über die Zusammenstellung der ATA und SMA auf das Materialinventar MIRAM 14 (Nagra 2014a). Die Schreibweise der Standardmaterialien (Anhang 1), die Abfallgruppeneinteilung (Anhang 2) und die ^{14}C -Freisetzung (Anhang 3) wurden entsprechend aktualisiert.

2 Einteilung in Abfallgruppen

ATA und SMA werden in betonierten Lagerkammern zusammen mit Zement-basierten Endlagerbehältern und Verfüllmaterialien eingelagert. Wegen der chemischen Bedingungen im Zement werden durch Sorption und niedrige Löslichkeiten viele Radionuklide chemisch zurückgehalten. Einige Abfälle enthalten aber Stoffe, welche die Radionuklidrückhaltung negativ beeinflussen können. Um die chemische Barrierenwirkung zu optimieren, sollen diese Abfälle getrennt von den übrigen Abfällen eingelagert werden, um so eine Beeinflussung der letzteren zu vermeiden.

Um die Abfälle zu trennen, werden sie in zwei Abfallgruppen eingeteilt. Der Abfallgruppe 2 werden Abfälle zugeteilt, welche Stoffe enthalten, die die Radionuklidrückhaltung negativ beeinflussen können. Der Abfallgruppe 1 werden Abfälle zugeteilt, die keine solchen Stoffe enthalten oder nur in unbedeutenden Mengen. Zwecks Trennung werden die Abfälle der Abfallgruppen 1 und 2 sowohl im SMA- als auch im LMA-Lager in separaten Lagerkammern eingelagert.

Stoffe, welche die Radionuklidrückhaltung negativ beeinflussen können, sind organische Verbindungen in hoher Konzentration, durch deren Zersetzung der Zement degradiert werden kann (Abschnitt 2.1), oder anorganische und organische Komplexbildner (Abschnitt 2.2). Die Kriterien, auf Grund welcher die Abfälle in die Abfallgruppen 1 und 2 eingeteilt werden, sind in Tabelle 1 zusammengefasst und im Folgenden erläutert.

Tab. 1: Zusammenstellung der Kriterien und Indikatoren für die Aufteilung der Abfälle auf die Abfallgruppen 1 und 2.

Kriterium	Organische Stoffe	Zellulose-artige Materialien	Glucon-säure	EDTA	NTA	Cyanid
Indikator	Portlandit-Verlust im Zement-nahfeld	ISA-Konzentration im Zement-porenwasser	Gluconsäure Konzentration im Zement-porenwasser	EDTA-Konzentration im Zement-porenwasser	NTA-Konzentration im Zement-porenwasser	CN ⁻ -Konzentration im Zement-porenwasser
Obere Limite für Abfall-gruppe 1	2/3	10 ⁻⁴ mol/L	10 ⁻⁵ mol/L	10 ⁻³ mol/L	2 x 10 ⁻² mol/L	10 ⁻⁵ mol/L

Im Unterschied zu Etappe 1 (Schwyn 2008) wird Nitrat/Nitrit nicht mehr als Kriterium für die Abfallgruppeneinteilung benötigt, da in MIRAM 14 keine entsprechenden Abfälle vorliegen.

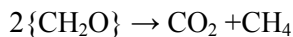
Für die Gruppeneinteilung werden die im MIRAM zu Abfallsorten zusammengefassten Abfälle rechnerisch einzeln ins Tiefenlager eingelagert. So können der anteilig zur Verfügung stehende Zementstein und das entsprechende Porenwasservolumen ermittelt werden. Beides wird für die Grössen, welche zwecks Gruppeneinteilung mit den in Tabelle 1 verglichen werden, benötigt.

Es wird dabei vereinfachend angenommen, dass der Platzbedarf für die Lagerkammern, d.h. das Gesamtvolumen des Zementnahfelds, das Doppelte des verpackten Volumens der Abfälle betrage. Unter letzterem versteht man das Volumen des in die Endlagerbehälter gepackten Abfalls¹. Die Menge Zementstein pro Lagerkammervolumen wird mit 350 kg/m³ angenommen, die Porosität mit 0.2 (Nagra 2014b).

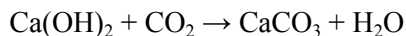
Im Folgenden werden die einzelnen Kriterien, Indikatoren und Grenzwerte, sowie die Methodik zur Ermittlung der Vergleichsgrössen diskutiert. Die resultierende Einteilung der Abfallarten in die Abfallgruppen 1 und 2 ist in Anhang 2 dokumentiert.

2.1 Lokale Zementdegradation durch Zersetzung von Organika

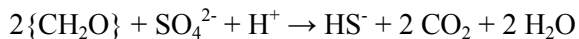
Ein hoher Gehalt an organischen Stoffen kann zu Zementdegradation führen, wenn sich diese Stoffe mikrobiologisch zu CH₄ und CO₂ zersetzen. Eine abstrahierte Darstellung dieser Reaktion ist²



CO₂ würde mit den Zementkomponenten reagieren. Gebildetes CO₂ neutralisiert die Ca(OH)₂-Äquivalente in Portlandit (Tabelle 2).



Eine Zersetzung der organischen Verbindungen unter Sulfatreduktion würde nicht zu einer CH₄-Bildung führen, sondern der organische Kohlenstoff würde vollständig zu CO₂ oxidiert.



Gemäss Wieland & Berner (2012) könnte aber mit dem Sulfatinventar im Zement nur ein Bruchteil des organischen Materials im Abfall oxidiert werden. Ausserdem ist die vollständige Verfügbarkeit dieses Sulfats u.U. nicht gegeben. Es wird deshalb vorgeschlagen, die Oxidation mit Sulfat hier zu vernachlässigen. Dies ist bezüglich Gasproduktion (CH₄) konservativ, nicht aber bezüglich Zementdegradation.

Die Methode zur Abschätzung der Menge CO₂, die zur Zementdegradation führen kann, wird im Abschnitt 2.1.2 detailliert beschrieben.

Abfälle, welche so grosse Mengen an organischen Stoffen enthalten, dass durch deren Zersetzung mindestens 2/3 des Portlandits im Zementnahfeld umgewandelt würden, werden der Abfallgruppe 2 zugeordnet (Siehe Tabelle 1).

¹ Das Spektrum der Einlagerungsdichte (verpacktes Volumen pro Lichtraumvolumen einer Lagerkammer) für die SMA und ATA des MIRAM 14 reicht für verschiedene Lagerkammerquerschnitte von ca. 0.35 bis ca. 0.55. Die Verwendung des Werts 0.5, bzw. des Kehrwerts 2, ist für die vorliegende Fragestellung pessimistisch, weil sie eine relativ geringe Zementmenge unterstellt.

² Weitere Zersetzungsprodukte (s. Anhang 1) sind für die Zementdegradation von untergeordneter Bedeutung.

Tab. 2: Zusammensetzung des Zementsteins in Portlandit und die entsprechenden Ca(OH)_2 -Äquivalente.

	Menge / Lagerkammervolumen		Molmasse (g/mol)	Referenz
	kg/m^3	mol/m^3 Ca(OH)_2 - Äquivalente		
Zementstein	350			Nagra (2014b)
Portlandit (Ca(OH)_2)	86 (24.7%)	1'160	74.09	Berner (2009)

2.1.1 Organika im Abfall

Im Gegensatz zu Schwyn (2008) und Schwyn et al. (2003), sowie auch zum vorangehenden Abschnitt wird hier nicht mehr eine abstrahierte Zusammensetzung der Organika (CH_2O) angenommen, sondern der Gehalt an Kohlenstoff und dessen mittlere Oxidationszahl wird Material-spezifisch gemäss den Angaben im MIRAM 14 berücksichtigt. Um die Menge CO_2 (g) und/oder CH_4 (g), die während der Zersetzung von Organika gebildet wird, zu berechnen, stehen zwei Methoden zur Verfügung. Beide Methoden führen bezüglich der Bildung von CO_2 und CH_4 zu identischen Ergebnissen und können auf alle organischen Standardmaterialien im MIRAM 14 angewandt werden.

Die erste Methode fordert eine stöchiometrische Reaktionsgleichung der Zersetzung, welche CO_2 und/oder CH_4 produziert (Reaktionsgleichungs-Methode). Diese Methode ist etwas aufwändiger, aber könnte mit Kenntnis von detailliertem Degradationsmechanismus eine genauere Abschätzung der gebildeten Gasmenge liefern. Eine alternative Methode geht von der mittleren Oxidationsstufe von C und dem Massenanteil des Kohlenstoffs in der organischen Verbindung aus (Formel-Methode). Beide Methoden werden im nächsten Abschnitt ausführlich beschrieben.

Bei beiden Methoden wird bei der Abfallgruppeneinteilung eine instantane Umsetzung des gesamten Kohlenstoffs der organischen Verbindung unterstellt. Die Abbaurate der Verbindung wird hier nicht in Betracht gezogen, weil in diesem Kontext nur die maximale Auswirkung der entstandenen Menge an CO_2 zu betrachten ist. Dies führt zu einer sehr konservativen Schätzung der CO_2 -Bildung. Die Gesamtmenge an entstehendem CO_2 und oder CH_4 erhält man durch Summierung über die betroffenen organischen Materialien in einer Abfallsorte.

Alle betroffenen organischen Standardmaterialien, welche in MIRAM aufgelistet sind, deren chemische Formeln und deren Zersetzungsreaktionen sind im Anhang 1, aufgeführt.

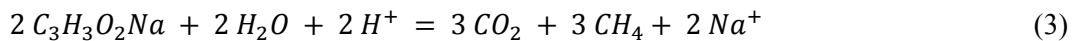
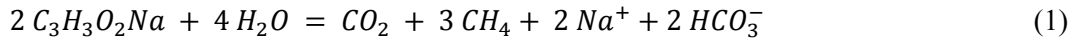
2.1.2 Methodik

Reaktionsgleichungs-Methode

Bei der Angabe von Reaktionsgleichungen müssen folgende Aspekte beachtet werden:

- Die Ladungsbilanz muss stimmen (gleiche Mengen an negativen und positiven Ladungen auf beiden Seiten der Reaktionsgleichung).
- Keine Bikarbonatsalze sollen in der Reaktion vorkommen, weil sonst implizit ein Teil des CO_2 -Gases nicht in Anrechnung gebracht wird.

Diese Bedingungen sind nur dann erfüllt, wenn Bikarbonat mit einer starker Säure "titriert" wird. Für das Beispiel Polycarboxylat ($C_3H_3O_2Na$) stellt Reaktion (1) die Zersetzung des Polycarboxylats dar, Reaktion (2) die "Titration" und Reaktion (3) die Ladungs-bilanzierte Reaktionsgleichung.



Die Zersetzung von 1 mol Polycarboxylat liefert also 1.5 mol CO_2 ($R_{CO_2}=1.5$).

