



Gesellschaft für Anlagen-
und Reaktorsicherheit
(GRS) mbH



Öko-Institut e.V.
Institut für angewandte Ökologie
Institute for Applied Ecology

Chemisch-toxische Stoffe in einem Endlager für hochradioaktive Abfälle

Kurztitel: CHEMOTOX

Arbeitspaket IV: Randbedingungen für den
Nachweis

Darmstadt/Braunschweig, 31.08.2009

Autoren des Teilberichts zu AP IV:

Stefan Alt (Öko-Institut e.V.)
Horst-Jürgen Herbert (GRS mbH)
Gerhard Schmidt (Öko-Institut e.V.)
Falk Schulze (Öko-Institut e.V.)

Federführung des Arbeitspakets AP IV:

Öko-Institut e.V.

Koordinator des Forschungsprojekts:

Öko-Institut e.V.

Kooperationspartner des Verbundprojekts:

DBE Technology GmbH
GRS mbH
Öko-Institut e.V.

GRS mbH

Theodor-Heuss-Str. 4
38122 Braunschweig
Telefon + 49 (0) 531 - 80 12 - 0
Fax + 49 (0) 531 - 80 12 - 200

Öko-Institut e.V.

Büro Darmstadt
Rheinstraße 95
D-64295 Darmstadt
Telefon +49 (0) 61 51 - 81 91 - 0
Fax +49 (0) 61 51 - 81 91 - 33

Arbeitspaket IV: Randbedingungen für den Nachweis

Das diesem Bericht zugrunde liegende FE-Vorhaben wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie unter den Kennzeichen 02E10387, 02E10397 und 02E10407 durchgeführt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Wasserrechtliche Anforderungen (insbesondere Wasserhaushaltsgesetz)	2
2.1	Fallunterscheidung	2
2.2	Nachweisort für den Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen	4
2.2.1	Rechtliche Anforderungen gemäß WHG	4
2.2.2	Differenzierung von Grundwasserbegriff und Besorgnisgrundsatz	6
2.2.2.1	Der Grundwasserbegriff	6
2.2.2.2	Die einzelnen Teile des Grundwassers vor dem Hintergrund des § 34 WHG	6
2.2.2.3	Zu gewichtende Aspekte bei der Festlegung des Schutzmaßstabs für verschiedene Grundwasserbereiche	9
2.2.3	Schlussfolgerungen für das Nachweiskonzept.....	10
2.3	Nachweiszeitraum	10
2.3.1	Der radiologische Nachweiszeitraum	11
2.3.2	Abwägung des Nachweiszeitraums beim Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen	13
2.3.3	Schlussfolgerungen für das Nachweiskonzept.....	14
3	Bewertungsgrundlagen – Anzuwendende Vorsorgewerte	15
3.1	Die Grundwasserverordnung	15
3.1.1	Regelungsumfang	15
3.1.2	Für welche Stoffe muss ein Nachweis geführt werden?.....	16
3.2	Anzuwendende Bewertungsmaßstäbe für den Nachweisort Grundwasser	16
3.3	Herleitung von Beurteilungswerten für chemisch-toxische Stoffe	18
3.3.1	Erfordernisse für die Definition von Beurteilungswerten.....	18
3.3.2	Herkunft und Verbindlichkeit von Grenz- und Vorsorgewerten	20
3.3.2.1	Einordnung von Grenz- und Vorsorgewerten.....	20
3.3.2.2	Vorsorgewerte im deutschen Regelwerk.....	20
3.3.2.3	Ergänzende Quellen für die Definition schädlicher Veränderungen	22
3.3.3	Zusammenstellung und Auswahl von Beurteilungswerten	23

3.3.3.1	Beurteilungswerte für Wässer und Lösungen	23
3.3.3.2	Vorsorgewerte für Böden	25
3.3.4	Anwendungsfälle für Beurteilungswerte	26
3.3.5	Fehlende Maßstäbe und Bewertung offener Punkte	27
4	Inventarermittlung und Bewertung	29
4.1	Inventarermittlung: Ermittlung relevanter Inventarbestandteile	32
4.1.1	Ausschlusskriterien für Materialien	33
4.1.2	Inventarermittlung bei den eingelagerten Abfällen	35
4.1.3	Inventarermittlung beim Versatzmaterial	37
4.1.3.1	Versatz von Endlagern in Steinsalz	37
4.1.3.2	Versatz von Endlagern im Tonstein	38
4.1.4	Inventarisierung von mineralischen Baustoffen	40
4.1.4.1	Inventarisierung von Zementen und Betonen	40
4.1.4.2	Inventarisierung von Salzbeton, Magnesiabinder und Gips-/Anhydritbinder	42
4.1.4.3	Inventarisierung von Bentonit	42
4.1.4.4	Inventarisierung von Schotter	43
4.1.5	Inventarisierung von sonstigen Einbauten und Infrastruktur	45
4.1.6	Schlussfolgerungen zur Inventarisierung	46
4.2	Stoffauswahl nach Geringfügigkeitsindikatoren	47
4.2.1	Herleitung von Geringfügigkeitsinventaren aus der Endlager-Mindestperformance	47
4.2.1.1	Definition	47
4.2.1.2	Beispielhafte Herleitung von Orientierungswerten	48
4.2.1.3	Stoffspezifische Inventarbeurteilung bei chemisch-toxischen Stoffen	51
4.2.1.4	Anwendungen der Mindestperformance beim Nachweis	56
4.2.2	Herleitung von Geringfügigkeitsinventaren aus der Stoffverteilung in einem Homogenitätsbereich	56
4.2.2.1	Prinzip der Stoffverteilung in Homogenitätsbereichen	56
4.2.2.2	Herleitung von Beurteilungswerten für homogen verteilte Schadstoffe	58
4.2.2.3	Beispiel: Verteilung im einschlusswirksamen Gebirgsbereich	59
4.2.2.4	Anwendungsbereich	61
4.2.3	Lösungskonzentrationen im Quellterm	62
4.2.3.1	Herleitung	62
4.2.3.2	Anwendungsbereich	63

4.2.3.3	Beispielhafte Anwendung.....	64
4.2.4	Eignung und Anwendungsgebiete der Indikatoren, Stärken und Schwächen	66
4.3	Anwendungsbeispiel für Geringfügigkeitsinventare	67
5	Szenarien der Endlagerentwicklung in ausgewählten Wirtsgesteinen	70
5.1	Entwicklung des Endlagersystems und Szenarien.....	70
5.2	Konstruktion von Szenarien.....	70
5.3	Einstufung von Entwicklungen	71
5.4	Endlagerrelevante Eigenschaften der Wirtsgesteine.....	72
5.4.1	Eigenschaften des Wirtsgesteins Steinsalz.....	72
5.4.2	Eigenschaften des Wirtsgesteins Tonstein.....	73
5.5	Typische Szenarien in den Wirtsgesteinen.....	74
5.5.1	Szenarien im Wirtsgestein Steinsalz	74
5.5.1.1	Referenzszenario im Steinsalz – Vollständiger Einschluss.....	74
5.5.1.2	Weniger wahrscheinliche Entwicklungen im Steinsalz.....	76
5.5.1.3	Unwahrscheinliche Entwicklungen im Steinsalz.....	76
5.5.1.4	Zusammenfassung der Szenarien in Steinsalz	76
5.5.2	Szenarien im Wirtsgestein Tonstein	77
5.5.2.1	Referenzszenario im Tonstein	77
5.5.2.2	Weniger wahrscheinliche und unwahrscheinliche Entwicklungen im Tonstein	79
5.5.2.3	Zusammenfassung der Szenarien in Tonstein.....	80
5.6	Denkbare Unterschiede zwischen radiologischen und chemisch- toxischen Szenarienabläufen	80
6	Zusammenfassung	82
	Literaturverzeichnis	85

Tabellenverzeichnis

Tab. 3.1	Zusammenstellung und Auswahl von Beurteilungswerten für nachteilig wirkende Stoffe in Lösungen, für Spalte „Wahl“ entscheidende Werte gelb markiert, Referenzen siehe Text.....	24
Tab. 3.2	Vorsorgewerte für Böden gemäß BBodSchV	26

Tab. 4.1	Höchstkonzentrationen für silikatisches Versatzmaterial in einem Endlager im Tonstein (eigene Zusammenstellung, Quellen siehe Anmerkung)	39
Tab. 4.2	Spurenelemente in Normzementen nach <VDZ 2001> und Vergleichswerte nach <LAGA 2004a>, alle Werte in mg/kg TS	41
Tab. 4.3	Stoffinventare und Geringfügigkeitsinventare aus der Endlagerperformance	55
Tab. 4.4	Vorsorgewerte der BBodSchV (Gehalte in der Trockensubstanz, in mg/kg TS).....	59
Tab. 4.5	Homogene Stoffverteilung im einschlusswirksamen Gebirgsbereich	61
Tab. 4.6	Prüfung von Quelltermkonzentrationen anhand von Geringfügigkeitsschwellen	65
Tab. 4.7	Zusammenstellung aller Materialien, die ein Geringfügigkeitsinventar im Endlager von 10 t überschreiten können (ohne Verschluss, Versatz und verbleibende Infrastruktur).....	68

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1	Symbolische Darstellung des vollständigen Einschusses	3
Abb. 2.2	Schematische Darstellung des Sicheren Einschusses	4
Abb. 2.3	Zu beachtende Gesichtspunkte bei der Festlegung des Nachweiszeitraums	11
Abb. 3.1	Anwendbarkeit von Beurteilungswerten	27
Abb. 4.1	Beispiel für die Ableitung der radiologischen Mindest-Performance für ein Endlager für hochradioaktive Abfälle	53
Abb. 4.2	Prinzip der diffusiven Verteilung in einem (teil-)abgeschlossenen Raumbereich	57
Abb. 4.3	Einfaches Endlagermodell für die Beispielrechnung	60
Abb. 5.1	Schematische Darstellung eines Endlagersystems in einer Tonsteinformation mit den Teilsystemen Nahfeld (a.), Fernfeld (b.) und Biosphäre (c.) und dem für den Radionuklidtransport im Rahmen von Langzeitsicherheitsanalysen angenommenen Referenzszenario (aus <Rübel 2007>).....	78
Abb. 5.2	Schematische Darstellung der geologischen Verhältnisse im Wirtsgestein Tonstein: a.) Referenzszenario mit Abfallbehälter, in homogenem, nicht geklüftetem Wirtsgestein und überlagerndem Aquifer; b.) Alternativszenario mit durchgängiger Kluft in Wirtsgesteinsformation und Abfallbehälter; c.) Alternativszenario mit am Abfallbehälter vorbeiführender Kluftzone in der Wirtsgesteinsformation (aus <Rübel 2007>)	80

1 Einleitung

Im Arbeitspaket IV wurden wichtige Randbedingungen für den Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen untersucht und definiert, die im vorliegenden Bericht zusammengestellt sind. Im Einzelnen handelt es sich um folgende Aspekte:

- Für den Nachweis ist zu klären, welche wasserrechtlichen Anforderungen an den Nachweis zu stellen sind. Diese Untersuchung ist in Kapitel 2 dokumentiert.
- Sind Freisetzungen in das Grundwasser zu betrachten, dann werden für die Bewertung dieser Einwirkung Vergleichswerte für die Konzentrationen benötigt. In Kapitel 3 sind anzuwendende Beurteilungswerte begründet, abgeleitet und ihre Anwendbarkeit auf verschiedene Fälle definiert.
- Im Rahmen des Nachweises ist zu betrachten, welche der in das Endlager gelangenden Materialien zum beurteilungsrelevanten chemisch-toxischen Inventar beitragen können. Ferner ist festzulegen, ab welchen Gehalten an chemisch-toxischen Schadstoffen in diesen Materialien deren Inventar zu bestimmen ist bzw. ab welchen Schadstoffgehalten diese für das chemisch-toxische Potential eine Rolle spielen. Diese Aspekte werden in Kapitel 4 behandelt.
- Die Arten von Szenarien, die bei der Endlagerung in den Wirtsgesteinen Steinsalz und Tonstein zu betrachten sind, und die Ausbreitungscharakteristika in diesen Gesteinen werden in Kapitel 5 diskutiert.

In der Planung dieses Arbeitspakets war für die Erörterung, an welchem Ort der Nachweis zu führen ist und über welche Zeiträume dabei Einwirkungen zu betrachten sind, ein separater Arbeitsschritt vorgesehen. Da sich im Laufe der Bearbeitung herausgestellt hat, dass die wasserrechtlichen Anforderungen als wesentliche Grundlage dienen und sich Betrachtungen über Ort und Zeitraum des Nachweises eng auf diese Anforderungen beziehen, wurden die beiden Aspekte in Kapitel 2 integriert.

In der ursprünglichen Beschreibung der Arbeitsschritte war nach den anzuwendenden Schutz- und Vorsorgewerten ferner ein eigener Arbeitsschritt für die Herleitung nicht verfügbarer Vergleichswerte vorgesehen. Es erweist sich jedoch aus Gründen der plausibleren Darstellung als vorteilhaft, diesen Schritt nicht separat darzustellen, sondern in Kapitel 3 zu integrieren.