Damit kann die Menge gebildetes CO_2 [mol] folgendermassen berechnet werden:

$$CO_2 = R_{CO_2} \frac{1}{M_V} m$$

m: Masse der organischen Verbindung [g]

R_{CO_2} : Anzahl mol CO_2 gebildet per mol Ausgangsstoff [-]

M_V : Molmasse der organischen Verbindung [g/mol]

Für die Zersetzung von 1 kg Polycarboxylat ($MM=94.04$ g/mol, $R=1.5$, $m=1000$ g):

$$CO_2 = 1.5 \frac{1}{94.04 \text{ g/mol}} 1000 \text{ g} = 15.9 \text{ mol}$$

Auf ähnliche Weise kann die Menge gebildetes CH_4 [mol] berechnet werden, mittels R_{CH_4} , d.h. die Anzahl mol CH_4 gebildet per mol Ausgangsstoff (Polycarboxylate: $R_{CH_4}=1.5$)

$$CH_4 = R_{CH_4} \frac{1}{M_V} m$$

Anhang 1 enthält eine Liste der organischen Verbindungen im MIRAM 14 und die Modellreaktionen der Zersetzung.

Formel-Methode

Eine zweite Methode, um die Menge gebildetes CO₂ oder CH₄ zu berechnen, beruht auf der Berücksichtigung der mittleren Oxidationsstufe von C in der organischen Verbindung, welche in die Oxidationsstufen +4 (CO₂) und -4 (CH₄) disproportioniert. Die explizite Zersetzungsreaktion wird also nicht benötigt.

Gebildetes CO₂ [mol]

$$CO_2 = f \frac{(4+z)}{8M_C} m$$

Gebildetes CH₄ [mol]

$$CH_4 = f \frac{(4-z)}{8M_C} m$$

m: Masse der organischen Verbindung [g]

f: Massenanteil Kohlenstoff (C) an der Masse der organischen Verbindung

z: durchschnittliche Oxidationszahl von C in der organischen Verbindung

M_C: Molmasse Kohlenstoff [12.01 g/mol]

z.B. die Zersetzung von 1 kg Polycarboxylat
(C₃H₃O₂Na, MM = 94.04 g/mol, z = 0, m = 1000 g, f = (3 x 12.01 g/mol)/94.04 g/mol = 0.38)
liefert 15.9 mol CO₂.

$$CO_2 = 0.38 \frac{(4+0)}{8 \cdot 12.01 \text{ g/mol}} 1000 \text{ g} = 15.9 \text{ mol}$$

2.2 Komplexbildner

2.2.1 Isosaccharinsäure (ISA)

Unter alkalischen Bedingungen wird Zellulose teilweise degradiert, wobei auch Isosaccharinsäure (ISA) entsteht. Letztere bildet mit einigen Radionukliden (vor allem mit drei- und vierwertigen Lanthaniden und Aktiniden starke Komplexe (Gaona et al. 2008, Tits et al. 2005), was die Löslichkeit erhöht und dementsprechend die Rückhaltung dieser Radionuklide reduziert (Wieland 2014). ISA sorbiert an der Zementoberfläche, sodass nur ein Teil der ISA im Porenwasser gelöst ist. Die ISA-Konzentration im Porenwasser, welche bestimmt ob und in welchem Ausmass Radionuklide komplexiert werden, wird gemäss Bradbury & Van Loon (1997) berechnet. Es wird angenommen, 10% der Zellulose zersetze sich zu ISA, das zementierte Nahfeld enthalte 350 kg Zementstein pro m³ und besitze eine Porosität von 20%. Die Menge zelluloseartiger Materialien ist die Summe von Baumwolle und Zellulose, welche als Standardmaterialien in MIRAM aufgelistet sind.

Chemische Formel: $C_6H_{12}O_6$

Molmasse (M_{ISA}): 180.16 [g/mol]

Berücksichtigung der teilweisen Zellulosedegradation und der ISA-Sorption an Zement:

$$\varepsilon c_{eq} \left[10^3 \frac{L}{m^3} \right] + Z \frac{K_{ISA} q_{ISA} c_{eq}}{1 + K_{ISA} c_{eq}} = \frac{fA}{M_{ISA}} \left[10^3 \frac{g}{kg} \right]$$

ISA-Konzentration im Porenwasser c_{eq} : var. [mol/L]

Beladung zelluloseartige Materialien (A): var., gemäss Inventar [kg/m³]

Anteil der sich zu ISA zersetzenden Zellulose (f): 0.1 [-]

Porosität (ε): 0.2 [-]

Zementsteinmenge (Z): 350 [kg/m³]

Sorptionsaffinitätskonstante (K_{ISA}): 690 [L/mol]

Sorptionskapazität des Zementsteins für ISA (q_{ISA}): 0.17 [mol/kg]

Überschreitet die ISA-Konzentration im Zementporenwasser (c_{eq}) das Limit von 10^{-4} [mol L⁻¹], wird der Abfall der Abfallgruppe 2 zugeteilt (Schwyn 2008).

2.2.2 Gluconsäure (GLU)

Gluconsäuren werden im Zement als Fließmittel und als Verzögerungsmittel während der Abfallverfestigung angewendet und könnten, wie ISA, zu einer Sorptionsreduktion der drei- und vierwertige Lanthaniden und Aktiniden führen (Wieland 2014). Auch Gluconsäure sorbiert an der Zementoberfläche, sodass nur ein Teil der GLU im Porenwasser gelöst ist. Die Gluconsäure-Konzentration im Porenwasser, welche bestimmt ob und in welchem Ausmass Radionuklide komplexiert werden, wird gemäss Bradbury & Van Loon (1997) berechnet. Es wird angenommen, das zementierte Nahfeld enthalte 350 kg Zementstein pro m³ und besitze eine Porosität von 20%. Die Menge Gluconsäure wird aus dem MIRAM hergeleitet.

Chemische Formel: $C_6H_{12}O_7$

Molmasse (M_{Glu}): 196.16 [g/mol]

Berücksichtigung der GLU-Sorption an Zement (Bradbury & Van Loon 1997):

$$\varepsilon c_{eq} \left[10^3 \frac{L}{m^3} \right] + Z \frac{K_{Glu} q_{Glu} c_{eq}}{1 + K_{Glu} c_{eq}} = \frac{A}{M_{Glu}} \left[10^3 \frac{g}{kg} \right]$$

GLU-Konzentration im Porenwasser (c_{eq}):	var. [mol/L]
Beladung GLU (A):	var., gemäss Inventar [kg/m ³]
Porosität (ϵ):	0.2 [-]
Zementsteinmenge (Z):	350 [kg/m ³]
Sorptionsaffinitätskonstante (K_{Glu}):	3'360 [L/mol]
Sorptionskapazität des Zementsteins für GLU (q_{Glu}):	0.57 [mol/kg]

Abfälle, welche eine GLU-Konzentration im Zementporenwasser (c_{eq}) von 10^{-5} mol/L überschreiten, werden der Abfallgruppe 2 zugeordnet (Tits et al. 1998).

2.2.3 EDTA

Nur wenige Kationen sind betroffen von der Komplexierung mit EDTA im Zementnahfeld. Hummel legte eine Komplexierung mit Ni und Pb unter alkalischen Bedingungen dar (Hummel 1993). Sorptionsreduktionsfaktoren werden für beide sicherheitsrelevanten Radionuklide eingesetzt (Wieland 2014). Actiniden werden erst dann mit EDTA Komplexe formen, wenn unter neutralen Bedingungen die EDTA-Konzentration die von Calcium überschreitet.

Chemische Formel:	$C_{10}H_{14}N_2O_8Na_2$
Molmasse:	336.22 [g/mol]

Abfälle, welche eine EDTA-Konzentration im Zementporenwasser von 10^{-3} mol/L überschreiten, werden der Abfallgruppe 2 zugeteilt (Schwyn 2008).

2.2.4 NTA

Einige Abfallsorten enthalten $Na_3(NTA)$, welches zur Verfestigung von Schlämmen der Zementrezeptur zugefügt wird. Eine Komplexierung mit NTA betrifft nur Ni und Pb und wird dementsprechend in den zugehörigen Sorptionswerten berücksichtigt (Wieland 2014).

Chemische Formel:	$C_6H_6NO_6Na_3$
Molmasse:	257.11 [g/mol]

Abfälle, welche eine NTA-Konzentration im Zementporenwasser von 2×10^{-2} mol/L überschreiten, werden der Abfallgruppe 2 zugeteilt (Schwyn 2008).

2.2.5 Cyanid

Berlinerblau ($\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$) wird für die Bindung von Cäsium in flüssigen Abfällen angewendet und könnte zur Freisetzung von Cyanid führen. Obwohl Berlinerblau in alkalischer Lösung gut löslich ist, wird eine photochemische Zersetzung in Cyanid als unwahrscheinlich betrachtet, denn Hexacyanoferrat ist im Dunklen stabil. Weil aber die mikrobiologische Zersetzung von Hexacyanoferrat nicht ausgeschlossen werden kann, wird für die Radionuklide (Ni, Co) welche CN-Komplexe formen könnten, eine Sorptionsreduktion angewandt (Wieland 2014).

Chemische Formel:	$\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$
Formelmasse:	859.3 [g/mol]
Anzahl CN^- pro Formelmasse:	18

$$\text{CN}^- [\text{mol}] = \text{Masse}_{\text{Berlinerblau}} [\text{g}] / 859.3 [\text{g/mol}] \times 18$$

Abfälle, welche eine CN-Konzentration im Zementporenwasser von 10^{-5} mol/L überschreiten, werden der Abfallgruppe 2 zugeteilt (Schwyn 2008).

3 Abbauraten von Organika zur Abschätzung der Gasbildung

Die anaerobe Zersetzung von Organika durch mikrobielle Aktivität und die Metallkorrosion tragen zur gesamten Gasbildung (von H_2 , CH_4 , H_2S) im SMA-/LMA-Lager bei. Die Korrosionsraten für die anaerobe Metallkorrosion lassen eine genaue Abschätzung der Gasbildungsrate bezüglich H_2 zu (Diomidis 2014). Um Gasbildungsraten für Organika genauer zu bestimmen, ist eine Formulierung und Parametrisierung von Degradationsmechanismen erforderlich.

Da Zersetzungsraten von Organika in einer endlagerrelevanten Umgebung zurzeit nur grob abgeschätzt werden können (Warthmann et al. 2013), wird die Gasbildung aus organischen Verbindungen mittels zweier möglicher Zersetzungsraten abgeschätzt; eine Rate für leicht abbaubare Organika (Klasse O1) und eine Rate für schwer abbaubare Organika (O2). Als leicht abbaubare Organika werden kurzkettige Moleküle wie Superplasticizers und Zellulose eingestuft, während Polymere (Nylon, PVC, Polystyrol, Lack, Bitumen, ...) als schwer abbaubare Organika klassifiziert werden. Im Anhang 1 wird zusätzlich zu den Modellreaktionen, auch die Zersetzungsklasse der jeweiligen organischen Verbindung angegeben.

Die maximale Abbauraten für Organika der Klasse O1 (0.7 mol gas/kg.a, siehe Tabelle 3) wurde basierend auf der Zersetzung von Zellulose in einer wassergesättigten Umgebung abgeschätzt (Wiborgh et al. 1986). Es gibt Hinweise, dass für ungesättigte Umgebungen die Rate um eine Grössenordnung kleiner ist (0.07 mol gas/kg.a), dieser Wert wird für den Referenzwert angenommen. Dabei sei bemerkt, dass dieser Wert von Warthmann et al. (2013) als zu hoch eingeschätzt wird. Zur Abschätzung eines unteren Eckwerts, wird der Referenzwert um eine Grössenordnung weiter verringert.

Für Organika der Klasse O2, wie z.B. Polystyrol, ist zurzeit unklar, ob sich solche Verbindungen unter Tiefenlagerbedingungen überhaupt abbauen lassen. Eine Abbauraten für organische Polymere von 0.05 mol gas/kg.a wurde durch Wiborgh et al. (1986) abgeschätzt und wird hier als oberer Eckwert benutzt. Der Referenzwert ergibt sich durch eine Skalierung mit Faktor 10. Für den unteren Eckwert wird konservativ angenommen dass sich Organika der Klasse O2 nicht abbauen lassen.

Tab. 3: Geschätzte Abbauraten von Organika.

Klasse	Referenz [mol gas /kg.a]	unterer Eckwert [mol gas /kg.a]	oberer Eckwert [mol gas /kg.a]
O1	0.07	0.007	0.7
O2	0.005	0	0.05

Ein Gewichtungsfaktor wird bei Asche angewandt, da Asche nur 5 Gew.-% organischen Verbindungen enthält.

Da die Zersetzungsraten in Tabelle 3 nicht materialspezifisch sind und von einer vereinfachten Kinetik 1. Ordnung ausgehen, sind die hier angegebenen Werte für die Abfallgruppeneinteilung (Kap 2.1) oder für die vereinfachte Bestimmung eines lokalen pH-Wertes innerhalb von Abfallgebänden zur Abschätzung lokaler Korrosionsraten (Kap. 4) nicht geeignet.

4 pH-Bereich in Abfallgebinden zur Abschätzung der Korrosionsraten

4.1 Zementhaltige Abfälle

Abfälle, die organische Materialien enthalten, können bei deren Zersetzung $\text{CO}_2(\text{g})$ produzieren. Die Folge der CO_2 -Produktion für die Zementdegradation wurde bereits im Abschnitt 2.1 beschrieben. Während der Zementdegradation sinkt lokal gleichzeitig auch der pH von etwa 13.5 bis auf Werte < 10.5 . Eine pH-Verringerung führt zu einer Erhöhung der Korrosionsraten und damit zu einer erhöhten H_2 -Produktionsrate. In der Sicherheitsanalyse werden zwei Korrosionsraten eingesetzt, je nach pH-Wert des Abfalls. Für Abfälle mit einem $\text{pH} \geq 10.5$ wird eine niedrige Korrosionsrate benutzt, während für Abfälle mit einem $\text{pH} < 10.5$ eine höhere Korrosionsrate benutzt wird (Diomidis 2014).

Um eine Vorstellung der Art und Menge der Zementphasen, die möglicherweise abgebaut werden, und des resultierenden pH-Bereichs zu bekommen, kann eine einfache Massenbilanz-Berechnung durchgeführt werden. Die Eingangsdaten für diese Berechnungen sind die Angaben zu den Materialien und Volumen der einzelnen Abfälle. Der Einfluss von organischen Säuren, welche in den Abfallsorten durch Zersetzung von Organika entstehen können, wird hier vereinfachend vernachlässigt, da diese einen geringeren Einfluss auf den pH haben werden.

Die folgenden Annahmen werden getroffen:

1. Eine instantane und vollständige Zersetzung der organischen Materialien in $\text{CO}_2(\text{g})$ findet statt. Letzteres reagiert sofort mit dem Zementstein.
2. Nur Zementstein innerhalb der Abfallgebinde wird betrachtet für die Pufferung der CO_2 -Produktion. Die zementhaltige Verfüllung und die Endlagerbehälter werden nicht betrachtet.³
3. Die Menge hydratisierter Zement in Beton wird auf 18.1 wt.-% geschätzt (Berner 2009). Angewendet wird dies nur für Betonabfälle, nicht für andere Abfallgebinde.
4. Die verschiedenen Zement-Rezepturen werden nicht voneinander unterschieden. Alle werden vereinfacht als CEM I 52.5 N HTS betrachtet, basierend auf der Modellierung von Berner (2009), siehe Tabelle 4.
5. Die Menge an hydratisiertem Zement bekommt man mittels Summierung der unterstehenden 5 Standardmaterialien, die in MIRAM für jede Abfallsorte aufgelistet werden:
 - Beton
 - ::Zementstein::HTS
 - ::Zementstein::OPC
 - ::Zementstein::Sulfazem
 - Zementstein

Die "::Zementstein::xx"-Standardmaterialien bestehen aus nicht-hydratisierten Zementphasen; Zementstein ist bereits hydratisiert. Die gesamte Menge des hydratisierten Zements bekommt man indem man das Wasser-Zement-Verhältnis (w/c) in Rechnung bringt. Im Modellzement (CEM I 52.5 N HTS) mit 20% Porosität, der in Berner (2009) verwendet wird, wird Wasser im Verhältnis 0.47 zu 1 dem Zement zugegeben (w/c = 0.47, Berner 2009). Während der Reaktion zwischen nicht-hydratisiertem Zement und Wasser entsteht

³ Für Abfälle, welche direkt in Endlagerbehälter verfestigt werden (z.B. Stilllegungsabfälle), zählt der Zementstein des Endlagerbehälters auch zur Pufferkapazität.

hydratisierter Zement mit einer Dichte von 2.27 g/cm^3 und es bleibt noch freies Wasser übrig. Demzufolge ist das Gewicht des hydratisierten Zements 31.6% höher als das Gewicht des nicht-hydratisierten Zements (1'000 g nicht-hydratisierter Zement ergibt 579.7 cm^3 oder 1'316 g hydratisierter Zement).

Daraus folgt:

Menge des hydratisierten Zements = Menge Beton*0.181 + $[(\Sigma::\text{Zementstein}:::xx)*1.316] + \text{Zementstein}$

6. Alkalihydroxide, welche am Anfang der Zementdegradation abgebaut wurden, sowie auch Fe- und Al-Zementphasen werden für die Pufferkapazität nicht berücksichtigt.
7. Die Pufferkapazität wird nur durch Portlandit ($\text{Ca}(\text{OH})_2$, C-H) und durch die C-S-H-Phasen bestimmt (CSH1.667 und CSH0.833 sind theoretische Endglieder der als solid-solution modellierten C-S-H-Phasen, Berner 2009).
8. Portlandit reagiert zuerst mit CO_2 und stabilisiert den pH-Wert auf etwa 12.5. Wenn Portlandit aufgebraucht ist, reagieren die C-S-H-Phasen mit CO_2 ; dabei sinkt das C/S-Verhältnis sukzessive von 1.56 bis auf 0.833, während gleichzeitig auch der pH kontinuierlich auf 10.5 sinkt. Im letzten Schritt reagieren die übrigen C-S-H-Phasen, wobei der pH-Wert auf 10.5 stabilisiert bleibt bis das C/S-Verhältnis 0 ist. Nach vollständiger Neutralisation der C-S-H-Phasen wird zusätzliches CO_2 den pH-Wert weiter senken und letzterer wird durch die Carbonat-Bicarbonat- CO_2 -Gehalte im Porenwasser kontrolliert.

Tab. 4: Zusammensetzung des Zements zur Abschätzung des pH-Wertes (Berner 2009).

Zement Phase ⁴	Formel	Menge (mmol) in 1.316 kg hydratisiertem Zement	Menge (mmol) pro kg hydratisierter Zement	$\text{Ca}(\text{OH})_2$ (mmol) pro kg hydratisierter Zement)
Portlandit	$\text{Ca}(\text{OH})_2$	4'392.34	3'338	3'315
Endglied CSH1.667	$(\text{SiO}_2)(\text{CaO})_{1.667}(\text{H}_2\text{O})_{2.1}$	3'236.45	2'459	4'099
Endglied CSH0.833	$(\text{SiO}_2)(\text{CaO})_{0.833}(\text{H}_2\text{O})_{1.333}$	474.98	361	301
			Total	7'715

⁴ CSH1.667 und CSH0.833 sind keine bestehenden Phasen, sondern Endglieder des Mischkristalls, benutzt zur Modellierung der Zementphasen.

4.2 Ableitung des pH-Wertes

Anhand der Menge des produzierten CO₂, können die Zementdegradationsstufe und der pH-Wert für jede Abfallsorte berechnet werden (siehe Tabelle 5). Eine Liste der Abfallsorten mit entsprechenden pH-Werten, welche für die Abschätzung der Eisenkorrosionsraten benutzt werden, ist in Anhang 2 dargestellt.

Berechnung des C/S-Verhältnisses von C-S-H-Phasen:

$$C/S \text{ ratio} = \frac{m_{CH} + 1.667 \cdot m_{CSH1.667} + 0.833 \cdot m_{CSH0.833} - m_{CO_2}}{m_{CSH1.667} + m_{CSH0.833}}$$

m_{CH} : Menge Portlandit pro kg hydratisierter Zement (3'338 mmol/kg)

$m_{CSH1.667}$: Menge CSH1.667 pro kg hydratisierter Zement (2'459 mmol/kg)

$m_{CSH0.833}$: Menge CSH0.833 pro kg hydratisierter Zement (361 mmol/kg)

m_{CO_2} : Menge gebildetes CO₂(g) pro kg hydratisierter Zement [mmol/kg]

Tab. 5: Zementdegradationsstufen und die entsprechenden pH-Werte des Abfalls.

Zementdegradationsstufe	Berechnetes C/S-Verhältnis	pH-Wert des Abfalls
Portlandit	2.744 - 1.56	pH ca. 12.5
CSH Solid Solution (1.56 > C/S Verhältnis > 0.833)	1.560 - 0.833	12.5 > pH > 10.5
CSH0.833 (C/S = 0.833)	0.833 - 0	pH ca. 10.5
Alle C-S-H-Phasen neutralisiert	< 0	pH < 10.5

Hinweis: Das berechnete C/S-Verhältnis ist ein Indikator für die verschiedenen Zementdegradationsstufen; es hat chemisch nur eine Bedeutung für die Stufe, bei welcher CSH-Phasen als solid-solution den pH-Wert puffern. (1.56 > C/S-Verhältnis > 0.833).

4.3 Abfälle ohne Zement

Einige Abfallsorten (z.B. Reaktoreinbauten, bituminierte Harze) sind nicht mit Zement verfestigt und sind deswegen durch einen neutralen pH-Wert gekennzeichnet. Folglich wird eine entsprechende hohe Korrosionsrate wie für zementhaltigen Abfall eingesetzt (pH < 10.5, s. Diomidis 2014).

5 Freisetzung von ^{14}C

5.1 Speziation von ^{14}C

In den provisorischen Sicherheitsanalysen für SGT Etappe 2 werden für das Radionuklid ^{14}C zwei Speziationen im Nahfeld und in der Geosphäre betrachtet: Organisches ^{14}C und anorganisches ^{14}C . Dabei hängen die Freisetzung und die Mobilität von ^{14}C zudem stark von der chemischen Form ab, in welcher das Radionuklid im Abfall vorliegt.

In den radioaktiven Abfällen liegt ^{14}C in drei chemischen Formen vor:

- In anorganischer Form als Karbonat
- In organischer Form
- In aktivierten Metallen

Für in anorganischer und organischer Form vorliegendes ^{14}C wird der Abfallmatrix keine Barrierenwirkung zugeschrieben, sodass es als instantan freigesetzt betrachtet wird.