2 Wasserrechtliche Anforderungen (insbesondere Wasserhaushaltsgesetz)

Die folgenden Ausführungen widmen sich den wasserrechtlichen Voraussetzungen bei der Genehmigung eines Endlagers für wärmeentwickelnde Abfälle. Gleichzeitig wird damit die Frage beantwortet, welche Instrumente die gegenwärtige Rechtslage bereit hält, um die Einhaltung der gesetzlich vorgegebenen Maßstäbe zu gewährleisten.

2.1 Fallunterscheidung

Zentrale Forderung beim Nachweis ist der Einschluss der Schadstoffe im einschlusswirksamen Gebirgsbereich. Der Begriff des „einschlusswirksamen Gebirgsbereichs (ewG)“ als Teil des Endlagersystems ist ein Terminus, der durch den AkEnd in die wissenschaftliche Diskussion eingebracht wurde <AkEnd 2002>. Der Begriff wird in <BMU 2009> definiert als „der Teil des Endlagersystems [aus Endlagerbergwerk, einschlusswirksamem Gebirgsbereich und aus den diesen Gebirgsbereich umgebenden und überlagernden geologischen Schichten bis zur Erdoberfläche], der im Zusammenwirken mit den geotechnischen Verschlüssen [...] den Einschluss der Abfälle sicherstellt.“ Entsprechend der Bedeutung, die der einschlusswirksame Gebirgsbereich im Rahmen des Nachweises einnimmt, ist dessen physischer Erhalt und der Erhalt seiner isolierenden Eigenschaften ein zentraler Nachweisbestandteil.

Bei der Erstellung des Nachweiskonzeptes wird unter Berücksichtigung der Ergebnisse des Arbeitspakets I (Regulierung, Vorschriften, Anwendungsfälle) von zwei verschiedenen Situationen auszugehen sein, die in Abb. 2.1 und Abb. 2.2 symbolisch dargestellt sind.

Vollständiger Einschluss

Zum Einen kommt ein vollständiger Einschluss bei der Endlagerung im Salzgestein in Betracht, der neben den radiologischen auch die chemisch-toxischen Stoffe vollständig und dauerhaft mit einschließt (s. Abb. 2.1). Beim vollständigen Einschluss lösen sich die Stoffe entweder nicht auf (Stoff 1), verbleiben vollständig im verfüllten und verschlossenen Endlagerbereich (Stoff 2), dringen nicht in den einschlusswirksamen Gebirgsbereich ein (Stoff 3) oder dringen auch nach sehr langen Zeiten nur geringfügig in den einschlusswirksamen Gebirgsbereich ein, aber nicht über seine Grenze hinaus (Stoffe 4 und 5 mit unterschiedlicher Tiefe). Ist dieser Nachweis des vollständigen Einschlusses erfolgt, kann zugleich von der Einhaltung des wasserrechtlichen Besorgnisgrundsatzes ausgegangen werden, da das Grundwasser in keiner Weise verändert wird oder tangiert ist. Eine gesonderte Prüfung der wasserrechtlichen Anforderungen ist dann nicht erforderlich.

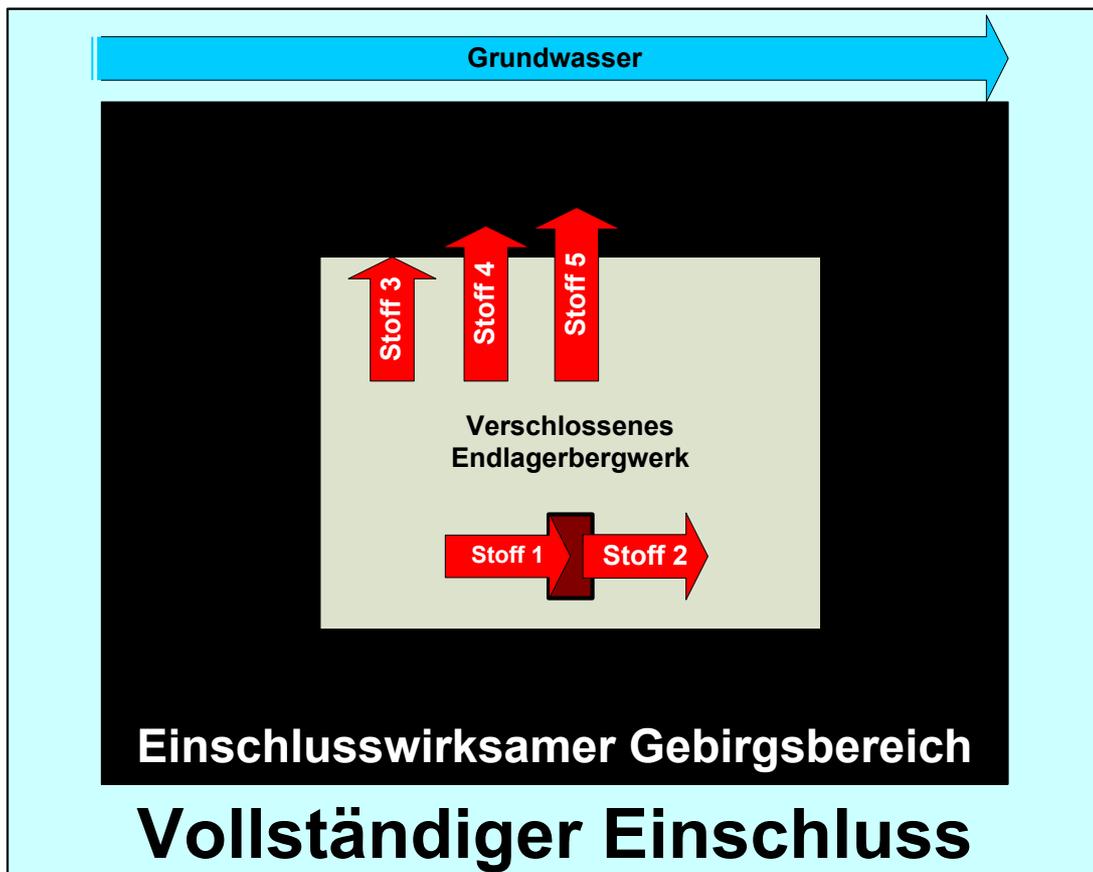


Abb. 2.1 Symbolische Darstellung des vollständigen Einschlusses

Sicherer Einschchluss

Zum anderen kommt eine Freisetzung von radiologischen und chemisch-toxischen Stoffen in das Grundwasser in geringem Umfang (Abb. 2.2, Stoff 6 erreicht das Grundwasser) durch Diffusion in Betracht, die z. B. bei einer Endlagerung in Tonstein relevant ist.

Dabei erfolgt der Einschchluss des weit überwiegenden Schadstoffpotentials (Stoffe 1 bis 4) vollständig und dauerhaft. Die Freisetzung eines geringen, hochmobilen Schadstoffanteils erfolgt so stark verzögert, dass Schadstoffe auch nach 1 Mio. Jahren das Grundwasser nicht erreichen (Stoff 5) oder jährlich nur geringe Anteile in das Grundwasser übergehen können (Stoff 6). Wenn der Nachweis geführt ist, dass der Schadstoffübergang ausschließlich in vernachlässigbarem bzw. geringfügigem Umfang erfolgen kann, wird dies als „sicherer Einschchluss“ bezeichnet.

In diesem Fall handelt es sich, wie im Folgenden gezeigt wird, rechtlich um eine erlaubnispflichtige Benutzung des geschützten Grundwassers. Die sich hieraus ergebenden wasserrechtlichen Anforderungen müssen demzufolge als für den Nachweis wesentliche Randbedingungen näher untersucht werden.

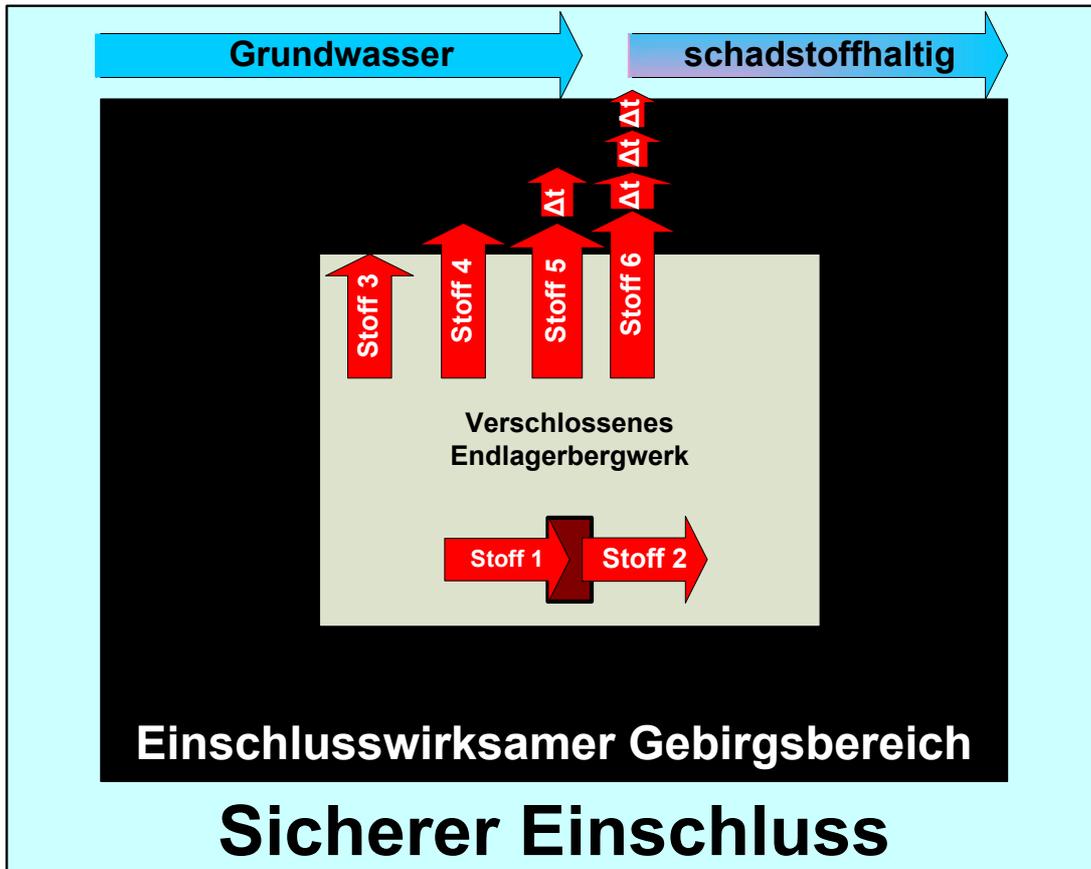


Abb. 2.2 Schematische Darstellung des Sicheren Einschlusses

2.2 Nachweisort für den Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen

2.2.1 Rechtliche Anforderungen gemäß WHG

Auch unter Einhaltung der nach gegenwärtigem Kenntnisstand für notwendig erachteten Schutzanforderungen kann ein Eintrag von radioaktiven oder chemisch-toxischen Stoffen bei sicherem, aber unvollständigem Einschluss aus einem Endlager für hochradioaktive Abfälle in einen angrenzenden Grundwasserkörper für einen sehr kleinen Anteil von hochmobilen Stoffen im Zeitraum bis 1 Mio. Jahren nicht vollständig ausgeschlossen werden. Hierbei werden sich nach heutigem Wissensstand durch die erhebliche zeitliche Verzögerung und durch Rückhaltung im einschlusswirksamen Gebirgsbereich, wenn überhaupt, voraussichtlich nur sehr geringe Konzentrationen im Grundwasser ergeben. Dies resultiert aus den hohen Anforderungen an die Dichtheit der geologischen Barrieren einerseits und der Tatsache andererseits, dass wegen der sehr langen Verzögerung der Schadstoffmigration über 1 Mio. Jahre hinweg nur jeweils sehr geringe Stoffmengen den einschlusswirksamen Gebirgsbereich verlassen können. Die hohen Anforderungen an die Dichtheit

und den zeitlich verzögerten Austrag ergeben sich dabei insbesondere aus radiologischen Gründen (Einhaltung der radiologischen Grenzwerte). Die hierfür notwendige Barriere- und Verzögerungswirkung ist dabei nicht nur im Hinblick auf die eingeschlossenen radiologischen Schadstoffe von Nutzen, sondern wirkt sich gleichermaßen auch auf chemisch-toxische Stoffe aus.

Die Einstufung einer Maßnahme als Gewässerbenutzung zieht in der Regel ein Erlaubnisverfahren nach sich. Im Falle der Schachtanlage Konrad (dem einzigen bisherigen Anwendungsfall des wasserrechtlichen Besorgnisgrundsatzes bei der Genehmigung eines Endlagers) hat die zuständige Planfeststellungsbehörde des Landes Niedersachsen insgesamt vier wasserrechtliche Erlaubnisse erteilt (Anlagen 1-4 zum Planfeststellungsbeschluss). Die vierte Erlaubnis <PFB Konrad 2002> bezieht sich auf die Zeit nach dem sicheren Verschluss, wobei die Lagerung radioaktiver Abfälle als Benutzung im Sinne des § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG angesehen wird. Das heißt, der mögliche Eintrag von Stoffen in das Grundwasser wurde als geeignet angesehen, dauernd oder in einem nicht nur unerheblichen Ausmaß schädliche Veränderungen der physikalischen, chemischen oder biologischen Beschaffenheit des Wassers herbeizuführen.