Für ^{14}C in aktivierten Metallen wird angenommen, dass es während der Metallkorrosion mit einer konstanten Rate von 10^{-4} pro Jahr kongruent freigesetzt wird.⁵ Die chemische Form der ^{14}C -haltigen Korrosionsprodukte ist zurzeit wenig charakterisiert. Da die Metalle unter anaeroben Bedingungen, also unter gleichzeitiger Wasserreduktion und Wasserstoffbildung korrodieren, herrschen stark reduzierende Bedingungen. Es ist also sehr wahrscheinlich, dass organische Stoffe, in welchen der Kohlenstoff in reduzierter Form vorliegt, gebildet werden. Die spärlich vorliegenden Untersuchungen deuten in dieselbe Richtung (Johnson & Schwyn 2008). Das ^{14}C -Inventar liegt in diesem Fall vollständig in organischer Form, mit kongruenter Freisetzung vor.

Organischen Molekülen wird bei der Modellierung des Radionuklidtransports im Zementnahfeld ein Verteilungskoeffizient zugeschrieben (Wieland 2014). Einen Sorptionswert für organische Moleküle in der Geosphäre gibt es nicht, weil weder die Art der Moleküle noch deren Sorptionseigenschaften zurzeit genügend bekannt sind. Für anorganisches ^{14}C wird angenommen, dass es durch Isotopenaustausch mit dem im Zementnahfeld vorhandenen Calcit retardiert wird (Wieland 2014).

5.2 Anwendung auf SMA und ATA im MIRAM

Gestützt auf die Abfallzusammensetzung werden für die SMA und ATA im MIRAM die prozentualen Anteile der drei oben erwähnten chemischen Formen festgelegt (siehe Anhang 3). Dabei kommen folgende Überlegungen/Annahmen zur Anwendung:

Basierend auf der Zusammensetzung des Abfalls:

- Für homogene metallische Abfälle aus der Stilllegung von Kern- und Forschungsanlagen (inkl. metallische Reaktorabfälle) wird das vollständige ^{14}C -Inventar kongruent in organischer Form freigesetzt. Eine Ausnahme bilden Al-Abfälle; für diese wird eine instantane Freisetzung in organischer Form unterstellt.

⁵ Der Wert dieser Rate spiegelt nicht den gegenwärtigen Kenntnisstand zur Korrosion von Metallen (insbesondere Eisen und Stahl) unter Tiefenlagerbedingungen im SMA- und LMA-Lager wider; diese ist bedeutend langsamer. Seine Festlegung erfolgt aus sicherheitstechnischen Überlegungen unter Berücksichtigung der Halbwertszeit von ^{14}C .

- Für homogene, betonhaltige Stilllegungsabfälle von Kernkraftwerken liegt das ^{14}C -Inventar vollständig in organischer Form (org. inst. rel.) vor. Für homogene Betonabfälle aus dem Betrieb oder aus der Stilllegung der Oberflächenanlagen der geologischen Tiefenlager sowie des Zwiilag liegt das ^{14}C -Inventar in anorganischer Form vor, weil diese Anlage keinen aktivierten Beton, sondern nur kontaminierten Beton enthält.
- Betonabfälle aus CERN enthalten ^{14}C in organischer Form (100% org. inst. rel.).
- Betonhaltige Abfälle aus der Stilllegung von Forschungsanlagen enthalten eine Mischung von aktiviertem Beton und aktiviertem Stahl (Bioshield). Diesem Abfall wird eine Verteilung von 50% org. inst. rel. und 50% org. cong. rel. unterstellt. Dies geht einerseits zurück auf die Konzentration von ^{14}N in Beton (10 ppm) und in Stahl (50 – 60 ppm) und andererseits auf die Volumenverteilung des Abfalls (Volumen Beton ist grösser als Volumen Stahl).
- In verglasten Schlämmen von AREVA liegt das vollständige ^{14}C -Inventar in anorganischer Form vor, denn die Abfälle sind bei hoher Temperatur vorbehandelt worden.
- Für Mischabfälle gelten folgende Regeln:
 - CERN Abfälle sind aktivierte Abfälle (z.B. Beschleunigerabfälle); das vollständige ^{14}C Inventar liegt in organischer Form mit kongruenter Freisetzung vor (org.cong.rel.)
 - PSI Betriebsabfälle sind rein kontaminierte Abfälle; für das vollständige ^{14}C Inventar wird eine instantane Freisetzung in organischer Form unterstellt (org.inst.rel.).
 - PSI Stilllegungsabfälle sind eine Mischung von Beton und Stahl. Für das ^{14}C -Inventar wird 50% org.inst.rel. und 50% org. cong. rel. unterstellt.
 - Mischabfälle (Betrieb und Stilllegung) aus Druckwasserreaktoren: 70% anorganisch, 30% org. inst. rel.
 - Mischabfälle (Betrieb und Stilllegung) aus Siedewasserreaktoren: 90% anorganisch, 10% org. inst. rel.
 - Die Abfallsorte BA-PB-X-Z2-ATA enthält ^{14}C , das vollständige Inventar liegt in organischer Form vor (org. inst.rel.)

Basierend auf der Herkunft des Abfalls:

- Bei heterogenen Betriebs- und Stilllegungsabfällen (z.B. Filterelemente, Harze, Mischabfälle) aus Druckwasserreaktoren (KKB, KKG) liegt der grössere Teil des ^{14}C -Inventars in anorganischer Form (70%) vor. Der übrige Teil (30%) des ^{14}C -Inventars liegt in organischer Form, mit instantaner Freisetzung vor. Diese Regel basiert auf Untersuchungen aus Schweden (Magnusson & Stenström 2005). Diese Regel gilt nicht für homogene Betonabfälle oder homogene metallische Abfälle.
- Bei heterogenen Betriebs- und Stilllegungsabfällen (z.B. Filterelemente, Harze, Mischabfälle) aus Siedewasserreaktoren (KKM, KKL) liegt der weitaus grösste Teil des ^{14}C -Inventars in anorganischer Form (90%) vor. Diese Regel basiert auf Untersuchungen aus Schweden (Magnusson & Stenström 2005). Auch einzelne Reaktorabfälle der Siedewasserreaktoren (Filterelemente der UWS) werden so eingestuft. Diese Regel gilt nicht für homogene Betonabfälle oder reine metallische Abfälle (Reaktoreinbauten).
- Abfälle aus der Pilot-Verbrennungsanlage (PVA) oder der Plasmaanlage sind oxidiert worden. Das ^{14}C Inventar liegt deshalb vollständig in anorganischer Form vor.

- In den Bundesabfällen und in den Betriebsabfällen des PSI liegt das ^{14}C -Inventar vollständig in organischer Form mit angenommener instantaner Freisetzung vor. Die Abfälle des PSI enthalten keine aktivierten Materialien, sondern nur kontaminierte Materialien. Eine Ausnahme bilden Beschleunigerabfälle des PSI-West; für diese wird für das vollständig in organischer Form vorliegende ^{14}C Inventar, grösstenteils (70%) eine kongruente Freisetzung unterstellt. Eine zweite Ausnahme bildet Asche aus der PVA (s.o.).
- Abfälle aus dem Hot Labor (HL) sind kontaminierte Abfälle und enthalten keine aktivierten Abfälle. Das ^{14}C Inventar wird instantan in organischer Form freigesetzt.
- Heterogene Betriebsabfälle aus den Oberflächenanlagen der geologischen Tiefenlager (Herkunftsbezeichnungen OH, OS) sind rein kontaminierte Abfälle. Weil sie durch die Handhabung von primären Abfällen aus Druckwasser- und Siedewasserreaktoren entstehen, wird vereinfachend der Durchschnitt zwischen 70/30% und 90/10% genommen. Also wird angenommen, dass das ^{14}C Inventar zu 80% in anorganischer Form und zu 20% in organischer Form vorliegt (org. inst. rel.). Eine Ausnahme bilden homogene Abfälle wie Schlacke und Aluminium; für diese wird angenommen, dass das ^{14}C Inventar der Schlacke in anorganischer Form vorliegt, und dass das ^{14}C Inventar des Aluminiums instantan in organischer Form freigesetzt wird.
- Lucens-Abfälle können erhebliche Mengen Aluminium enthalten: Die Abfallsorten LU-MX-L3-ATA und LU-MX-L3-SMA enthalten 25 Gew.-% bzw. 10 Gew.-% Aluminium. In diesen Abfällen liegt das ^{14}C - Inventar zu 25% bzw. 10% in organischer Form mit instantaner Freisetzung vor (org. inst. rel.) und zu 75% bzw. 90% in organischer Form mit congruenter Freisetzung vor (org.cong.rel.).

6 Literaturverzeichnis

- Berner, U. (2009): Modelling hydrated HTS cement and its pore water. PSI Internal Report AN 44-09-10, Paul Scherrer Institute, Villigen, Switzerland.
- Bradbury, M.H. & Van Loon, L.R. (1997): Cementitious near-field sorption data bases for performance assessment of a L/ILW repository in a Palfris Marl host rock: CEM-94: Update 1. Nagra Technical Report NTB 96-04. Nagra, Wettingen, Switzerland.
- Diomidis, N. (2014): Scientific basis for the production of gas due to corrosion in a deep geological repository. Nagra Working Report NAB 14-21, Nagra, Wettingen, Switzerland.
- Gaona, X., Montoya, V., Colàs, E., Grivé, M. & Duro, L. (2008): Review of the complexation of tetravalent actinides by ISA and gluconate under alkaline to hyperalkaline conditions. J. Contaminant Hydrology 102, 217-227.
- Hummel, W. (1993): Organic complexation of radionuclides in cement pore water: A case study. PSI Internal Report TM-41-93-03, Paul Scherrer Institut, Villigen PSI, Switzerland.
- Johnson, L. & Schwyn, B. (2008): Proceedings of a Nagra/RWMC workshop on the release and transport of C-14 in repository environments. Nagra Working Report NAB 08-22. Nagra, Wettingen, Switzerland.
- Magnusson, A. & Stenström, K. (2005): ^{14}C produced in Swedish nuclear power reactors – measurements on spent ion exchange resins, various process water systems and ejector off-gas. SKB Report, R-05-78, SKB, Stockholm, Sweden.
- Nagra (1994): Endlager für Schwach - und mittelaktive Abfälle (Endlager SMA): Bericht zur Langzeitsicherheit des Endlagers SMA am Standort Wellenberg (Gemeinde Wolfenschiessen, NW). Nagra Technischer Bericht NTB 94-06. Nagra, Wettingen, Schweiz.
- Nagra (2008): Vorschlag geologischer Standortgebiete für das SMA und das HAA-Lager. Begründung der Abfallgruppenzuteilung, der Barrierensysteme und der Anforderungen an die Geologie. Bericht zur Sicherheit und technischen Machbarkeit. Nagra Technischer Bericht, NTB 08-05, Nagra, Wettingen, Schweiz
- Nagra (2013): Modellhaftes Inventar für radioaktive Materialien MIRAM 12. Nagra Arbeitsbericht NAB 13-39. Nagra, Wettingen, Schweiz.
- Nagra (2014a): Modellhaftes Inventar für radioaktive Materialien MIRAM 14. Nagra Technischer Bericht NTB 14-04. Nagra, Wettingen, Schweiz.
- Nagra (2014b): SGT Etappe 2: Vorschlag weiter zu untersuchender geologischer Standortgebiete mit zugehörigen Standortarealen für die Oberflächenanlage. Charakteristische Dosisintervalle und Unterlagen zur Bewertung der Barrierensysteme. Nagra Technischer Bericht NTB 14-03. Nagra, Wettingen, Schweiz.