Die Durchführung eines Erlaubnisverfahrens beinhaltet zugleich die Beachtung des Besorgnisgrundsatzes (§ 34 WHG) als wesentliche materielle Grundentscheidung des WHG zum Schutz des Grundwassers. Die speziellere Vorschrift des § 19g (Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen) kommt hier wegen des Ausschlusses von Anlagen zum Umgang mit Stoffen, die die Freigrenzen der Strahlenschutzverordnung überschreiten – u. a. Endlager für hochradioaktive Abfälle - in § 19g Abs. 6 WHG nicht zur Anwendung (siehe bereits die Ausführungen in Arbeitspaket 1, dort Kapitel 2.1.3.2). Die bei der Anwendung des § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG in Bezug zu nehmende Vorschrift des Besorgnisgrundsatzes ist § 34 Abs. 2 WHG, der das Lagern und Ablagern von Stoffen behandelt. Diese werden als zweckgerichtete Maßnahmen angesehen, wobei der Zweck als Gewässerbenutzung nach § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG einzustufen ist. Zur Funktion des § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG als Erweiterung des Kreises der erlaubnisbedürftigen Benutzungen und einer dementsprechend erweiterten Prüfung möglicher Gefahren für den Wasserhaushalt sei auf die Ausführungen des Arbeitspaketes I (dort unter Kapitel 2.1.3.2) verwiesen.

Der rechtliche Maßstab des § 34 Abs. 2 WHG ist wie folgt umrissen: „Stoffe dürfen nur so gelagert oder abgelagert werden, dass eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist.“

Schwerpunkt der Betrachtung sollen nicht die Kategorien der Besorgnis, der schädlichen Verunreinigung oder der sonstigen nachteiligen Veränderung der Grundwasserseigenschaften sein, sondern die Charakterisierung und Reichweite des Grundwasserbegriffs, um dem Nachweisort „Grundwasser“ als Teil der Biosphäre im Rahmen des Nachweiskonzepts umfassend gerecht zu werden.

2.2.2 Differenzierung von Grundwasserbegriff und Besorgnisgrundsatz

Endlager werden entsprechend den Empfehlungen des <AkEnd 2002> in Mindestdiefen von 300 m und in einer maximalen Tiefe von 1.500 m errichtet. Es ist daher zu betrachten, ob Grundwasser in diesen Tiefen rechtlich anders zu bewerten ist als oberflächennahes Grundwasser, das z. B. zur Trinkwassergewinnung dient.

2.2.2.1 Der Grundwasserbegriff

Der Grundwasserbegriff des WHG umfasst gemäß § 1 Abs. 1 S. 1 Nr. 2 WHG das unterirdische Wasser in der Sättigungszone. Diese Definition setzt die Vorgabe aus Art. 2 Nr. 2 der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) <WRRL 2000> entsprechend um. Gemäß § 1 Abs. 1 Satz 2 WHG gelten die Vorschriften des WHG auch für Teile des Grundwassers. Gleichgültig ist deshalb zunächst, bis zu welcher Tiefe das Wasser vorkommt. Ebenfalls nicht von Belang ist, ob es sich um ein stehendes Grundwasserbecken oder um einen fließenden Grundwasserstrom handelt <Knopp 2002>. Einzelne Abstufungen nach Grundwassereigenschaften (Salzgehalt / Grundwasserleiter / Geringleiter / Nichtleiter) sind bisher gesetzlich nicht vorgesehen. Das heißt, der Besorgnisgrundsatz des § 34 WHG gilt grundsätzlich und in umfassender Form sowohl für das in tieferen Schichten gelegene als auch für das oberflächennahe Grundwasser. Von diesem Grundsatz der umfassenden Geltung kann nicht abgewichen werden. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass der Schutzzweck des § 34 WHG nicht nur auf die Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser ausgerichtet ist, sondern auch seine darüber hinaus gehende Funktion als Bestandteil des Wasserhaushalts erfasst <VGH Mannheim 1990>.

2.2.2.2 Die einzelnen Teile des Grundwassers vor dem Hintergrund des § 34 WHG

Es stellt sich jedoch die Frage, ob eine unterschiedliche Wertung für die jeweils betroffenen Grundwasserbereiche im Rahmen eines Nachweiskonzepts angestellt werden kann. Eine unterschiedliche Wertung könnte sich aus einer differenzierten Auseinandersetzung mit dem Begriff des Grundwassers ergeben. Mit anderen Worten: Sollten verschiedene Grundwassermengen oder verschiedene Grundwasserströme auch unterschiedlichen Besorgnis-Maßstäben nach § 34 WHG unterworfen werden? Dazu ist die begriffliche Dimension des Grundwassers genau herauszuarbeiten. Besondere Berücksichtigung findet dabei die Kategorie des Grundwasserleiters.

Im bisher einzigen Endlager-Genehmigungsfall zur Schachtanlage Konrad wird bereits eine Unterscheidung zwischen dem Tiefengrundwasser und dem oberflächennahen Grundwasser getroffen <PFB Konrad 2002>. Dabei wird die Leitfähigkeit des Grundwassers bereits an einigen Stellen hervorgehoben. Das nicht genutzte Tiefengrundwasser weist wegen der Nähe zu Salzvorkommen eine hohe Salinität auf und stagniert weitestgehend. Aufgrund der geringen Bewegung werden Stoffe über einen sehr langen Zeitraum transportiert. Das oberflächennahe Grundwasser als der

genutzte unterirdische Gewässerbereich ist dagegen weniger salzhaltig. Der Grundwasserleiter weist eine höhere hydraulische Durchlässigkeit und Ergiebigkeit auf. Tiefengrundwasser und oberflächennahes Grundwasser sind durch äußerst gering durchlässige Schichten voneinander getrennt. Die Differenzierung zwischen den beiden Grundwasserbereichen trägt dem Umstand Rechnung, dass ein möglicher Austritt von Stoffen aus dem Endlagerungsbereich in das Tiefengrundwasser hinein erfolgen würde. Diese Vorgehensweise ist vom OVG Lüneburg <OVG 2006> und schließlich vom BVerwG <BVerwG 2007> bestätigt worden. Damit ist die Unterscheidung zwischen relativ oberflächennahem Grundwasserleiter und tiefem Grundwassergeringleiter sowie eine daran anknüpfende differenzierende Bewertung nach § 34 WHG in einem Einzelfall bereits höchstrichterlich anerkannt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass dort aufgrund der gegebenen Randbedingungen eine Einzelfallbetrachtung zugrunde lag, deren Übertragbarkeit auf den hier zu betrachtenden Fall wegen anderer Randbedingungen gegebenenfalls neu zu bewerten ist.

Diese Differenzierung soll hier aufgegriffen und – eng orientiert am Begriff des Grundwasserleiters – weiter entwickelt werden. Die bereits erwähnte Vorschrift des § 1 Abs. 1 Satz 2 WHG beinhaltet für die allgemeine Grundwasserdefinition eine Klarstellung des Gesetzes in Bezug auf die Begriffsdefinitionen des „Grundwasserkörpers“ in Art. 2 Nr. 12 der WRRL und des „Grundwasserleiters“ in Art. 2 Nr. 11 WRRL. Diese Klarstellung macht zunächst deutlich, dass WRRL und WHG verschiedene Teile von Gewässern, also auch des Grundwassers, anerkennen. Ein Grundwasserkörper ist danach

„ein abgegrenztes Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter“.

Von Bedeutung für die hier vorliegende Frage ist die Charakterisierung des Begriffs eines Grundwasserleiters. Der Begriff ist in Art. 2 Nr. 11 WRRL wie folgt definiert:

„Grundwasserleiter ist eine unter der Oberfläche liegende Schicht oder Schichten von Felsen oder anderen geologischen Formationen mit hinreichender Porosität und Permeabilität, so dass entweder ein nennenswerter Grundwasserstrom oder die Entnahme erheblicher Grundwassermengen möglich ist.“

Diese Definition enthält einen räumlichen, einen zeitlichen und einen quantitativen Aspekt, die jeweils in einem engen Zusammenhang stehen. Der Grundwasserstrom muss zunächst von „nennenswertem“ Ausmaß sein – das heißt, dass der Grundwasserstrom eine Fließgeschwindigkeit aufweist, die es ermöglicht, das Grundwasser innerhalb des Grundwasserleiters über eine räumliche Distanz zu transportieren. Von einem „Grundwasserstrom“ lässt sich des Weiteren nur dann sprechen, wenn der Wasserfluss von permanenter Dauer ist. Die „Entnahme erheblicher Grundwassermengen“ bedeutet schließlich eine relevante nutzbare Menge, die nicht nur einmalig, sondern über einen langen Zeitraum zur Verfügung steht.

Die Grundwasserleiter sind von den Geringleitern deshalb abzugrenzen, weil bei letzteren weder die räumliche noch die zeitliche oder mengenmäßige Komponente

gegeben ist. Bereits aus diesem Grund kann der Bedarf einer differenzierenden Betrachtung bei der Prüfung des Besorgnismaßstabes nach § 34 WHG abgeleitet werden.

Für eine differenzierende Betrachtung bei der Anwendung des Besorgnisgrundsatzes spricht außerdem, dass der Begriff des Grundwasserkörpers – und damit implizit auch der Begriff des Grundwasserleiters – dazu dient, größere Gewässer (Oberflächengewässer und Grundwasser) in kleinere Teile zu unterteilen, um den differenzierten Anforderungen der WRRL und ihrer je nach Gewässerkörper ausgerichteten Bewirtschaftungsziele (für das Grundwasser siehe § 33a Abs. 1 WHG) gerecht zu werden. Daraus folgt, dass dem Wasserrecht eine differenzierende Betrachtung des Grundwassers mit unterschiedlichen Rechtsfolgen für einzelne Teile nicht fremd ist.

Im wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren für die Schachtanlage Konrad wurde diese Differenzierung zwischen den einzelnen Grundwasserkörpern sowohl im Rahmen des radiologischen Nachweises als auch für den Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen vorgenommen. Dabei wurde bei der wasserrechtlichen Prüfung von den atomrechtlichen Maßstäben Kredit genommen. Begründet wurde dieser Schritt mit dem Hinweis auf die anspruchsvollen Vorsorgemaßstäbe im Atomrecht, die dem Stand von Wissenschaft und Technik entsprechen müssen. Die Beachtung dieser Maßstäbe böte die Gewähr, dass dem Besorgnispotenzial durch hinreichend konservative Annahmen bei der Risikoermittlung und Risikobewertung Rechnung getragen wird. Ferner ist in diesem Zusammenhang in der Begründung zur wasserrechtlichen Erlaubnis darauf hingewiesen worden, dass einzelne Gesichtspunkte jeder für sich Bedeutung haben (wie z. B. der Ausbreitungszeitraum im Nah- und Fernbereich, die Eigenschaft der Gesteinsschichten als Grundwassergeringleiter, die hydraulische Abtrennung der Endlagerformation von tieferen und oberflächennäheren Wasser führenden Schichten) und das Zusammenreffen dieser Aspekte (und ihre Bewertung) zur Unterscheidung zwischen Tiefengrundwasser und oberflächennahem Grundwasser führt. Die Planfeststellungsbehörde zieht allerdings daraus den Schluss, dass das Tiefengrundwasser – für sich getrennt betrachtet – nicht unter den Schutzbereich des § 137 Abs. 2 NWG (<NWG 2007>, entspricht § 34 Abs. 2 WHG) fällt. Dem ist entgegenzuhalten, dass auch das Tiefengrundwasser vom Schutzbereich des Reinhaltungsgebots erfasst wird, da es nicht per se von der Geltung der Norm ausgenommen werden kann (siehe oben). Lediglich die Bewertung unterscheidet sich für die einzelnen Grundwasserteile und führt zu unterschiedlichen Rechtsfolgen.

Die Rechtsprechung vertritt zudem die Ansicht, dass die prinzipielle Ablehnung einer wasserrechtlichen Erlaubnis bei abstrakter Schadensmöglichkeit zu weit führen würde <BVerwG 1970>. Im konkreten Fall hatte die Behörde die Erteilung einer wasserrechtlichen Erlaubnis für ein Heizöllager in einem Wasserschutzgebiet untersagt, weil das Eindringen von Mineralöl in das Grundwasser selbst bei strengsten Auflagen niemals mit Sicherheit ausgeschlossen werden könne. Diese Auffassung der Behörde ging den Gerichten, bis hin zum BVerwG, zu weit. Rein abstrakte Schadensmöglichkeiten, die nie völlig ausgeschlossen werden können, dürfen einer

Erlaubnis nicht entgegenstehen. Zwar kann schon die bloße Besorgnis einer Beeinträchtigung ausreichen, jedoch müssen im Einzelfall alle Umstände berücksichtigt werden. Dazu gehören auf der einen Seite die Notwendigkeit von Auflagen und Gegenmaßnahmen und auf der anderen Seite die konkrete Nutzung und Nutzbarkeit des möglicherweise betroffenen Grundwassers.

2.2.2.3 Zu gewichtende Aspekte bei der Festlegung des Schutzmaßstabs für verschiedene Grundwasserbereiche

Die Festlegung von einfachen Kriterien, wie der schutzwürdige Grundwasserbereich festgelegt werden muss, ist schon aus Gründen der Vielfalt denkbarer Standortverhältnisse nicht sinnvoll. Es sollen daher im Folgenden hydrologische Indikatoren angegeben werden, die bei der Festlegung dieses Bereichs für einen konkreten Standort berücksichtigt und miteinander abgewogen werden müssen:

- **Abstandsgeschwindigkeit:** Hohe Abstandsgeschwindigkeiten sprechen dafür, den betreffenden hydrologischen Bereich als schutzwürdig einzuordnen, da diese ein Hinweis auf eine räumlich weitreichende Teilnahme an hydrologischen Kreisläufen darstellen. Niedrige Abstandsgeschwindigkeiten, z. B. im Sinne von Austauschraten im Bereich von hunderttausend oder mehr Jahren, sprechen eher für eine abnehmende Schutzwürdigkeit.
- **Größe und Ergiebigkeit:** Die Ergiebigkeit eines Grundwasservorkommens ist eine überwiegend nutzungsbezogene Eigenschaft. Sie erfordert eine hydrologische Beurteilung, wie ein Grundwasservorkommen reagieren würde, falls eine Entnahme erfolgen würde. Würde sich das Vorkommen im Laufe der Nutzung aufgrund seines geringen Umfangs und seiner Isolation im Verlauf einiger Jahre mangels Neubildung erschöpfen, spricht dies für weniger strenge Schutzmaßstäbe. Umgekehrt bedarf ein großes, dauerhaft nutzbares Grundwasservorkommen eines strengeren Schutzes.
- **Stoffliche Zusammensetzung:** Die Qualität eines Grundwasservorkommens, erkennbar an Qualitätsmerkmalen von Trinkwasser, hoher Mineralisierung, erhöhter elektrischer Leitfähigkeit usw., spricht als ein ebenfalls nutzungsbezogenes Kriterium für seine abnehmende Schutzwürdigkeit.

In einer Abwägung dieser Indikatoren können verschiedene Grundwasserbereiche darauf hin bewertet werden, in welchem Umfang ein Eintrag von Schadstoffen eine Beeinträchtigung dieses Bereichs darstellen würde. Die hier anzulegenden Maßstäbe können je nach betrachtetem Grundwasserbereich unterschiedlich sein. Der im eigentlichen Sinne nach den strengsten Kriterien schutzwürdige Grundwasserbereich ist räumlich klar von weniger schutzwürdigen Bereichen abzugrenzen und zu charakterisieren. Art und Umfang der zu erwartenden Veränderung der chemischen Zusammensetzung des Grundwassers in diesem ausgewählten Grundwasserbereich sind anhand des Vergleichs mit Geringfügigkeitsschwellenwerten zu bewerten.

2.2.3 Schlussfolgerungen für das Nachweiskonzept

1. Die Biosphäre umfasst den gesamten Grundwasserbereich. Die Definition des Grundwassers, die dem WHG zu Grunde liegt, erfasst ebenfalls den gesamten Grundwasserbereich (unabhängig von der Tiefe der Schichten, der Eignung als Trinkwasser, dem Salzgehalt oder der Fließgeschwindigkeit und Ergiebigkeit).
2. Der Grundwasserbegriff wird allerdings durch die Begriffe des Grundwasserkörpers und des Grundwasserleiters weitergehend differenziert. Anhand von Grundwasserkörper und Grundwasserleiter lässt sich zwischen verschiedenen Teilen des (Gesamt)Grundwassers unterscheiden.
3. Der Maßstab des § 34 WHG ist jeweils an die verschiedenen Teile des Grundwassers anzulegen und nicht einmalig an das undifferenzierte Grundwasser als Ganzes. Auf diese Weise gelangt man zu unterschiedlichen Wertungen hinsichtlich der Gefahr einer Schädigung oder nachteiligen Veränderung, bezogen auf die einzelnen Teile des Grundwassers. Eine Differenzierung zwischen verschiedenen Teilen des Grundwassers (Tiefengrundwasser und oberflächennahes Grundwasser) ist juristisch dann umsetzbar, wenn das (höher mit Schadstoffen belastete) Tiefengrundwasser isoliert vorliegt und daher keine Auswirkungen auf das oberflächennahe Grundwasser hat.
4. Zur Festlegung des Nachweisorts kann bei entsprechend unterschiedlichen Eigenschaften zwischen einzelnen Bereichen des Grundwassers differenziert werden. Anhand von drei Eigenschaften (Abstandsgeschwindigkeit, Ergiebigkeit/Umfang, stoffliche Zusammensetzung) ist die Schutzwürdigkeit der verschiedenen Grundwasservorkommen zu bewerten und in einem Abwägungsprozess dasjenige Grundwasservorkommen festzulegen, das als schutzwürdig eingestuft wird. In diesem Vorkommen erfolgt unter Anwendung der Geringfügigkeitsschwellen die Prüfung auf Geringfügigkeit der Einwirkung.

2.3 Nachweiszeitraum

Sofern aus einem Endlager Freisetzungen von Stoffen und damit Einwirkungen auf das Grundwasser erfolgen, liegen Vorgänge vor, deren Zeitmaßstab sich vergleichsweise lange bemisst. Während die Dauer von Einwirkungen auf Gewässer, z. B. durch Ableitungen oder Einleitungen, oder der Gefährdungszeitraum, z. B. durch den Betrieb von Tanklagern für wassergefährdende Stoffe, im Bereich von Jahren oder Jahrzehnten zu betrachten sind, liegen die bei der Endlagerung zu betrachtenden Zeiträume typischerweise eher im Bereich von Zehn- und Hunderttausenden von Jahren.

Aus dem Wasserrecht selbst ergeben sich keine konkreten Anhaltspunkte, über welche Zeiträume der Nachweis zu führen ist. Auch aus den in Arbeitspaket 1 untersuchten Anwendungsfällen, bei denen längerfristige Freisetzungen von Schadstoffen in Grundwasser nicht auszuschließen sind, ergaben sich keine konkreten Hinweise für zeitliche Maßstäbe. Es wird daher hier untersucht,

- wie sich der Nachweiszeitraum beim radiologischen Sicherheitsnachweis bemisst (Kapitel 2.3.1), und
- welche Aspekte bei der Festlegung eines analogen Nachweiszeitraums für den Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen im Sinne eines Analogschlusses herangezogen werden können (Kapitel 2.3.2).

Die sich aus diesen Überlegungen ergebenden Konsequenzen für die Nachweisführung sind in Kapitel 2.3.3 zusammengestellt.

2.3.1 Der radiologische Nachweiszeitraum

Die Bestimmung eines regulatorischen Zeitraums muss folgende Randbedingungen berücksichtigen:

1. die Dauer, über die von den abgelagerten Stoffen eine Gefährdung ausgehen kann. Diese ist für einige wichtige radioaktive (z. B. Iod-129) und für die meisten chemisch-toxischen Bestandteile der Abfälle (z. B. für Schwermetalle wie Nickel oder Uran) praktisch unbegrenzt.
2. die Dauer, über die verlässliche und auf verfügbaren wissenschaftlichen Methoden (Geologie, Geophysik, Geochemie, etc.) begründete Prognosen über die Einschlusseigenschaften des Endlagersystems erstellt werden können.
3. bei unvollständigem Einschluss der Schadstoffe derjenige Zeitraum, über den die Analyse noch zunehmende Belastungen ergibt (Zeitraum bis zur Erreichung von „Peak Dose“).

Die drei genannten Gesichtspunkte sind in Abb. 2.3 veranschaulicht.

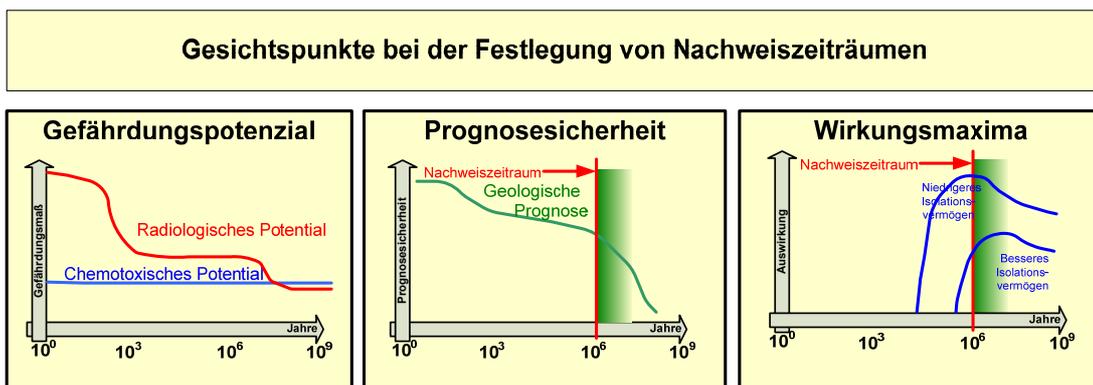


Abb. 2.3 Zu beachtende Gesichtspunkte bei der Festlegung des Nachweiszeitraums

Diese drei Randbedingungen können nicht vereinzelt betrachtet werden, sondern sind stets als eine Einheit zu betrachten:

- Die alleinige Beachtung der ersten Randbedingung „Gefährdungspotenzial“ geht fehl, weil wegen der zweiten Randbedingung eine zeitlich unbegrenzte Vorhersage unwissenschaftlich werden muss. Wegen der dritten Randbedingung macht es auch keinen Sinn, Austragsraten von Schadstoffen, deren Peak längst überschritten ist, über längere Zeiträume hinweg zu betrachten.

- Der Bezug alleine auf die zweite Randbedingung geht deshalb fehl, weil dadurch das Ausmaß der Gefährdung nach der ersten Randbedingung völlig aus dem Blick geraten kann. Wenn der erreichte Stand der Prognosefähigkeit entweder aus Gründen mangelnder wissenschaftlicher Bemühungen oder aufgrund von Mängeln bei der Standort- oder Wirtsgesteinsauswahl ein Mindestmaß unterschreitet, ist er in Relation zum Ausmaß an Gefährdung unangemessen.
- Beachtet man alleine die dritte Randbedingung, dann kann im Extremfall jede Freisetzung gefährlicher Stoffe bis an die Grenze des (heute gerade noch) Zulässigen erfolgen und das Ziel, einen möglichst vollständigen und dauerhaften Einschluss der schädlichen Stoffe zu erreichen, gerät aus dem Fokus (Minimierung von Einwirkungen).

In <AkEnd 2002> ist aus Abwägung insbesondere zwischen den Randbedingungen „Gefährdungspotenzial“ und „Prognosesicherheit“ ein Zeitraum von einer Million Jahren gewählt (dort Kapitel 2.1.6):

„Der AkEnd ist der Auffassung, dass nach wissenschaftlichen Erkenntnissen praktisch vernünftige Prognosen über die geologische Standortentwicklung in günstigen Gebieten, wie sie auch in Deutschland existieren, über einen Zeitraum in der Größenordnung von einer Million Jahren erstellt werden können. Diese sind Voraussetzung, um im späteren Genehmigungsverfahren die Langzeitsicherheit eines Endlagers nachweisen zu können.“

Aus Erwägungen aller drei genannten Randbedingungen kam die National Academy of Science in den USA schon Mitte der Neunziger Jahre in <NAS 1995> auf ein ähnliches Ergebnis:

„We believe that compliance assessment is feasible for most physical and geologic aspects of repository performance on the time scale of the long-term stability of the fundamental geologic regime — a time scale that is on the order of 10^6 years at Yucca Mountain — and that at least some potentially important exposures might not occur until after several hundred thousand years. For these reasons, we recommend that compliance assessment be conducted for the time when the greatest risk occurs, within the limits imposed by long-term stability of the geologic environment.“

In <Court of Appeals 2004> ist diese wissenschaftliche Abwägung übernommen und gegenüber einem ursprünglich deutlich kürzer definierten Zeitraum (10.000 Jahre) zum rechtlichen Maßstab erhoben worden.

„We conclude: (1) The 10,000-year compliance period selected by EPA violates section 801 of the Energy Policy Act (EnPA) because it is not, as EnPA requires, “based upon and consistent with” the findings and recommendations of the National Academy of Sciences. [...] (2) The Nuclear Regulatory Commission’s licensing requirements are neither unlawful nor arbitrary and capricious except to the extent that they incorporate EPA’s 10,000-year compliance

period. [...] (4) [...] Accordingly, we vacate the EPA and NRC regulations insofar as they include a 10,000-year compliance period.“

Sowohl AkEnd als auch NAS verwenden den Terminus „in der Größenordnung von 1 Million Jahre“, d. h. es handelt sich aus wissenschaftlicher Sicht nicht um eine scharfe Zeitgrenze. So wird man bei der Beurteilung auch vorhersehbare Entwicklungen jenseits dieses Zeitraums mit einbeziehen und z. B. die Überlegung anstellen, ob Hinweise auf absehbare abrupte Änderungen der Einschlusseigenschaften jenseits dieses Zeitraums vorliegen. In jedem Fall ist jedoch die zunehmende Unschärfe wissenschaftlicher Aussagen jenseits dieses Zeitraums zu berücksichtigen. Mit den Sicherheitsanforderungen <BMU 2009> ist für den Zeitraum, für die der radiologische Sicherheitsnachweis zu erbringen ist, ebenfalls 1 Mio. Jahre festgelegt.