- Schwyn, B., Wersin, P., Berner, U., Wieland, E., Hummel, W., Thoenen, T., Neall, F.B. & Smith, P.A. (2003): Near field chemistry of an ILW repository in Opalinus Clay. Nagra Unpublished Internal Report. Nagra, Wettingen, Switzerland.
- Schwyn, B. (2008): Geochemische Nahfeld-Daten für die sicherheitstechnischen Betrachtungen zum Sachplan geologische Tiefenlager, Etappe 1. Nagra Arbeitsbericht NAB 08-51, Nagra, Wettingen, Schweiz.
- Thoenen, T. (2013): The effect of ammonia on the speciation of some radionuclides in low-pH shotcrete and concrete porewaters. PSI Internal Report AN 44-13-04, Paul Scherrer Institute, Villigen, Switzerland.
- Tits, J.A., Bradbury, M. H., Wieland, E. & Mantovani, M. (1998): The uptake of Cs, Sr, Ni, Eu and Th by CSH phases under high pH cement pore water conditions. PSI Internal Report TM-44-98-01, Paul Scherrer Institute, Villigen, Switzerland.
- Tits, J.A., Wieland, E. & Bradbury M.H. (2005): The effect of isosaccharinic acid and gluconic acid on the retention of Eu(III), Am(III) and Th(IV) by calcite. Applied Geochemistry 20, 2082-2096.
- Warthmann, R., Mosberger, L. & Baier, U. (2013): Langzeit-Degradation von organischen Polymeren unter SMA-Tiefenlagerbedingungen. Nagra Technischer Bericht, NTB 13-04, Nagra, Wettingen, Schweiz
- Wiborgh, M., Höglund, L. & Pers, K. (1986): Gas formation in a L/ILW Repository and gas transport in the host rock. Nagra Technical Report, NTB 85-17, Nagra, Wettingen, Switzerland.
- Wieland, E. & Berner, U. (2012): Preliminary assessment of the interaction of waste materials with hardened cement paste. PSI Internal Report AN-44-11-15, Paul Scherrer Institute, Villigen, Switzerland.
- Wieland, E. (2014): Sorption data base for the cementitious near field of L/ILW and ILW repositories for provisional safety analyses for SGT-E2. Nagra Technical Report, NTB 14-08. Nagra, Wettingen, Switzerland.

Anhang 1: Liste der Reaktionsklasse, entsprechende Modellreaktionen und Degradationsklassen

Reaktionsklasse ⁶	Ausgangsstoff	Modellreaktion	Degradationsklasse
Na ₂ [H ₂ EDTA]	C ₁₀ H ₁₄ N ₂ O ₈ Na ₂	$4 \text{ C}_{10}\text{H}_{14}\text{N}_2\text{O}_8\text{Na}_2 + 14 \text{ H}_2\text{O} + 8 \text{ H}^+ = 23 \text{ CO}_2 + 17 \text{ CH}_4 + 8 \text{ NH}_3 + 8 \text{ Na}^+$	O1
Ligninsulfonate	C ₁₁ H ₁₄ O ₇ SNa	$8 \text{ C}_{11}\text{H}_{14}\text{O}_7\text{SNa} + 34 \text{ H}_2\text{O} + 8 \text{ H}^+ = 45 \text{ CO}_2 + 8 \text{ Na}^+ + 8 \text{ H}_2\text{S} + 43 \text{ CH}_4$	O1
Polystyrol-quatAmin / Anion	C ₁₁ H ₁₆ NCl	$\text{C}_{11}\text{H}_{16}\text{NCl} + 7 \text{ H}_2\text{O} + \text{OH}^- = 4 \text{ CO}_2 + 7 \text{ CH}_4 + \text{Cl}^- + \text{NH}_3$	O2
Naphtalinsulfonate	C ₁₀ H ₇ SO ₃ Na	$\text{C}_{10}\text{H}_7\text{SO}_3\text{Na} + 7 \text{ H}_2\text{O} + \text{H}^+ = 5 \text{ CO}_2 + 5 \text{ CH}_4 + \text{H}_2\text{S} + \text{Na}^+$	O1
Nylon	C ₁₂ H ₂₂ N ₂ O ₂	$2 \text{ C}_{12}\text{H}_{22}\text{N}_2\text{O}_2 + 14 \text{ H}_2\text{O} = 9 \text{ CO}_2 + 15 \text{ CH}_4 + 4 \text{ NH}_3$	O2
Tributylphosphat C ₁₂ H ₂₇ O ₄ P	C ₁₂ H ₂₇ O ₄ P	$\text{C}_{12}\text{H}_{27}\text{O}_4\text{P} + 6 \text{ H}_2\text{O} = 3 \text{ CO}_2 + 9 \text{ CH}_4 + \text{H}_3\text{PO}_4$	O1
Polyester	C ₁₅ H ₁₆ O ₂	$\text{C}_{15}\text{H}_{16}\text{O}_2 + 10 \text{ H}_2\text{O} = 6 \text{ CO}_2 + 9 \text{ CH}_4$	O2
Palmitinsäure	C ₁₆ H ₃₂ O ₂	$2 \text{ C}_{16}\text{H}_{32}\text{O}_2 + 14 \text{ H}_2\text{O} = 9 \text{ CO}_2 + 23 \text{ CH}_4$	O1
Epoxyphenollack	C ₁₈ H ₂₀ O ₃	$4 \text{ C}_{18}\text{H}_{20}\text{O}_3 + 46 \text{ H}_2\text{O} = 29 \text{ CO}_2 + 43 \text{ CH}_4$	O2
Laurylaminpeglycoether	C ₂₂ H ₄₉ O ₆ N	$4 \text{ C}_{22}\text{H}_{49}\text{O}_6\text{N} + 30 \text{ H}_2\text{O} = 27 \text{ CO}_2 + 61 \text{ CH}_4 + 4 \text{ NH}_3$	O1
Detergentien	C ₂₃ H ₃₉ O ₃ SNa	$2 \text{ C}_{23}\text{H}_{39}\text{O}_3\text{SNa} + 24 \text{ H}_2\text{O} + 2 \text{ H}^+ = 15 \text{ CO}_2 + 31 \text{ CH}_4 + 2 \text{ H}_2\text{S} + 2 \text{ Na}^+$	O1
PVC	C ₂ H ₃ Cl	$4 \text{ C}_2\text{H}_3\text{Cl} + 6 \text{ H}_2\text{O} = 3 \text{ CO}_2 + 5 \text{ CH}_4 + 4 \text{ HCl}$	O2
Kunststoffe	C ₂ H ₄	$2 \text{ C}_2\text{H}_4 + 2 \text{ H}_2\text{O} = \text{CO}_2 + 3 \text{ CH}_4$	O2
Ethylenglycol	C ₂ H ₆ O ₂	$4 \text{ C}_2\text{H}_6\text{O}_2 = 3 \text{ CO}_2 + 5 \text{ CH}_4 + 2 \text{ H}_2\text{O}$	O1
Bitumen ⁷	C ₁₆₀ H ₂₀₀ ONS ₂	$8 \text{ C}_{160}\text{H}_{200}\text{ONS}_2 + 890 \text{ H}_2\text{O} = 449 \text{ CO}_2 + 831 \text{ CH}_4 + 8 \text{ NH}_3 + 16 \text{ H}_2\text{S}$	O2
Distearyldimethylammonium-Cl	C ₃₈ H ₈₀ ClN	$2 \text{ C}_{38}\text{H}_{80}\text{ClN} + 36 \text{ H}_2\text{O} + 2 \text{ OH}^- = 19 \text{ CO}_2 + 57 \text{ CH}_4 + 2 \text{ NH}_3 + 2 \text{ Cl}^-$	O1
Polycarboxylate	C ₃ H ₃ O ₂ Na	$2 \text{ C}_3\text{H}_3\text{O}_2\text{Na} + 2 \text{ H}_2\text{O} + 2 \text{ H}^+ = 3 \text{ CO}_2 + 3 \text{ CH}_4 + 2 \text{ Na}^+$	O1
Polyacrylamid	C ₃ H ₅ NO	$2 \text{ C}_3\text{H}_5\text{NO} + 4 \text{ H}_2\text{O} = 3 \text{ CO}_2 + 3 \text{ CH}_4 + 2 \text{ NH}_3$	O2
Polypropylen (C ₃ H ₆) _n	C ₃ H ₆	$4 \text{ C}_3\text{H}_6 + 6 \text{ H}_2\text{O} = 3 \text{ CO}_2 + 9 \text{ CH}_4$	O2
Na-dimethyldithiocarbamat	C ₃ H ₆ NS ₂ Na	$2 \text{ C}_3\text{H}_6\text{NS}_2\text{Na} + 6 \text{ H}_2\text{O} + 2 \text{ H}^+ = 3 \text{ CO}_2 + 3 \text{ CH}_4 + 2 \text{ NH}_3 + 4 \text{ H}_2\text{S} + 2 \text{ Na}^+$	O1

⁶ Reaktionsklassen können mehrere MIRAM-Standardmaterialien enthalten (z.B. Reaktionsklasse Kunststoffe = Polyethylene + Kunststoffe).

⁷ Bitumen ist ein undefiniertes Gemisch aus hochmolekularen Kohlwasserstoffen. Diese Formel ist ein Platzhalter und kann falls gewünscht vereinfacht werden.