2.3.2 Abwägung des Nachweiszeitraums beim Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen

In Hinblick auf die chemisch-toxischen Bestandteile des Endlagers ergibt sich für die drei oben genannten Randbedingungen Folgendes:

1. Das chemisch-toxische Gefährdungspotential ist im Vergleich zum radiologischen Potential zu Beginn vergleichsweise gering. Während das radiologische Potential im Laufe von einigen Millionen Jahren durch radioaktiven Zerfall auf das Niveau von I-129 und im Laufe von einigen zehn Millionen Jahren auf das Niveau des eingelagerten Urans zurückgeht, bleibt das chemisch-toxische Potential praktisch dauerhaft auf gleichem Niveau (siehe Abb. 2.3, linke Grafik).
2. Die Methodik bei der chemisch-toxischen Sicherheitsbewertung bei untertägigen Deponien und bei Versatzbergwerken ist grundlegend anders angelegt (Forderung nach vollständigem Einschluss, Betrachtung der Auswirkungen von unterstellten Ereignissen), ein Nachweiszeitraum ist nicht explizit festgelegt.
3. Wegen des Nachweises des vollständigen Einschlusses sind Erwägungen über Freisetzungen, deren Quantifizierung und die Sicherheitsbewertung anhand von Maximalbelastungen unüblich.

Da die Randbedingungen „Gefährdungspotential“ und „Prognosesicherheit“ im Rahmen des radiologischen Nachweises unter Zugrundelegung des dort geforderten Nachweiszeitraums (siehe oben) hinreichend behandelt werden und weil

- die dabei angewendete Methodik für Prognosen über diesen Zeitraum geeignet sein muss,
- die Langzeitprognose wegen der Ähnlichkeit im Verhalten für chemisch-toxische Stoffe gleichermaßen möglich ist,
- bei der quantitativen Betrachtung der „Peak Dose“ auf chemisch-toxischer Ebene wegen ähnlichem Löslichkeit- und Mobilitätsverhalten analoge Ergebnisse zu erwarten sind,
- zum Ende des radiologischen Nachweiszeitraums ein durchaus ähnliches Gefährdungspotential vorliegt,

ist eine gesonderte Festlegung eines anderen Nachweiszeitraums für chemisch-toxische Bestandteile nicht sinnvoll begründbar. Weder lässt sich (wegen der zeitlich begrenzten Prognosefähigkeit) ein deutlich verlängerter Zeitraum noch (wegen des praktisch gleichbleibenden Gefährdungspotential der chemisch-toxischen Stoffe) ein deutlich kürzerer Zeitraum rechtfertigen.

Letztendlich wird daher empfohlen, den Nachweiszeitraum für chemisch-toxische Stoffe ebenfalls auf „in der Größenordnung 1 Mio. Jahre“ festzulegen, wie er auch aus der dargestellten Abwägung für die radiologischen Schadstoffe resultiert.

2.3.3 Schlussfolgerungen für das Nachweiskonzept

1. Der Nachweis für chemisch-toxische Stoffe kann sich hinsichtlich des Nachweiszeitraums an den Erkenntnissen zum radiologischen Nachweis orientieren.
2. In rechtlicher Hinsicht sind die Wertungen, die an den Nachweiszeitraum aus radiologischer Sicht gestellt werden, auch auf den Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen anwendbar.
3. Der Nachweiszeitraum im radiologischen Bereich ist unter anderem anhand der Vorsorgekriterien des Atomrechts entwickelt worden, die den Stand von Wissenschaft und Technik abbilden.

3 Bewertungsgrundlagen – Anzuwendende Vorsorge- werte

Eine wasserrechtliche Erlaubnis für die Ablagerung von Stoffen darf gemäß § 34 (2) WHG nur dann erteilt werden, wenn „eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist“. Grundsätzlich gilt: Zur Besorgnis einer nachteiligen Veränderung genügt es, wenn die Möglichkeit eines entsprechenden Schadenseintritts nach den gegebenen Umständen und im Rahmen einer sachlich vertretbaren, auf einer konkreten Feststellung beruhenden Prognose nicht von der Hand zu weisen ist <BVerwG 1981>. Die abstrakte Möglichkeit eines Schadenseintritts reicht allerdings nicht aus <BVerwG 1970>. Anders gewendet heißt das, dass ohne konkrete Feststellungen über die Gefahrlosigkeit der Ablagerung eine wasserrechtliche Erlaubnis nicht erteilt werden kann. Dieser Maßstab bildet den grundsätzlichen Prüfungsrahmen für die Behörde. Sie hat die Auswirkungen der Endlagerung des chemisch-toxischen Inventars in ihre Prüfung einzubeziehen und sich das nötige Wissen über die technischen Vorgänge und die natürlichen Auswirkungen zu verschaffen.

3.1 Die Grundwasserverordnung

3.1.1 Regelungsumfang

Die Grundwasserverordnung konkretisiert dabei die Anforderungen, die an eine behördliche Prüfung in Bezug auf bestimmte Grundwasser gefährdende Stoffe zu stellen sind. Gemäß § 4 Abs. 1 GrwV <GrwV 1997> darf durch den Eintrag der Stoffe nicht die menschliche Gesundheit oder die Wasserversorgung gefährdet, die lebenden Bestände und das Ökosystem der Gewässer geschädigt oder die rechtmäßige Nutzung der Gewässer behindert werden. Der Bezug auf „bestimmte“ Stoffe ist dabei nicht ausschließlich auf die im Anhang dieser Verordnung aufgelisteten Stoffe zu beziehen; auch dort nicht genannte andere Stoffe, die die Ziele der Verordnung in Frage stellen können, werden von der Verordnung erfasst.

Die Verordnung regelt, wie die wasser- und abfallrechtlichen Vorschriften des Bundes zum Schutz des Grundwassers auf die Einleitung und den sonstigen Eintrag bestimmter gefährlicher Stoffe anzuwenden sind (siehe § 1 Nr. 1 GrwV) sowie die dabei bestehenden Pflichten zur Untersuchung und Überwachung sowie bestimmte Mindestanforderungen an den Inhalt behördlicher Zulassungen (siehe § 1 Nr. 2 GrwV). Vor diesem Hintergrund stellt die Grundwasserverordnung den eigentlichen Rechtsrahmen dar, der die zum Schutz des Grundwassers vor gefährlichen Stoffen notwendigen Konkretisierungen bereithält und damit den Entscheidungsspielraum der Behörde kennzeichnet.

3.1.2 Für welche Stoffe muss ein Nachweis geführt werden?

Die Verordnung benennt diejenigen Stoffgruppen und –familien, deren Einleitung verboten oder besonderen Überwachungsmaßnahmen unterworfen ist. Die Liste I führt dabei die Stoffe, die ein relevantes Toxizitäts-, Langlebigkeits- oder Bioakkumulationsrisiko in Bezug auf das Grundwasser beinhalten (u.a. Organische Halogenverbindungen und Stoffe, die im Wasser derartige Verbindungen bilden können; Organische Phosphorverbindungen; Organische Zinnverbindungen oder Quecksilber und Quecksilberverbindungen). Stoffe wiederum, die im Hinblick auf Toxizität, Langlebigkeit oder Bioakkumulation für die Liste II geeignet sind, sind als Stoffe der Liste II zu behandeln.

Die Liste II umfasst die einzelnen Stoffe und die Stoffkategorien aus denjenigen in der Liste I aufgeführten Stofffamilien und Stoffgruppen, die eine schädliche Wirkung auf das Grundwasser haben können (z.B. Metalloide und Metalle und ihre Verbindungen; Biozide und davon abgeleitete Verbindungen, die nicht in der Liste I enthalten sind; Stoffe, die eine für den Geschmack oder den Geruch des Grundwassers abträgliche Wirkung haben, sowie Verbindungen, die im Grundwasser zur Bildung solcher Stoffe führen und es für den menschlichen Gebrauch ungeeignet machen können).

Neben den in der GrwV genannten Stoffen sind ebenfalls die Vorgaben der europäischen Grundwasserrichtlinie (GrwRL) <GrwRL 2006> zu berücksichtigen. In der Grundwasserrichtlinie wird auf die Stofflisten der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) <WRRL 2000> verwiesen. So wird in Art. 6 Abs. 1 GrwRL festgelegt, dass die Mitgliedsstaaten die notwendigen Maßnahmen zu ergreifen haben, um den Eintrag von gefährlichen Schadstoffen des Anhangs VIII der WRRL in das Grundwasser zu verhindern. Anhang VIII führt ein nichterschöpfendes Verzeichnis der wichtigsten Schadstoffe. Die dort genannten Stoffe und Stoffverbindungen entsprechen weitgehend den Stoffen der Liste I und II der GrwV, so dass sich in Bezug auf die zu untersuchenden Schadstoffe keine nennenswerten zusätzlichen, aus dem Gemeinschaftsrecht resultierenden Pflichten zu Stoffuntersuchungen ergeben werden.

3.2 Anzuwendende Bewertungsmaßstäbe für den Nachweisort Grundwasser

Für die Bewertung von chemischen Veränderungen in der Zusammensetzung des Grundwassers durch die chemisch-toxischen Stoffe aus einem Endlager gibt es keine unmittelbar geltenden rechtlichen Vorgaben. Für die Bewertung von möglichen schädlichen Veränderungen des Grundwassers durch ein Endlager können aber Maßstäbe hergeleitet werden. Diese Herleitungen sind im Folgenden dargelegt und ihre Anwendbarkeit im Einzelnen begründet.

Im wasserrechtlichen Genehmigungsverfahren zu Schacht Konrad <PFB Konrad 2002> wurde auf Bewertungsgrundlagen zurückgegriffen, die „von der Sache her geeignet sind“¹, die zu erwartenden chemischen Veränderungen des Grundwassers zu bewerten. Als Bewertungsgrundlage wurden folgende Vorschriften und Regelwerke genutzt:

- die Prüf- und Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (damaliger Stand: 1.4.1998);
- die Geringfügigkeitsschwellenwerte der LAWA (damaliger Stand: 4.12.1996), und
- das Regelwerk des DVGW (DVGW, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfachs e.V.: Eignung von Fließgewässern als Rohstoff für die Trinkwasserversorgung, damaliger Stand: August 1996).

Von diesen drei Regelwerken haben allerdings nur die – mittlerweile aktualisierten – LAWA-Werte <LAWA 2004> unmittelbaren Bezug zum Grundwasser. Nach dem gegenwärtigen Entwurf des WHG (Stand: Kabinettsentwurf März 2009) <WHG-E 2009> soll dabei im Bereich des Grundwasserschutzes das auf der Grundlage des bisher geltenden § 34 WHG entwickelte Geringfügigkeitsschwellenkonzept im neuen § 48 verrechtlicht werden. Zum einen soll die Geringfügigkeitsschwelle nunmehr ausdrücklich als Maßstab im Gesetz genannt werden. Zum anderen bezieht sich die Geringfügigkeitsschwelle auf das zum Boden gehörende Sickerwasser, wird damit vor Eintritt in das Grundwasser festgelegt und weicht daher von der bisherigen Definition von Geringfügigkeitsschwellen erheblich ab. Der Bundesrat <BR 2009> fordert diesbezüglich allerdings eine Änderung des § 48, womit die Definition von Geringfügigkeitsschwellen und des Ortes der Beurteilung in eine Ermächtigung zum Erlass einer Rechtsverordnung über die Reinhaltung des Grundwassers verlagert wird und nicht mehr direkt Gegenstand des WHG sein soll. Auf die Relevanz des Geringfügigkeitskonzeptes und seine Anwendung im hier beschriebene Vorhaben hat das derzeitige Gesetzgebungsverfahren keinen Einfluss.

Das WHG soll außerdem eine weit gefasste Ermächtigung zum Erlass von Rechtsverordnungen enthalten. Hintergrund sind die zum Teil sehr detaillierten Vorgaben des EG-Rechts (insbesondere der Grundwasserrichtlinie <GrwRL 2006>); die deshalb notwendige Regelung von Detailfragen im formellen wie im materiellen Recht soll deshalb weitgehend auf die Verordnungsebene verlagert werden. Damit wird dem Bund ermöglicht, die europäischen Vorgaben vollständig in nationales Recht zu überführen und dabei auch den Grundwasserschutz umfassend zu regeln. Nach Maßgabe des Wortlauts der GrwRL ist davon auszugehen, dass § 34 WHG und § 3 GrwV bereits heute weitgehend die geforderten Maßstäbe des Gemeinschaftsrechts erfüllen. Anpassungsbedarf ist aber z. B. bei der Definition von Mess- und Vergleichsverfahren sowie Schwellen- und Bagatellwerten gesehen.

¹ So die Formulierung in der gehobenen wasserrechtlichen Erlaubnis im PFB Schacht Konrad.

Die Trinkwasserverordnung und das DVGW-Regelwerk haben dagegen keinen direkten Bezug zum Grundwasser. Die Trinkwasserverordnung <TrinkwV 2006> gilt nur für aufbereitetes Reinwasser, könnte zur Bewertung der Grundwasserqualität jedoch herangezogen werden. Das DVGW-Regelwerk wiederum hat einen unmittelbaren Bezug zur Trinkwasserverordnung, bezieht sich aber auf Oberflächengewässer und ihre Nutzbarkeit. Es wird hier in der weiteren Bearbeitung zum Nachweis-konzept nicht mehr berücksichtigt.

3.3 Herleitung von Beurteilungswerten für chemisch-toxische Stoffe

Aus verschiedenen Anlässen und in verschiedenen Zusammenhängen sind bei der Analyse nachteiliger Einwirkungen und beim Nachweis Beurteilungswerte für chemisch-toxische Stoffe heranzuziehen. Die als Vergleichs- und Beurteilungsmaßstab angelegten Werte erlauben es, bei im Rahmen von Analysen und des Nachweises ermittelten Konzentrationen zwischen relevanten und geringfügigen Einwirkungen zu unterscheiden. In diesem Abschnitt wurden solche Maßstäbe ermittelt und zusammengestellt.