Reaktionsklasse ⁶	Ausgangsstoff	Modellreaktion	Degradations- klasse
Isopropanol C ₃ H ₈ O	C ₃ H ₈ O	4 C ₃ H ₈ O + 2 H ₂ O = 3 CO ₂ + 9 CH ₄	O1
Diethylenglycol	C ₄ H ₁₀ O ₃	2 C ₄ H ₁₀ O ₃ + H ₂ O = 3 CO ₂ + 5 CH ₄	O1
Diethanolamin	C ₄ H ₁₁ NO ₂	2 C ₄ H ₁₁ NO ₂ + 2 H ₂ O = 3 CO ₂ + 5 CH ₄ + 2 NH ₃	O1
Gummi	C ₄ H ₄	2 C ₄ H ₄ + 6 H ₂ O = 3 CO ₂ + 5 CH ₄	O2
Weinsäure	C ₄ H ₆ O ₆	4 C ₄ H ₆ O ₆ = 11 CO ₂ + 5 CH ₄ + 2 H ₂ O	O1
Melamin/Formaldehyd-Sulfonat	C ₉ H ₁₇ O ₈ N ₆ SNa	4 C ₉ H ₁₇ O ₈ N ₆ SNa + 22 H ₂ O + 4 H ⁺ = 27 CO ₂ + 9 CH ₄ + 24 NH ₃ + 4 H ₂ S + 4 Na ⁺	O1
Plexiglas (PMMA)	C ₅ H ₈ O ₂	C ₅ H ₈ O ₂ + 2 H ₂ O = 2 CO ₂ + 3 CH ₄	O2
Zellulose	C ₆ H ₁₀ O ₅	C ₆ H ₁₀ O ₅ + H ₂ O = 3 CO ₂ + 3 CH ₄	O1
Hexamethylentetramin	C ₆ H ₁₂ N ₄	C ₆ H ₁₂ N ₄ + 6 H ₂ O = 3 CO ₂ + 3 CH ₄ + 4 NH ₃	O1
Gluconsäure	C ₆ H ₁₂ O ₇	4 C ₆ H ₁₂ O ₇ = 13 CO ₂ + 11 CH ₄ + 2 H ₂ O	O1
Na ₃ (NTA)	C ₆ H ₆ NO ₆ Na ₃	4 C ₆ H ₆ NO ₆ Na ₃ + 6 H ₂ O + 12 H ⁺ = 15 CO ₂ + 9 CH ₄ + 4 NH ₃ + 12 Na ⁺	O1
Melaminharz	C ₃ H ₆ N ₆	C ₃ H ₆ N ₆ + 6 H ₂ O = 3 CO ₂ + 6 NH ₃	O2
Benzylalkohol	C ₇ H ₈ O	4 C ₇ H ₈ O + 18 H ₂ O = 11 CO ₂ + 17 CH ₄	O1
aliph. KWSt C5-C10 (Öle)	C ₈ H ₁₆	C ₈ H ₁₆ + 4 H ₂ O = 2 CO ₂ + 6 CH ₄	O1
Butyldiglycol	C ₈ H ₁₈ O ₃	2 C ₈ H ₁₈ O ₃ + 4 H ₂ O = 5 CO ₂ + 11 CH ₄	O1
Polystyrol-Sulfonat / Kation	C ₈ H ₇ SO ₃ Na	C ₈ H ₇ SO ₃ Na + 5 H ₂ O + H ⁺ = 4 CO ₂ + 4 CH ₄ + H ₂ S + Na ⁺	O2
Polystyrol	C ₈ H ₈	C ₈ H ₈ + 6 H ₂ O = 3 CO ₂ + 5 CH ₄	O2
Asche ⁸	{CH ₂ O}	2 {CH ₂ O} = CO ₂ + CH ₄	O2
Methanol CH ₃ OH	CH ₃ OH	4 CH ₃ OH = CO ₂ + 3 CH ₄ + 2 H ₂ O	O1
Harnstoff	CH ₄ N ₂ O	CH ₄ N ₂ O + H ₂ O = CO ₂ + 2 NH ₃	O1
Berlinerblau Fe ₄ [Fe(CN) ₆] ₃	Fe ₄ [Fe(CN) ₆] ₃	2 Fe ₄ [Fe(CN) ₆] ₃ + 90 H ₂ O = 6 Fe(OH) ₂ + 4 Fe(OH) ₃ + 27 CO ₂ + 9 CH ₄ + 36 NH ₃	O1
Formaldehyd	CH ₂ O	2 CH ₂ O = CO ₂ + CH ₄	O1

⁸ Asche enthält nur 5 Gew.-% organischen Verbindungen.

Anhang 2: Abfallgruppeneinteilung und pH-Bereich für die einzelnen Abfallsorten

Abfallsorte	Organische Stoffe	Zellulose-artige Mat.	Gluconsäure	EDTA	NTA	Cyanid	Abfall-gruppe	resultierender pH-Bereich
	Theor. Portlandit Verlust im zementierten Nahfeld	ISA-Konz. im Zement-porenwasser	Glukonsäure-Konz. im Zement-porenwasser	EDTA-Konz. Im Zement-porenwasser	NTA-Konz. im Zement-porenwasser	CN ⁻ -Konz. im Zement-porenwasser		no init. Cement → presumably pH < 10.5
	0.67	1.0E-04	1.0E-05	1.0E-03	2.0E-02	1.0E-05		[-]
	[-]	[mol/L]	[mol/L]	[mol/L]	[mol/L]	[mol/L]		
BA-B-F-B1-SMA	0.02	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-B-F-F2-SMA	0.14	1.3E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-B-HP-F1-SMA	1.42	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
BA-B-HP-F2-SMA	1.28	0.0E+00	2.3E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
BA-B-K-B1-SMA	0.00	8.0E-09	0.0E+00	0.0E+00	5.8E-05	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-B-K-F2-SMA	0.00	4.7E-08	0.0E+00	0.0E+00	3.4E-04	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-B-S-F2-SMA	0.05	0.0E+00	8.9E-08	0.0E+00	3.4E-02	9.4E-02	AG2	pH ca. 12.5
BA-B-X-F2-SMA	0.36	0.0E+00	1.6E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH < 10.5
BA-C-B-C1-SMA	0.02	0.0E+00	1.9E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-C-MA-C1-SMA	2.15	0.0E+00	1.6E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
BA-C-MS-C1-SMA	0.06	0.0E+00	1.9E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-C-MX-C1-SMA	0.02	0.0E+00	1.9E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-C-X-C1-SMA	0.50	0.0E+00	1.7E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-G-F-F2-SMA	0.20	1.5E-05	4.2E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH < 10.5
BA-G-H-F2-SMA	0.09	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-G-HB-B1-SMA	0.27	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH < 10.5
BA-G-HB-F2-SMA	2.73	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	no init. cement

Abfallsorte	Organische Stoffe	Zellulose-artige Mat.	Gluconsäure	EDTA	NTA	Cyanid	Abfall-gruppe	resultierender pH-Bereich
BA-G-KB-B1-SMA	0.23	2.1E-06	0.0E+00	4.0E-03	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH ca. 10.5
BA-G-KB-F2-SMA	1.39	2.9E-05	0.0E+00	2.2E-02	1.1E-03	0.0E+00	AG2	no init. cement
BA-G-X-F2-SMA	0.22	0.0E+00	3.9E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	12.5 > pH > 10.5
BA-L-H-F2-SMA	0.42	0.0E+00	1.4E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	12.5 > pH > 10.5
BA-L-S-F2-SMA	0.29	2.6E-04	7.2E-09	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH ca. 12.5
BA-L-X-F2-SMA	0.51	0.0E+00	1.1E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH < 10.5
BA-M-F-F2-SMA	0.15	0.0E+00	9.2E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-M-H-F2-SMA	0.65	5.6E-08	1.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH < 10.5
BA-M-S-F2-SMA	0.23	7.7E-06	2.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-M-X-F2-SMA	0.67	0.0E+00	4.4E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
BA-OH-F-F2-SMA	0.01	0.0E+00	6.3E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-OH-H-F2-SMA	0.43	0.0E+00	1.7E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	12.5 > pH > 10.5
BA-OH-MA-F2-SMA	0.00	0.0E+00	4.4E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-OH-ME-F2-SMA	0.01	0.0E+00	9.3E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-OH-MS-F2-SMA	0.01	0.0E+00	9.3E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-OH-PA-F2-SMA	0.00	0.0E+00	2.6E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-OH-X-F2-SMA	0.03	0.0E+00	2.6E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-OS-PA-F2-SMA	0.00	0.0E+00	2.6E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-P-S-F2-SMA	0.18	1.1E-04	6.4E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH ca. 12.5
BA-P-U-F2-ATA	0.04	0.0E+00	1.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-P-U-F2-SMA	0.04	0.0E+00	1.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-P-X-B1-SMA	0.01	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-P-X-C1-SMA	0.23	0.0E+00	1.8E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-P-X-F2-ATA	0.02	0.0E+00	9.5E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-P-X-F2-SMA	0.30	0.0E+00	5.5E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 10.5

Abfallsorte	Organische Stoffe	Zellulose-artige Mat.	Gluconsäure	EDTA	NTA	Cyanid	Abfall-gruppe	resultierender pH-Bereich
BA-PB-X-B1-ATA	0.04	1.1E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-PB-X-B1-SMA	0.07	2.2E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-PB-X-C1-SMA	0.01	0.0E+00	9.0E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-PB-X-F2-ATA	0.20	5.6E-05	4.2E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	12.5 > pH > 10.5
BA-PB-X-F2-SMA	0.29	3.7E-05	8.3E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	12.5 > pH > 10.5
BA-PB-X-Z1-ATA	0.00	7.3E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-PB-X-Z1-SMA	0.37	1.3E-04	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
BA-PB-X-Z2-ATA	0.26	0.0E+00	6.1E-08	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	12.5 > pH > 10.5
BA-PH-PF-B1-SMA	0.03	1.9E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-PH-PF-F2-ATA	0.36	2.0E-04	8.1E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH ca. 10.5
BA-PH-PF-F2-SMA	0.70	2.2E-04	4.0E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
BA-PH-PF-Z3-ATA	0.47	1.4E-04	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	no init. cement
BA-PH-PL-B2-ATA	0.04	0.0E+00	1.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-PH-PL-F2-SMA	0.04	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-PH-PL-Z3-ATA	0.03	0.0E+00	1.3E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-PH-SF-F2-ATA	0.31	0.0E+00	9.5E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 10.5
BA-PH-X-F2-SMA	0.18	0.0E+00	1.5E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-PV-AF-F2-SMA	0.54	0.0E+00	9.8E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 10.5
BA-PW-MX-C1-ATA	0.28	3.4E-06	2.8E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-PW-MX-C1-SMA	0.03	0.0E+00	2.5E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-PW-X-C1-SMA	0.04	0.0E+00	1.7E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-PW-X-C2-SMA	0.02	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-Z-B-C1-SMA	0.05	0.0E+00	5.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-Z-B-F2-SMA	0.01	0.0E+00	1.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-Z-PA-C1-SMA	0.04	0.0E+00	3.5E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5

Abfallsorte	Organische Stoffe	Zellulose-artige Mat.	Gluconsäure	EDTA	NTA	Cyanid	Abfall-gruppe	resultierender pH-Bereich
BA-Z-PA-F2-SMA	0.00	0.0E+00	2.6E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
BA-Z-X-C1-SMA	0.05	2.5E-07	4.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
RA-B-MX-F2-SMA	0.01	0.0E+00	9.4E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
RA-B-MX-M2-SMA	0.00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	no init. cement
RA-G-MS-B1-SMA	0.00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
RA-G-MX-F2-SMA	0.01	0.0E+00	9.4E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
RA-G-MX-M2-SMA	0.00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	no init. cement
RA-L-F-F2-SMA	0.05	0.0E+00	8.1E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
RA-L-MX-F2-SMA	0.01	0.0E+00	7.1E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
RA-L-MX-M2-SMA	0.00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	no init. cement
RA-M-F-F2-SMA	0.09	0.0E+00	1.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
RA-M-ME-B1-SMA	0.00	0.0E+00	1.1E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
RA-M-MX-F2-SMA	0.01	0.0E+00	9.9E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
RA-M-MX-M2-SMA	0.00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	no init. cement
SA-B-B-L4-SMA	0.02	0.0E+00	1.5E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-B-H-M2-SMA	0.76	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	no init. cement
SA-B-K-F2-SMA	0.01	0.0E+00	1.4E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-B-ME-L3-SMA	0.03	0.0E+00	2.3E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-B-ME-M2-SMA	0.00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	no init. cement
SA-B-MS-L3-SMA	0.03	0.0E+00	2.2E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-B-MS-M2-SMA	0.00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	no init. cement
SA-B-MX-F2-SMA	0.01	0.0E+00	6.7E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-B-MX-L3-SMA	0.02	0.0E+00	2.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-B-X-F2-SMA	0.98	0.0E+00	2.3E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
SA-G-B-L4-SMA	0.02	0.0E+00	1.5E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5

Abfallsorte	Organische Stoffe	Zellulose-artige Mat.	Gluconsäure	EDTA	NTA	Cyanid	Abfall-gruppe	resultierender pH-Bereich
SA-G-H-M2-SMA	0.75	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	no init. cement
SA-G-K-F2-SMA	0.01	0.0E+00	1.4E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-G-ME-L3-SMA	0.02	0.0E+00	1.8E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-G-ME-M2-SMA	0.00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	no init. cement
SA-G-MS-L3-SMA	0.02	0.0E+00	1.9E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-G-MX-L3-SMA	0.03	0.0E+00	2.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-G-X-F2-SMA	0.84	0.0E+00	2.4E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
SA-L-B-L4-SMA	0.02	0.0E+00	1.5E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-L-H-M2-SMA	0.75	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	no init. cement
SA-L-K-F2-SMA	0.01	0.0E+00	1.4E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-L-ME-L3-SMA	0.02	0.0E+00	1.9E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-L-ME-M2-SMA	0.00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	no init. cement
SA-L-MS-L3-SMA	0.02	0.0E+00	1.8E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-L-MX-F2-SMA	0.01	0.0E+00	6.7E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-L-MX-L3-SMA	0.02	0.0E+00	2.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-L-X-F2-SMA	0.97	0.0E+00	2.0E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
SA-LU-MX-B1-SMA	0.00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-LU-MX-L3-ATA	0.03	0.0E+00	1.9E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-LU-MX-L3-SMA	0.02	0.0E+00	1.9E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-M-B-L4-SMA	0.02	0.0E+00	1.5E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-M-H-M2-SMA	0.75	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	no init. cement
SA-M-K-F2-SMA	0.01	0.0E+00	1.4E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-M-ME-L3-SMA	0.02	0.0E+00	2.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-M-ME-M2-SMA	0.00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	no init. cement
SA-M-MS-L3-SMA	0.02	0.0E+00	1.7E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5

Abfallsorte	Organische Stoffe	Zellulose-artige Mat.	Gluconsäure	EDTA	NTA	Cyanid	Abfall-gruppe	resultierender pH-Bereich
SA-M-MX-F2-SMA	0.01	0.0E+00	6.7E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-M-MX-L3-SMA	0.03	0.0E+00	2.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-M-X-F2-SMA	0.87	0.0E+00	2.1E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
SA-OH-B-L4-SMA	0.02	0.0E+00	1.9E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-OH-ME-F2-SMA	0.01	0.0E+00	9.3E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-OH-PA-F2-SMA	0.00	0.0E+00	2.6E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-P-B-C1-SMA	0.02	0.0E+00	1.6E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-P-MA-C1-SMA	2.10	0.0E+00	1.6E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
SA-P-MX-C1-SMA	0.39	0.0E+00	2.7E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-PD-MA-C1-SMA	1.79	0.0E+00	1.6E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
SA-PD-MS-C1-SMA	0.03	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-PD-X-C1-SMA	2.18	0.0E+00	2.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
SA-PD-X-F2-SMA	0.03	0.0E+00	1.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-PH-MS-C1-SMA	0.03	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-PH-PF-F2-ATA	0.26	7.1E-05	1.2E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	12.5 > pH > 10.5
SA-PH-PF-F2-SMA	0.77	2.7E-04	5.5E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
SA-PP-X-C1-SMA	0.41	0.0E+00	1.9E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-PS-MX-M2-SMA	0.00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	no init. cement
SA-PS-X-C1-SMA	2.35	0.0E+00	2.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
SA-PV-X-C1-SMA	0.02	0.0E+00	1.8E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-PW-B-C1-SMA	0.01	0.0E+00	7.1E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-PW-MA-C1-SMA	2.11	0.0E+00	4.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
SA-PW-MC-C1-SMA	0.04	0.0E+00	3.6E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-PW-ME-C1-SMA	0.03	0.0E+00	2.6E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-PW-MS-C1-SMA	0.03	0.0E+00	2.7E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5

Abfallsorte	Organische Stoffe	Zellulose-artige Mat.	Gluconsäure	EDTA	NTA	Cyanid	Abfall-gruppe	resultierender pH-Bereich
SA-PW-MX-C1-SMA	0.01	0.0E+00	8.6E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-PW-MX-C3-SMA	0.04	0.0E+00	1.2E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-PW-X-C1-SMA	0.25	0.0E+00	4.4E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-Z-B-L4-SMA	0.02	0.0E+00	1.5E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-Z-K-F2-SMA	0.01	0.0E+00	1.4E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-Z-MX-F2-SMA	0.13	0.0E+00	4.4E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	12.5 > pH > 10.5
SA-Z-MX-L3-SMA	0.03	0.0E+00	2.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-Z-PA-F2-SMA	0.00	0.0E+00	2.6E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH ca. 12.5
SA-Z-X-F2-SMA	1.06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG2	pH < 10.5
WA-F-MX-K1-ATA	0.00	5.1E-09	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	pH < 10.5
WA-F-SG-K1-ATA	0.00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	AG1	no init. cement

Anhang 3: Freisetzung von ^{14}C für die einzelnen Abfallsorten

Abfallsorte	Beschreibung	anorg. inst. rel. [%]	org. inst. rel. [%]	org. cong. rel. [%]
BA-B-F-B1-SMA	Filterkerzen KKB in 1m3-BC	70	30	0
BA-B-F-F2-SMA	Filterkerzen KKB in 200-l-Fass	70	30	0
BA-B-HP-F1-SMA	Harze KKB in Polystyrol in 100-l-Fass	70	30	0
BA-B-HP-F2-SMA	Harze KKB in Polystyrol in 200-l-Fass	70	30	0
BA-B-K-B1-SMA	Konzentrate KKB in 1m3-BC	70	30	0
BA-B-K-F2-SMA	Konzentrate KKB in 200-l-Fass	70	30	0
BA-B-S-F2-SMA	Schlämme KKB in 200-l-Fass	70	30	0
BA-B-X-F2-SMA	Mischabfälle KKB unverpresst/ verpresst in 200-l-Fass	70	30	0
BA-C-B-C1-SMA	Betonabfälle CERN in KC-T12	0	100	0
BA-C-MA-C1-SMA	Aluminium-Giesslinge CERN in KC-T12	0	100	0
BA-C-MS-C1-SMA	Beschleunigerabfälle CERN in KC-T12	0	0	100
BA-C-MX-C1-SMA	Beschleunigerabfälle CERN in KC-T12	0	0	100
BA-C-X-C1-SMA	Mischabfälle CERN in KC-T12	0	0	100
BA-G-F-F2-SMA	Filtermaterial KKG in 200-l-Fass	70	30	0
BA-G-H-F2-SMA	Harze KKG zementiert in 200-l-Fass	70	30	0
BA-G-HB-B1-SMA	Harze KKG bituminiert in 1m3-BC	70	30	0
BA-G-HB-F2-SMA	Harze KKG bituminiert in 200-l-Fass	70	30	0
BA-G-KB-B1-SMA	Konzentrate KKG bituminiert in 1m3-BC	70	30	0
BA-G-KB-F2-SMA	Konzentrate KKG bituminiert in 200-l-Fass	70	30	0
BA-G-X-F2-SMA	Mischabfälle KKG unverpresst/verpresst in 200-l-Fass	70	30	0
BA-L-H-F2-SMA	Harze/Konzentrate KKL in 200-l-Fass	90	10	0
BA-L-S-F2-SMA	Schlämme KKL in 200-l-Fass	90	10	0
BA-L-X-F2-SMA	Mischabfälle KKL unverpresst/verpresst in 200-l-Fass	90	10	0
BA-M-F-F2-SMA	Filterkerzen KKM in 200-l-Fass	90	10	0
BA-M-H-F2-SMA	Harze KKM in 200-l-Fass	90	10	0
BA-M-S-F2-SMA	Schlämme KKM in 200-l-Fass	90	10	0
BA-M-X-F2-SMA	Mischabfälle KKM unverpresst/ verpresst in 200-l-Fass	90	10	0
BA-OH-F-F2-SMA	Abluftfilter OFA HAA in 200-l-Fass	80	20	0
BA-OH-H-F2-SMA	Harze OFA HAA in 200-l-Fass	80	20	0

Abfallsorte	Beschreibung	anorg. inst. rel. [%]	org. inst. rel. [%]	org. cong. rel. [%]
BA-OH-MA-F2-SMA	Aluminium-Giesslinge OFA HAA in 200-l-Fass	0	100	0
BA-OH-ME-F2-SMA	Werkzeuge OFA HAA in 200-l-Fass	80	20	0
BA-OH-MS-F2-SMA	Primärabfälle OFA HAA in 200-l-Fass	80	20	0
BA-OH-PA-F2-SMA	Schlacke Plasmaanlage (TLB Dekontamination OFA HAA) in 200-l-Fass	100	0	0
BA-OH-X-F2-SMA	Crud (TLB Dekontamination OFA HAA) in 200-l-Fass	80	20	0
BA-OS-PA-F2-SMA	Schlacke Plasmaanlage (Mischabfälle OFA SMA) in 200-l-Fass	100	0	0
BA-P-S-F2-SMA	Schlämme MIF in 200-l-Fass	0	100	0
BA-P-U-F2-ATA	Uran-Abfälle MIF [ATA] in 200-l-Fass	0	100	0
BA-P-U-F2-SMA	Uran-Abfälle MIF [SMA] in 200-l-Fass	0	100	0
BA-P-X-B1-SMA	Mischabfälle MIF in 200-l-Fass/1 m3-BC	0	100	0
BA-P-X-C1-SMA	Mischabfälle MIF in KC-T12	0	100	0
BA-P-X-F2-ATA	Mischabfälle MIF [ATA] in 200-l-Fass	0	100	0
BA-P-X-F2-SMA	Mischabfälle MIF [SMA] in 200-l-Fass	0	100	0
BA-PB-X-B1-ATA	gekapselte BAG Abfälle [ATA] in 200-l-Fass/1 m3-BC	0	100	0
BA-PB-X-B1-SMA	gekapselte BAG Abfälle [SMA] in 200-l-Fass/1 m3-BC	0	100	0
BA-PB-X-C1-SMA	Militär-Abfälle in KC-T12	0	100	0
BA-PB-X-F2-ATA	gekapselte BAG Abfälle [ATA] in 200-l-Fass	0	100	0
BA-PB-X-F2-SMA	gekapselte BAG Abfälle [SMA] in 200-l-Fass	0	100	0
BA-PB-X-Z1-ATA	BAG-Kleinzylinder [ATA]	0	100	0
BA-PB-X-Z1-SMA	BAG-Kleinzylinder [SMA]	0	100	0
BA-PB-X-Z2-ATA	Mischabfälle BAG H-3/C-14/Ra-226 [ATA] in 200-l-Zylinder	0	100	0
BA-PH-PF-B1-SMA	Festabfälle PSI- HL [SMA] in 200-l-Fass/1 m3-BC	0	100	0
BA-PH-PF-F2-ATA	Festabfälle PSI-HL [ATA] in 200-l-Fass	0	100	0
BA-PH-PF-F2-SMA	Festabfälle PSI-HL [SMA] in 200-l-Fass	0	100	0
BA-PH-PF-Z3-ATA	Festabfälle PSI-HL in PB-146/250	0	100	0
BA-PH-PL-B2-ATA	Lösungen PSI-HL in 1.2m3-Container	0	100	0