Kapitel 3.3.1 stellt zunächst übersichtlich zusammen, für welche unterschiedliche Fälle und für welche Stoffe Beurteilungsmaßstäbe zu definieren sind.

In Kapitel 3.3.2 werden die unterschiedlichen Referenzen mit ihrem unterschiedlichen Grad an Verbindlichkeit diskutiert.

Die heranzuziehenden Vergleichsmaßstäbe sind in Kapitel 3.3.3 zusammengestellt.

Das Kapitel 3.3.4 charakterisiert typische Anwendungsfälle für die Vergleichsmaßstäbe in quantitativen Sicherheitsanalysen.

Kapitel 3.3.5 diskutiert abschließend die Vollständigkeit der Vergleichsmaßstäbe, identifiziert Lücken und unklare Definitionen und bewertet deren Bedeutung im Hinblick auf den zu führenden Nachweis.

3.3.1 Erfordernisse für die Definition von Beurteilungswerten

Wie eingangs erwähnt, sind beim Nachweis der Geringfügigkeit von chemischen Veränderungen des Grundwassers Orientierungs- oder Beurteilungswerte als Vergleichsbasis erforderlich. Unterhalb solcher Werte kann von einer Geringfügigkeit ausgegangen werden.

Einerseits ist im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojektes ein Algorithmus zu erarbeiten, wie diese Werte im Rahmen eines späteren durchzuführenden Nachweisverfahrens zu ermitteln und festzulegen wären. Es reicht daher einerseits aus, hier das Verfahren zur Festlegung zu beschreiben, ohne konkrete Zahlenwerte anzugeben.

Andererseits werden aber in diesem Forschungsprojekt Abschätzungen darüber vorgenommen, welche Stoffe bei einem solchen Nachweis aufgrund ihres Löslichkeits- und Mobilitätsverhaltens und aufgrund ihrer Schadmechanismen potentiell

wichtig werden könnten. Solche Aussagen bedürfen sinnvoll festgelegter Vergleichswerte.

Da die Spanne veröffentlichter Vergleichswerte bei Stoffkonzentrationen in Lösungen von ca. 0,01 µg/l bis 500 mg/l reichen kann und daher eine Spanne von fast acht Größenordnungen überstreicht, ist es sinnvoll, das Verfahren hier mit konkreten Wertangaben durchzuführen. Gleichwohl können sich Grenz- und Vorsorgewerte im Laufe von Jahren bis zu einem Genehmigungsverfahren verändern, wenn neue wissenschaftliche Erkenntnisse über Stoffe und deren Schädlichkeit vorliegen oder wenn sich die Bereitschaft zur Risikoübernahme verändert. Die hier dargestellten konkreten Beurteilungswerte bedürfen daher vor ihrer Anwendung in einem Genehmigungsverfahren einer Aktualisierung auf dem dann vorliegenden Kenntnisstand.

Ein wichtiger Auswahlsschritt für die Zusammenstellung von Vorsorgewerten ist, dass im hier diskutierten Fall nur anorganische Parameter berücksichtigt werden. Dies ergibt sich aus den folgenden Überlegungen:

- Die Hauptströme der einzulagernden Abfälle enthalten organische Bestandteile allenfalls in Spuren (z. B. als Anhaftung an Oberflächen). Von der Masse her dominieren weit überwiegend anorganische Stoffe in Abfällen und Verpackungen (siehe AP II).
- Ausgesprochen organikhaltige radioaktive Abfälle sind in der Kategorie der hochradioaktiven Abfälle nicht anzutreffen; bei wenigen mittelradioaktiven Abfällen können organische Stoffe enthalten sein oder als Verunreinigung anhaften. Hochtoxische Organika werden in diesem Bereich der kerntechnischen Anwendung aber nicht verwendet und sind in einem solchen Endlager nicht in relevanten Mengen zu erwarten.
- Die Abschätzung des Inventars in AP II (s. d.) hat ergeben, dass, wenn überhaupt, lediglich Polyethylen als Neutronenmoderator und Bitumen als organischer Bestandteil geotechnischer Barrieren in benennbarem Umfang zum Einsatz kommen können. Hinsichtlich ihrer Chemotoxizität unterliegen diese Materialien keinen Beschränkungen zum Grundwasserschutz.
- Die Verwendung organischer Materialien für Einbauten im Endlager (z.B. Kabelummantelungen oder Klebstoffe) oder für bergbautechnische Zwecke, kann bei einem Endlager für hochradioaktive Abfälle vermieden oder weitgehend minimiert werden. Wir gehen davon aus, dass ihre Verwendung limitiert ist (vgl. Kap.4).

Sollten diese Voraussetzungen wider Erwarten nicht gegeben sein, müssten die betreffenden organischen Stoffe benannt und zusätzlich berücksichtigt werden.

3.3.2 Herkunft und Verbindlichkeit von Grenz- und Vorsorgewerten

Speziell für die Endlagerung sind derzeit weder für radioaktive noch für chemische Schadstoffe Vorsorgewerte sachlich abgeleitet und rechtlich festgelegt (siehe AP I). Insofern gibt es derzeit keine verbindlich anzuwendenden Werteangaben.

3.3.2.1 Einordnung von Grenz- und Vorsorgewerten

Die Festlegung sinnvoller Werte, aus denen sich die Geringfügigkeit einer Belastung begründen lässt, muss daher mit heute akzeptierten Festlegungen kompatibel sein, die für ähnliche oder vergleichbare Tätigkeiten auf anderen Handlungsgebieten festgelegt und akzeptiert sind. Als Maßstäbe sind eher Vorsorgewerte heranzuziehen, denn bei der Endlagerung handelt es sich um eine planbare und geplante Tätigkeit. Die von der geplanten Tätigkeit ausgehenden chemischen Veränderungen im Grundwasser sind durch entsprechende Planung und Gestaltung der Tätigkeit beeinflussbar und sind nicht z. B. durch vorher bereits getroffene Entscheidungen determiniert.

Grenzwerte liegen im Allgemeinen höher als Vorsorgewerte (z. B. um Faktoren zwischen drei und zehn). Sie stellen eine gesellschaftlich akzeptierte Obergrenze an Beeinträchtigung bzw. an Belastungen dar, die im ungünstigsten Fall akzeptiert werden muss. Bei einer Überschreitung von Grenzwerten besteht das Recht, deren Einhaltung einzufordern. Vorsorgewerte liegen dagegen niedriger. Sind sie eingehalten, können auch naturbedingte Schwankungen oder eine Neufestlegung von Grenzwerten (aufgrund neuer Erkenntnisse oder veränderter Risikobereitschaft) in einem gewissen Rahmen abgedeckt werden.

Die Bevorzugung von Vorsorgewerten gegenüber Grenzwerten ergibt sich auch aus der Tatsache, dass Entscheidungen vor der Errichtung eines Endlagers während Errichtung und Betrieb des Endlagers nur mit erheblichem Aufwand korrigiert und insbesondere im Nachbetrieb nicht mehr korrigiert werden können. Die festgelegten Schutzwerte müssen entsprechend robust ausgewählt sein, so dass auch neuere Erkenntnisse und eine veränderte Risikübernahmebereitschaft das Vorhaben nicht in Frage stellen können.

3.3.2.2 Vorsorgewerte im deutschen Regelwerk

Im deutschen Regelwerk sind Vorsorgewerte einerseits für Grundwasser und andererseits für Böden, einschließlich deren Sickerwässern, definiert.

Vorsorgewerte für Grundwasser

Die Vorsorgewerte für Grundwasser wurden definiert zur

„bundeseinheitlichen Bewertung von Grundwasserverunreinigungen, die bereits eingetreten sind oder die es zu verhindern gilt. [Dafür] werden nachvollziehbare und einheitliche Bewertungskriterien benötigt. Hierzu gehört vor allem ein Maßstab, bis zu welchen Stoffkonzentrationen anthropogene, räumlich

begrenzte Änderungen der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers als geringfügig einzustufen sind und ab welcher Konzentration eine Grundwasserverunreinigung (= Grundwasserschaden) vorliegt. Ein hierfür von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) als geeignet angesehener Maßstab ist die Geringfügigkeitsschwelle (GFS). Sie bildet die Grenze zwischen einer geringfügigen Veränderung der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers und einer schädlichen Verunreinigung.“ <LAWA 2004>

Die Herleitung der Geringfügigkeitsschwellenwerte hat die LAWA in <LAWA 2004> in einer Darstellung der Methodik in Kapitel 2.2 detailliert dokumentiert. Die Herangehensweise unterscheidet grundsätzlich folgende Kategorien:

- Beurteilung in Anlehnung an die Trinkwasserverordnung versus Herleitung aufgrund ökotoxischer Wirkung,
- Cancerogene Stoffe mit linearer Schadwirkung (Festlegung über ein Lebenszeit-Zusatzrisiko von 10^{-6}) versus nicht-cancerogene Stoffe mit Schädigungsschwellwert (Festlegung über NOEC-² bzw. PNEC-³Werte),
- Stoffe mit bekannten Wirkungen versus Stoffe mit unbekanntem Wirkungen.

Die LAWA weist darauf hin, dass die Geringfügigkeitsschwellenwerte in vielen Fällen nicht aus der humantoxikologischen Wirkung des Schadstoffs, sondern aus der ökotoxikologischen Bewertung resultieren.

Bezüglich derjenigen Stoffe, deren human- oder ökotoxikologische Bewertung nicht erfolgt oder noch nicht abgeschlossen ist, legt die LAWA einen „gesundheitlichen Orientierungswert“ (GOW) von 0,1 µg/L, für stark genotoxische Stoffe von 0,01 µg/L fest. Dem GOW von 0,1 µg/L wird von der LAWA, in Übereinstimmung mit ihrer allgemeiner definierten Methodik, ein Geringfügigkeitsschwellenwert von 0,01 µg/L zugeordnet.

Vorsorgewerte für Böden

Beim Boden fordert das Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG), dass Vorsorge gegen schädliche Bodenveränderungen zu treffen ist:

„§ 7 Vorsorgepflicht

Der Grundstückseigentümer, der Inhaber der tatsächlichen Gewalt über ein Grundstück und derjenige, der Verrichtungen auf einem Grundstück durchführt oder durchführen lässt, die zu Veränderungen der Bodenbeschaffenheit führen können, sind verpflichtet, Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher

² NOEC: No Observed Effect Concentration = Höchste Konzentration, die bei längerfristiger Exposition ohne Effekt bleibt

³ PNEC: Predicted No Effect Concentration = Niedrigste Konzentration, die bei längerfristiger Exposition der empfindlichsten Art ohne Effekt bleibt, geteilt durch einen Ausgleichsfaktor (≥ 10 , steigend mit höheren Datenlücken)

Bodenveränderungen zu treffen, die durch ihre Nutzung auf dem Grundstück oder in dessen Einwirkungsbereich hervorgerufen werden können. Vorsorge-maßnahmen sind geboten, wenn wegen der räumlichen, langfristigen oder komplexen Auswirkungen einer Nutzung auf die Bodenfunktionen die Besorg-nis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Zur Erfüllung der Vorsorge-pflicht sind Bodeneinwirkungen zu vermeiden oder zu vermindern, soweit dies auch im Hinblick auf den Zweck der Nutzung des Grundstücks verhältnismä-ßig ist.[...]" <BBodSchG 2004>

Die Ermächtigungsgrundlage im BBodSchG zum Erlass von Rechtsverordnungen zur Konkretisierung der Vorsorgepflichten enthält eine Legaldefinition zum Begriff des Vorsorgewertes für Böden (siehe § 8 Abs. 2 Nr. 1 BBodSchG). Danach handelt es sich um einen „Bodenwert, bei dessen Überschreiten unter Berücksichtigung von geogenen oder großflächigen siedlungsbedingten Schadstoffgehalten in der Regel davon auszugehen ist, dass die Besorgnis einer schädlichen Veränderung besteht (Vorsorgewert).“

In der zugehörigen Verordnung (BBodSchV) werden Vorsorgewerte für Böden defi-niert. Dabei wird davon ausgegangen, dass bei der Einhaltung der Vorsorgewerte im Boden einerseits die Bodenfunktionen erhalten bleiben und andererseits durch Sickerwässer keine nachteilige Veränderung von Grundwasser zu besorgen ist <BBodSchV 2004>.

„§ 9 Besorgnis schädlicher Bodenveränderungen

(1) Das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen nach § 7 des Bundes-Bodenschutzgesetzes ist in der Regel zu besorgen, wenn

- 1. Schadstoffgehalte im Boden gemessen werden, die die Vorsorgewerte nach Anhang 2 Nr. 4 überschreiten, oder*
- 2. eine erhebliche Anreicherung von anderen Schadstoffen erfolgt, die auf Grund ihrer krebserzeugenden, erbgutverändernden, fortpflanzungsge-fährdenden oder toxischen Eigenschaften in besonderem Maße geeignet sind, schädliche Bodenveränderungen herbeizuführen.*

[...]"

Entsprechend der Anwendung von BBodSchG/BBodSchV definiert Anhang 2 Nr. 4 der BBodSchV Vorsorgewerte für drei verschiedene Bodenarten (Ton, Lehm/Schluff, Sand). Welcher der drei Wertesets bevorzugt anzuwenden ist, ist von den konkreten Standortbedingungen, der Fragestellung und dem Gesamtzusam-menhang bei der Anwendung abhängig.

3.3.2.3 Ergänzende Quellen für die Definition schädlicher Verände-rungen

Die LAWA-Geringfügigkeitsschwellenwerte und die Vorsorgewerte der BBodSchV definieren entsprechend ihres Anwendungsgebiets eine begrenzte Auswahl an Stof-fen. Diese begrenzte Auswahl umfasst einige Stoffe nicht, die in einem Endlager für

wärmeentwickelnde radioaktive Abfälle eine Rolle spielen könnten. Um auch diese Stoffe einordnen zu können, werden im Folgenden weitere Quellen angegeben, die eine Einordnung der Schädlichkeit auch dieser Stoffe erlauben.

Die LAWA nimmt bei der Festlegung von Geringfügigkeitsschwellenwerten (GFS) in vielen Fällen Bezug auf die Trinkwasser-Verordnung <TrinkwV 2006>. Die LAWA-GFS unterscheiden sich dabei von den i. W. humantoxikologisch begründeten Grenz- und Indikatorwerten der TrinkwV teilweise nicht, teilweise sind sie mit ökotoxikologischer Begründung bis zum Faktor 5 niedriger angesetzt. Die TrinkwV kann für solche Stoffe ergänzend berücksichtigt werden, für die kein LAWA-GFS-Wert angegeben ist.

Als eine weitere ergänzende Quelle können die WHO-Guidelines für Trinkwasser <WHO 2006> berücksichtigt werden. Sie stellen Empfehlungen der World Health Organization der Vereinten Nationen für die Festlegung von Trinkwasser-Grenzwerten dar.

Eine weitere ergänzende Quelle, die zusätzlich zum deutschen Regelwerk und den WHO-Guidelines herangezogen werden kann, sind die primären Trinkwasser-Grenzwerte und die sekundär definierten Schutzwerte für Trinkwasser in den USA. Diese werden von der US-Bundesbehörde Environmental Protection Agency (EPA) festgelegt, soweit sie nach amerikanischem Bundesrecht definiert sind.

3.3.3 Zusammenstellung und Auswahl von Beurteilungswerten

Im Folgenden sind Beurteilungswerte für Wässer bzw. Lösungen und Vorsorgewerte für Böden angegeben.

3.3.3.1 Beurteilungswerte für Wässer und Lösungen

Die unterschiedlichen Grenz- und Vorsorgewerte für anorganische Parameter, die in den in Kapitel 3.3.2 genannten Referenzen angegeben sind, sind in Tab. 3.1 getrennt nach Kationen und Anionen zusammengestellt.

In den ersten drei Spalten der Tabelle sind die Namen und chemischen Formeln der Stoffe zusammen mit ihrem Wirkmechanismus angegeben. Die Wirkmechanismen sind aus <US-EPA 2003> und, sofern der Stoff dort nicht genannt oder näher beschrieben ist, aus diversen Einzeldarstellungen der WHO, der LAWA und aus berufsgenossenschaftlichen Informationen zu den Stoffen zusammengestellt. Sie geben den für die Festlegung der Beurteilungswerte überwiegend maßgeblichen Wirkungstypus des Stoffs an, bei manchen Stoffen sind auch mehrere Wirkmechanismen angegeben. Insgesamt ist aus dieser Klassifizierung erkennbar:

- Der überwiegende Teil der genannten Stoffe ist wegen ihrer öko- oder human-toxischen Wirkung nachteilig (Kennzeichnung „T“). Die Spanne der zugehörigen Konzentrationen, ab der bei Ingestion eine toxische Wirkung zu besorgen ist, reicht über drei Größenordnungen.
- Ein weiterer Teil der genannten Stoffe ist mit zulässigen Konzentrationen verzeichnet, unterhalb deren zwar keine toxische Wirkung eintritt, die aber eine

Grenze für geschmackliche, geruchliche oder farbliche Veränderung bei der Verwendung als Trinkwasser bezeichnen (Kategorie „G“). Auch solche Veränderungen sind für den hier anzuwendenden Maßstab als Beeinträchtigung und nachteilige Veränderung einzustufen. Die Spanne reicht dabei von Gehalten um 58 µg/l bei Zink (Wirkung: geschmackliche Wahrnehmung) bis über 250 mg/l bei Chlorid (Wirkung: salziger Geschmack).

- Für die dritte Wirkungskategorie „C“ für cancerogene Stoffe kann eine untere Wirkungsschwelle nicht angegeben werden. Die Anzahl der Stoffe mit diesem Wirkungsmechanismus ist vergleichsweise gering, die in Trinkwasser festgelegten maximalen Konzentrationen liegen bei etwa 10 µg/l und weisen die niedrigste Bandbreite auf.

Tab. 3.1 Zusammenstellung und Auswahl von Beurteilungswerten für nachteilig wirkende Stoffe in Lösungen, für Spalte „Wahl“ entscheidende Werte gelb markiert, Referenzen siehe Text

Anorg. Parameter Name/Formel/Wirkung**	LAWA		TrwV			WHO	US-EPA			Wahl
	GFS (µg/L)	Anh.2 T.I µg/L	Anh.2 T.II µg/L	Anh.3 Indik. µg/L	Guideline µg/L	MCLG ¹ µg/L	MCL µg/L	Secondary µg/L	µg/l	
Kationen										
Aluminium Al	T?				200				50	50
Ammonium NH ₄ ⁺	G				500					500
Antimon Sb	T	5		5		20	6	6		5
Arsen As	TC	10		10		10	0	10		10
Barium Ba	T	340				700	2.000	2.000		340
Beryllium Be	T						4	4		4
Blei Pb	T	7		10		10	0	15		7
Cadmium Cd	T	1		5		3	5	5		1
Chrom-III Cr ³⁺	TC	7								7
Chrom Cr	T		50			50	100	100		50
Eisen Fe	G				200				300	200
Kobalt Co	TC	8								8
Kupfer Cu	T	14		2.000		2.000	1.300	1.300	1.000	14
Mangan Mn	GT				50	400			50	50
Molybdän Mo	T	35				70				35
Natrium Na	G				200.000					200.000
Nickel Ni	T	14		20		70				14
Quecksilber Hg	T	0,2		1		60	2	2		0,2
Selen Se	T	7		10		10	50	50		7
Silber Ag	T								100	100
Thallium Tl	T	1					1	2		1
Uran U	TC					15		30		15
Vanadium V	T	4								4
Zink Zn	G	58							5.000	58
Anionen										
Bor BO ₃ ³⁻	G	740	1.000			500				740
Bromat BrO ₃ ⁻	C		10			10	0	10		10
Chlorid Cl ⁻	G	250.000			250.000				250.000	250.000
Cyanid CN ⁻	T	50	50			70	200	200		50
Fluorid F ⁻	T	750	1.500			1.500	4.000	4.000	2.000	750
Nitrat NO ₃ ⁻	T		50.000			50.000	44.300	44.300		44.300
Nitrit NO ₂ ⁻	T			500		3.000	3.290	3.290		500
Sulfat SO ₄ ²⁻	G	240.000			240.000				250.000	240.000

* Zielwerte, kein Grenzwert, bei Auswahl nicht berücksichtigt

** Wirkung: Hauptsächliche nachteilige Effekte; G: geschmackliche Veränderung; T: öko- oder human-toxisch; C: Cancerogen; ?: Wirkung unklar

Insgesamt ist aus den dargestellten Wirkungstypen erkennbar, dass die nachteiligen Wirkungen chemisch-toxischer Stoffe nach anderen Maßstäben bewertet werden müssen als dies bei radioaktiven Schadstoffen der Fall ist. Nur bei sehr wenigen Stoffarten („C“) liegt eine Vergleichbarkeit mit der (cancerogenen) Wirkung radiologischer Schadstoffe vor. Die weit überwiegende Anzahl an Stoffen ist einer vergleichenden Risikobewertung daher nicht zugänglich. Auch aus diesem Grund ist eine gesonderte Betrachtung chemisch-toxischer Stoffe erforderlich.

Die aufgelisteten Werte zeigen, dass

- die LAWA-Geringfügigkeitsschwellenwerte, sofern für die jeweilige Stoffart definiert, aufgrund ihres Vorsorgecharakters die restriktivsten Konzentrationen vorgeben; die einzige Ausnahme ergibt sich für Bor (als Borat), der Unterschied ist aber gering und der Wirkmechanismus basiert auf einer rein geschmacklichen Beeinträchtigung,
- die Trinkwassergrenzwerte der deutschen Trinkwasserverordnung, die WHO-Guidelines und die amerikanischen Grenzwerte („MCL“) zwar in vielen Fällen differieren, aber nur in wenigen Fällen gravierender auseinander liegen (insbesondere liegen einige MCLs oberhalb der Werte der TrinkwV und WHO-Guidelines). Das relativ einheitliche Bild lässt darauf schließen, dass die international etablierten Einschätzungen bezüglich geschmacklicher Beeinträchtigungen und Toxizitätseigenschaften der Stoffe relativ einheitlich betrachtet werden.

In der letzten Spalte ist der gewählte Beurteilungswert angegeben. Als generelle Regel wurde dabei vorrangig der Geringfügigkeitsschwellenwert der LAWA gewählt. Wurde dieser für eine Schadstoffart nicht festgelegt, wurde der jeweils niedrigste der aufgelisteten Trinkwassergrenzwerte herangezogen. Der Überblick zeigt, dass alle herangezogenen Quellen sinnvolle Beiträge zur Bestimmung von Beurteilungswerten liefern.

Die eher als „politisch gewünschte Zielwerte“ definierten „MCLG“ der US-EPA wurden bei der Auswahl nicht berücksichtigt, weil sie eine geringere sachliche und rechtliche Verbindlichkeit aufweisen. Sie sind hier zur Information wiedergegeben und zeigen, bei welchen Stoffen die Zielsetzung besteht, Belastungen künftig weiter zu verringern. Diejenigen Stoffe, auf die dies zutrifft, sind durchgängig die cancerogen wirkenden Stoffe sowie Thallium.

Insgesamt ist die sich nach diesem Algorithmus ergebende Liste nachteilig wirkender Stoffe recht vollständig. Sie deckt die sich gemäß Inventar (siehe AP II) in einem Endlager für wärmeentwickelnde radioaktive Abfälle vorkommenden Stoffarten nahezu vollständig ab. In dieser Liste nicht abgedeckte Stoffe sind entweder von ihrem Lösungs- und Mobilitätsverhalten oder vom Inventar her nicht relevant (z. B. Wolfram oder Iodid) oder hinsichtlich ihres geringen nachteiligen Einflusses auf die Wasserqualität nicht zu berücksichtigen.

Falls erforderlich, können für Stoffe, auf die diese Kriterien nicht zutreffen, analoge Geringfügigkeitsschwellen hergeleitet werden, indem eine vergleichende Bewertung der Wirkung, relativ zu aufgeführten Stoffen in der Liste, vorgenommen wird.

3.3.3.2 Vorsorgewerte für Böden

Vorsorgewerte für Böden sind im Bundesbodenschutzgesetz definiert und in der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) als Feststoffkonzentrationen konkretisiert. Im Unterschied zu Grundwasser und Trinkwasser sind hier weniger Schadstoffarten erfasst und auch international kaum Vergleichswerte für weitere Schad-

stoffarten verfügbar. Tab. 3.2 stellt die in der BBodSchV definierten Werte zusammen.

Tab. 3.2 Vorsorgewerte für Böden gemäß BBodSchV

Anorganische Parameter Vorsorgewerte nach § 8 Abs.2 Nr.1 BBodSchG		Bodenart		
		Ton	Lehm/Schluff	Sand
		mg/kg TM*	mg/kg TM*	mg/kg TM*
Blei	Pb	100	70	40
Cadmium	Cd	1,5	1	0,4
Chrom	Cr	100	60	30
Kupfer	Cu	60	40	20
Nickel	Ni	70	50	15
Quecksilber	Hg	1	0,5	0,1
Zink	Zn	200	150	60

* Massenkonzentration pro kg Trockenmasse

Die Vorsorgewerte sind nach drei verschiedenen Bodenarten (Ton, Lehm/Schluff, Sand) differenziert. Die Differenzierung basiert auf der Überlegung, dass

- die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen von den Sorptionseigenschaften des Bodens abhängt,
- die Auswaschbarkeit von Schadstoffen, über deren Auflösung in Sickerwasser und Transport in Grundwasser, von den gleichen Eigenschaften bestimmt wird.

Bei der Auswahl, welcher Beurteilungswert in einem bestimmten Zusammenhang zu wählen ist, ist die Bodenart mit den ähnlichsten Eigenschaften zu bestimmen. Bei der Endlagerung in Tonstein ist diese Auswahl eindeutig. Es kann aber Fälle geben, in denen die Bodenart „Lehm/Schluff“ den Verhältnissen am nächsten kommt. Konservativ wäre hingegen die Bodenart „Sand“, da sie generell die niedrigsten Vorsorgewerte aufweist.