Abfallsorte	Beschreibung	anorg. inst. rel. [%]	org. inst. rel. [%]	org. cong. rel. [%]
BA-PH-PL-F2-SMA	Lösungen PSI-HL in 200-l-Fass	0	100	0
BA-PH-PL-Z3-ATA	Lösungen PSI-HL in PB-146	0	100	0
BA-PH-SF-F2-ATA	Spezielle Forschungsabfälle in 200-l-Fass	0	100	0
BA-PH-X-F2-SMA	Mischabfälle PSI-HL in 200-l-Fass	0	100	0
BA-PV-AF-F2-SMA	Rückstände PVA/PSI in 200-l-Fass	100	0	0
BA-PW-MX-C1-ATA	Targets/Kollimatoren/BD PSI-West [ATA] in KC-T12/30	0	30	70
BA-PW-MX-C1-SMA	Targets/Kollimatoren/BD PSI-West [SMA] in KC-T12/30	0	30	70
BA-PW-X-C1-SMA	Beschleunigerabfälle PSI-West in KC-T12/30	0	30	70
BA-PW-X-C2-SMA	Beschleunigerabfälle PSI-West in GC-24	0	30	70
BA-Z-B-C1-SMA	Betonabfälle in KC-T12	100	0	0
BA-Z-B-F2-SMA	Homogen zementierbare Abfälle in 200-l-Fass	0	100	0
BA-Z-PA-C1-SMA	Sekundärabfälle Plasmaanlage in KC-T12	100	0	0
BA-Z-PA-F2-SMA	Schlacke Plasmaanlage in 200-l-Fass	100	0	0
BA-Z-X-C1-SMA	Heterogen zementierbare Abfälle in KC-T12/30	0	100	0
RA-B-MX-F2-SMA	Reaktoreinbauten KKB in 200-l-Fass	0	0	100
RA-B-MX-M2-SMA	Reaktoreinbauten KKB in Mosaik-II	0	0	100
RA-G-MS-B1-SMA	Reaktoreinbauten KKG in 1m3-BC	0	0	100
RA-G-MX-F2-SMA	Reaktoreinbauten KKG in 200-l-Fass	0	0	100
RA-G-MX-M2-SMA	Reaktoreinbauten KKG in Mosaik-II	0	0	100
RA-L-F-F2-SMA	UWS-Filterelemente KKL in 200-l-Fass	90	10	0
RA-L-MX-F2-SMA	Reaktoreinbauten KKL in 200-l-Fass	0	0	100
RA-L-MX-M2-SMA	Reaktoreinbauten KKL in Mosaik-II	0	0	100
RA-M-F-F2-SMA	UWS-Filterelemente KKM in 200-l-Fass	90	10	0
RA-M-ME-B1-SMA	Reaktoreinbauten KKM in 1m3-BC	0	0	100
RA-M-MX-F2-SMA	Reaktoreinbauten KKM in 200-l-Fass	0	0	100
RA-M-MX-M2-SMA	Reaktoreinbauten KKM in Mosaik-II	0	0	100
SA-B-B-L4-SMA	Betonabfälle KKB in LC-86	0	100	0
SA-B-H-M2-SMA	Harze KKB in Mosaik-II	70	30	0
SA-B-K-F2-SMA	Konzentrate KKB in 200-l-Fass	70	30	0
SA-B-ME-L3-SMA	Reaktoreinbauten KKB in LC-84	0	0	100
SA-B-ME-M2-SMA	Reaktoreinbauten KKB in Mosaik-II	0	0	100
SA-B-MS-L3-SMA	Stahlabfälle KKB in LC-84	0	0	100
SA-B-MS-M2-SMA	Stahlabfälle KKB in Mosaik-II	0	0	100

Abfallsorte	Beschreibung	anorg. inst. rel. [%]	org. inst. rel. [%]	org. cong. rel. [%]
SA-B-MX-F2-SMA	Metallabfälle KKB in 200-l-Fass	0	0	100
SA-B-MX-L3-SMA	Metallabfälle KKB in LC-84	0	0	100
SA-B-X-F2-SMA	Mischabfälle KKB in 200-l-Fass	70	30	0
SA-G-B-L4-SMA	Betonabfälle KKG in LC-86	0	100	0
SA-G-H-M2-SMA	Harze KKG in Mosaik-II	70	30	0
SA-G-K-F2-SMA	Konzentrate KKG in 200-l-Fass	70	30	0
SA-G-ME-L3-SMA	Edelstahlabfälle KKG in LC-84	0	0	100
SA-G-ME-M2-SMA	Reaktoreinbauten KKG in Mosaik-II	0	0	100
SA-G-MS-L3-SMA	Stahlabfälle KKG in LC-84	0	0	100
SA-G-MX-L3-SMA	Metallabfälle KKG in LC-84	0	0	100
SA-G-X-F2-SMA	Mischabfälle in 200-l-Fass	70	30	0
SA-L-B-L4-SMA	Betonabfälle KKL in LC-86	0	100	0
SA-L-H-M2-SMA	Harze KKL in Mosaik-II	90	10	0
SA-L-K-F2-SMA	Konzentrate KKL in 200-l-Fass	90	10	0
SA-L-ME-L3-SMA	Edelstahlabfälle KKL in LC-84	0	0	100
SA-L-ME-M2-SMA	Reaktoreinbauten KKL in Mosaik-II	0	0	100
SA-L-MS-L3-SMA	Stahlabfälle KKL in LC-84	0	0	100
SA-L-MX-F2-SMA	Metallabfälle KKL in 200-l-Fass	0	0	100
SA-L-MX-L3-SMA	Metallabfälle KKL in LC-84	0	0	100
SA-L-X-F2-SMA	Mischabfälle in 200-l-Fass	90	10	0
SA-LU-MX-B1-SMA	Lucens-Abfälle in 1m3-BC	0	0	100
SA-LU-MX-L3-ATA	Lucens-Abfälle [ATA] in LC-84	0	25	75
SA-LU-MX-L3-SMA	Lucens-Abfälle [SMA] in LC-84	0	10	90
SA-M-B-L4-SMA	Betonabfälle KKM in LC-86	0	100	0
SA-M-H-M2-SMA	Harze KKM in Mosaik-II	90	10	0
SA-M-K-F2-SMA	Konzentrate KKM in 200-l-Fass	90	10	0
SA-M-ME-L3-SMA	Edelstahlabfälle KKM in LC-84	0	0	100
SA-M-ME-M2-SMA	Reaktoreinbauten in Mosaik-II	0	0	100
SA-M-MS-L3-SMA	Stahlabfälle KKM in LC-84	0	0	100
SA-M-MX-F2-SMA	Metallabfälle KKM in 200-l-Fass	0	0	100
SA-M-MX-L3-SMA	Metallabfälle KKM in LC-84	0	0	100
SA-M-X-F2-SMA	Mischabfälle KKM in 200-l-Fass	90	10	0
SA-OH-B-L4-SMA	Betonabfälle OFA HAA in LC-86	100	0	0
SA-OH-ME-F2-SMA	Edelstahl in 200-l-Fass	0	0	100
SA-OH-PA-F2-SMA	Schlacke Plasmaanlage (Mischabfälle OFA HAA) in 200-l-Fass	100	0	0
SA-P-B-C1-SMA	Betonabfälle kleiner Forschungsanlagen in KC-T12/30	0	100	0
SA-P-MA-C1-SMA	Aluminium-Giesslinge MIF in KC-T12/30	0	100	0
SA-P-MX-C1-SMA	Metallabfälle kleiner Forschungsanlagen in KC-T12/30	0	0	100

Abfallsorte	Beschreibung	anorg. inst. rel. [%]	org. inst. rel. [%]	org. cong. rel. [%]
SA-PD-MA-C1-SMA	Aluminium Giesslinge PSI-DI in KC-T12/30	0	100	0
SA-PD-MS-C1-SMA	Stahlabfälle PSI-DI in KC-T12/30	0	0	100
SA-PD-X-C1-SMA	Metall/Beton-Abfälle PSI-DI in KC-T12/30	0	50	50
SA-PD-X-F2-SMA	Mischabfälle PSI-DI in 200-l-Fass	0	50	50
SA-PH-MS-C1-SMA	Stahlabfälle PSI-HL in KC-T12/30	0	0	100
SA-PH-PF-F2-ATA	Festabfälle PSI-HL [ATA] in 200-l-Fass	0	100	0
SA-PH-PF-F2-SMA	Festabfälle PSI-HL [SMA] in 200-l-Fass	0	100	0
SA-PP-X-C1-SMA	Stilllegungsabfälle PSI-PR in KC-T12/30	0	50	50
SA-PS-MX-M2-SMA	Stilllegungsabfälle PSI-SR in Mosaik-II	0	0	100
SA-PS-X-C1-SMA	Stilllegungsabfälle PSI-SR in KC-T12/30	0	50	50
SA-PV-X-C1-SMA	Stilllegungsabfälle PVA/PSI in KC-T12/30	0	100	0
SA-PW-B-C1-SMA	Betonabfälle PSI-West in KC-T12/30	0	100	0
SA-PW-MA-C1-SMA	Aluminium-Giesslinge PSI-West in KC-T12/30	0	100	0
SA-PW-MC-C1-SMA	Kupferabfälle PSI-West in KC-T12/30	0	0	100
SA-PW-ME-C1-SMA	Edelstahl- & Kupferabfälle PSI-West in KC-T12/30	0	0	100
SA-PW-MS-C1-SMA	Stahlabfälle PSI-West in KC-T12/30	0	0	100
SA-PW-MX-C1-SMA	Abschirmungen PSI-West in KC-T12/30	0	0	100
SA-PW-MX-C3-SMA	Beschleunigerabfälle PSI-West in Spezialcontainern	0	0	100
SA-PW-X-C1-SMA	Stilllegungsabfälle PSI-West in KC-T12/30	0	50	50
SA-Z-B-L4-SMA	Betonabfälle ZWILAG in LC-86	100	0	0
SA-Z-K-F2-SMA	ZWILAG: Konzentrate in 200-l-Fass	90	10	0
SA-Z-MX-F2-SMA	Metallabfälle ZWILAG in 200-l-Fass	0	100	0
SA-Z-MX-L3-SMA	Metallabfälle ZWILAG in LC-84	0	100	0
SA-Z-PA-F2-SMA	Schlacke Plasmaanlage (Mischabfälle ZWILAG) in 200-l-Fass	100	0	0
SA-Z-X-F2-SMA	unbrennbare Mischabfälle in 200-l-Fass	90	10	0
WA-F-MX-K1-ATA	verpresste Metallabfälle AREVA (CSD-C) in 180-l-Kokille	0	20	80
WA-F-SG-K1-ATA	verglaste Schlämme MAA AREVA (CSD-B) in 180-l-Kokille	100	0	0