3.3.4 Anwendungsfälle für Beurteilungswerte

Im Zusammenhang mit der Endlagerung wird in Sicherheitsanalysen die Auflösung von Schadstoffen im Endlagernahbereich und, falls dies möglich ist, deren Migration im einschlusswirksamen Gebirgsbereich und ihr Übergang in Grund- und Oberflächenwässer betrachtet. Je nach den betrachteten Medien (Lösungen, Wässer, Feststoffe) ist dabei der zutreffende Beurteilungswert entsprechend zu wählen.

In Abb. 3.1 ist für die verschiedenen Raumbereiche und verschiedene Medien angegeben, welche Vorsorgewerte beim Vergleich von Konzentrationen sinnvoll anwendbar sind.

Die schematische Darstellung zeigt, dass

- Lösungskonzentrationen stets mit dem LAWA-GFS-Wert zu vergleichen sind,
- Feststoffkonzentrationen in sinnvoller Weise nur mit dem Vorsorgewert gemäß BBodSchG/BBodSchV vergleichbar sind.

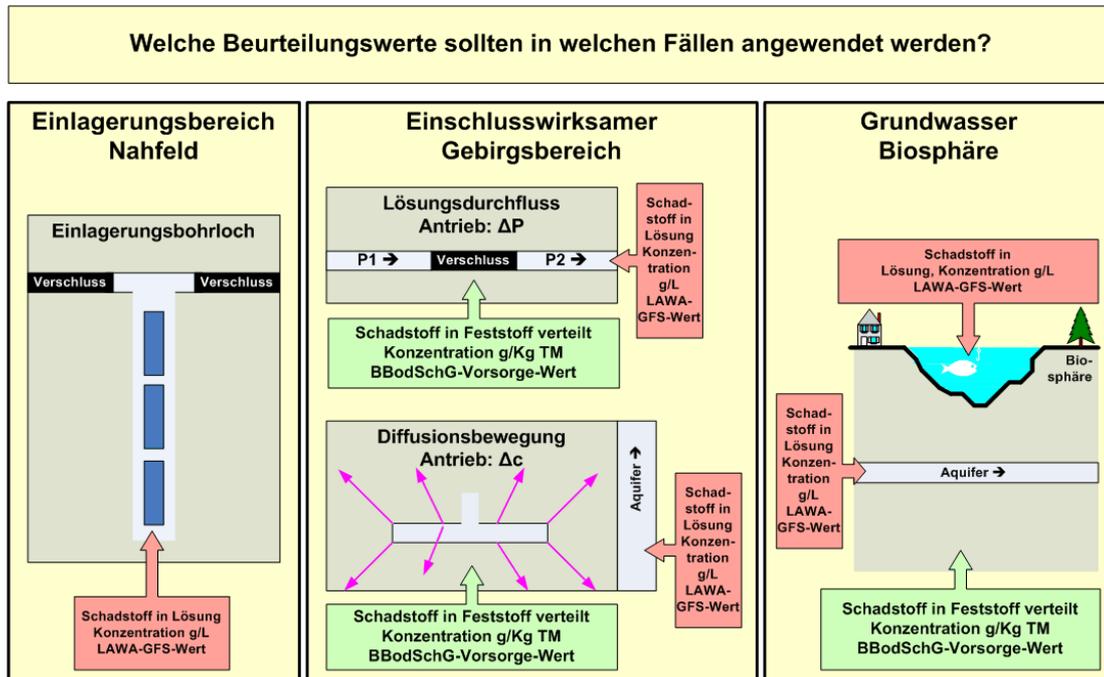


Abb. 3.1 Anwendbarkeit von Beurteilungswerten

Für den Fall, dass ein Nachweis der Geringfügigkeit geführt werden soll, kann dies

- im Einlagerungsbereich dadurch erfolgen, dass die Lösungskonzentration mit dem LAWA-GFS-Wert verglichen wird,
- in einem homogenen Bereich mit diffusiv verteiltem Schadstoff dadurch erfolgen, dass die Feststoffkonzentration mit dem Vorsorgewert des BBodSchG bzw. der BBodSchV verglichen wird,
- in einem Aquifer durch Vergleich mit dem LAWA-GFS-Wert erfolgen.

Die korrekte Unterscheidung dieser Vergleichswerte ist relevant, weil sich beide nicht nur im Verhältnis der Dichte (des Feststoffs, der Lösung) voneinander unterscheiden. Der Unterschied ist viel größer und liegt im Bereich von knapp drei Größenordnungen. Er lässt sich daraus erklären, dass die Auswaschung eines Schadstoffes aus einem Feststoffgemisch erfahrungsgemäß durch begrenzte Durchflussraten sowie durch Sorptions-, Diffusions- und Verteilungsvorgänge gehemmt ist und langsamer vor sich geht. Bei gelösten Schadstoffen in Flüssigkeiten bestehen diese Hemmnisse nicht.

3.3.5 Fehlende Maßstäbe und Bewertung offener Punkte

Vergleichswerte zur Bewertung, ob eine Schadstoffkonzentration im Grundwasser die Qualität beeinträchtigt, sind für anorganische Stoffe mit einer großen Bandbreite vorhanden. Sie werden als Geringfügigkeitsschwellenwerte bezeichnet.

Für Stoffe, die in der Publikation der LAWA nicht angegeben sind, aber mit nennenswertem Inventar in ein Endlager gelangen und sich bei der Sicherheitsanalyse mit nennenswerten Konzentrationen in Grundwasser zeigen könnten, kann auf die von der LAWA formulierte Methodik zur Ermittlung fehlender Bewertungsgrundlagen zurückgegriffen werden, die eine Festlegung von GFS-Werten auf dem jeweiligen Stand der Kenntnisse ermöglicht. Die Festlegung erfolgt dabei jeweils abgestuft über eine human- und ökotoxikologische Bewertung. Für Schadstoffe, deren Datenbasis für eine solche stufenweise Bewertung zu gering ausgeprägt ist, legt die LAWA einen GFS-Wert von 0,01 µg/L fest. Mit der von der LAWA vorgegebenen Methodik lässt sich also grundsätzlich für alle Schadstoffe ein GFS-Wert ermitteln. Ob über die hier angegebenen Beurteilungswerte (26 Kationen, acht Anionen) hinaus noch für andere Schadstoffe GFS-Werte ermittelt und festgelegt werden müssen, muss letztlich die Lösungs- und Transportmodellierung in Verbindung mit der Inventarermittlung zeigen. Die Methodik, wie bei der Festlegung von GFS-Werten vorzugehen ist, wird jedenfalls in <LAWA 2004> vollständig angegeben.

Weniger umfangreich ist die Bandbreite an Vorsorgewerten für Böden. Hier sind nur sieben Kationen angegeben. Das Vorgehen bei der Festlegung von Werten für Kationen und Anionen, die derzeit nicht in der Parameterliste der Verordnung vorhanden sind, ist nicht explizit vorgegeben. Bei der Ableitung spielen erkennbar zwei Aspekte eine zentrale Rolle:

- die human- und ökotoxikologische Bewertung der Wirkung des Stoffs, und
- seine Mobilitätseigenschaften (ableitbar aus den unterschiedlichen Werten für verschiedene Bodenarten).

Falls im Rahmen der Nachweisführung Beurteilungswerte für andere Stoffe erforderlich werden, sind diese aus den beiden Begründungszusammenhängen herzuleiten.

4 Inventarermittlung und Bewertung

Bei radiologischen Betrachtungen ist es (nicht nur bei Endlagern) üblich, die Gesamtmenge der eingelagerten radioaktiven Stoffe zu ermitteln, weil diese in erster Näherung ein Maß für die potentielle Gefährdung, für die zu erreichende Einschlussqualität und die notwendige Rückhaltung dieser Stoffe ergibt. Das radiologische **Inventar** wird gebildet, indem alle enthaltenen radioaktiven Stoffe aufsummiert werden. Dies erfolgt für alle enthaltenen Radionuklide getrennt, so dass sich letztlich eine Liste der eingelagerten Radionuklide mit ihrem jeweiligen Inventar ergibt. Dabei ist eine Erfassung aller Bestandteile (Radionuklide) bis herunter zu Gehalten im Bereich weniger Becquerel Aktivität (entspricht auf Massen bezogen dem ppb-Bereich) relativ einfach, da für die meisten hochradioaktiven Stoffe entweder entsprechende Abbrandrechnungen vorliegen oder über feste Nuklidrelationen (Nuklidvektoren) auch verlässliche Schätzungen über gering radioaktive Nebenbestandteile vorgenommen werden können, die selbst messtechnisch kaum mehr erfasst werden können. Das im Voraus geschätzte Inventar ist letztlich die Basis für Freisetzungsberechnungen und für den Sicherheitsnachweis von Nuklearanlagen. Oft ist das zulässige Inventar auch genehmigungsrechtlich eingegrenzt, die Einhaltung der Begrenzung ist während des Betriebs durch Messung und Bilanzierung zu verifizieren. Entsprechend seiner Bedeutung für die Sicherheitsaussagen steht die Vollständigkeit aller im Voraus geschätzten und bilanzierten Inventarbestandteile im Mittelpunkt. Der Begriff des Inventars spielt daher in der radiologischen Betrachtung generell eine gewichtige sicherheitstechnische Rolle.

Außerhalb der Nukleartechnik ist die Bedeutung des Inventarbegriffes hingegen gering, seine Verwendung ist eher ungewöhnlich. Es ist z. B. weder bei Untertagedeponien noch bei Versatzbergwerken üblich, den Inventarbegriff anzuwenden, auch eine Bilanzierung der eingelagerten Stoffe erfolgt nicht (Details siehe die Untersuchung der Anwendungsbeispiele in AP I). Selbst bei Versatzbergwerken in Formationen ohne vollständigen Einschluss ist es nicht üblich, die Menge an einlagerbaren Schadstoffen insgesamt zu begrenzen: begrenzt wird stattdessen bei der Zulassung des Abfalls z. B. für den Versatz das Lösungspotential an Schadstoffen beim Kontakt mit Wasser unter genormten Bedingungen, gemessen als Schadstoffkonzentration in der Lösung. Da die Schadstoffzusammensetzung des Materials selbst typisch für jede Abfallart ist und keiner physikalischen Gesetzmäßigkeit unterliegt, ist die Schätzung und Erfassung von Nebenbestandteilen messtechnisch relativ viel aufwändiger als bei radioaktiven Stoffen. Aufgrund der Möglichkeiten moderner chemischer Analytik werden Schadstoffgehalte an einzulagernden Abfällen in UTDs zwar bei der Eingangsprüfung einer Abfallcharge an entnommenen Stichproben gemessen und dokumentiert, eine systematische Erfassung dieser Daten über z. B. eine gesamte Einlagerungskammer oder die gesamte Untertagedeponie oder ein Versatzbergwerk erfolgt aber nicht. Ihr käme auch keinerlei sicherheitstechnische oder genehmigungsrechtliche Bedeutung zu, sofern der vollständige Einschluss für die UTD oder das Versatzbergwerk nachgewiesen ist.

Die unterschiedlichen Herangehensweisen sind offenkundig. Beim Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen sollen, soweit dies möglich ist und aus sicherheitstechnischer Sicht als sinnvoll erscheint, Erkenntnisse aus der radiologischen Sicherheitsbeurteilung verwendet werden. Dabei geht es beim Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen um alle jene Szenarien, die im Nachweiszeitraum von 1 Mio. Jahren mit Freisetzungen von Stoffen nach außerhalb des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs und in schützenswerte Grundwasserbereiche verbunden sein können. Für diese Einwirkungen ist quantitativ zu ermitteln, welche freigesetzten Schadstoffkonzentrationen daraus resultieren. Diese sind daraufhin zu beurteilen, ob sie als geringfügig im Sinne des WHG anzusehen sind. Die Aufgabenstellung ähnelt in vielen Aspekten der Aufgabenstellung beim radiologischen Nachweis, nämlich in den folgenden Stufen:

- Ermittlung des voraussichtlichen Inventars an eingelagerten und damit potentiell freisetzbaren Schadstoffen (Inventarisierung),
- Auflösung von Behälter-, Abfall- und Versatzbestandteilen bei Kontakt mit Porenwässern oder ggf. auch anderen Lösungen (Quellterm-Ermittlung),
- Diffusion von Schadstoffen, erforderlichenfalls auch advective Ausbreitung kontaminierter Lösungen, über den einschlusswirksamen Gebirgsbereich sowie über andere Wegsamkeiten (z. B. über technische Verschlussbauwerke, verschlossene Schächte, reaktivierte geologische Störungen),
- Übergang transportierter Schadstoffe vom einschlusswirksamen Gebirgsbereich in den schützenswerten Grundwasserbereich.

Die weiteren Ausbreitungsstufen, die im radiologischen Nachweis eine Rolle spielen (entweder Ausbreitung über Deckgebirgsschichten in die Biosphäre bis zum Menschen oder über die Kontamination eines Tiefbrunnens), einschließlich der zugehörigen Nutzungspfade und Dosisberechnungen, sind spezifisch für den radiologischen Nachweis und für den Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen nicht mehr zu betrachten.

Wie eingangs beschrieben, ist die Inventarisierung im Bereich des Umgangs mit gefährlichen Stoffen ein unübliches Vorgehen, es gibt wenige Vorbilder und Orientierungshilfen. Um beim Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen die Vorgehensweise in den ersten vier Schritten des radiologischen Nachweis nutzen zu können, sind daher Überlegungen zum analogen Vorgehen anzustellen. Damit die erste der vier Stufen für den Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen, die Inventarermittlung, sinnvoll durchlaufen werden kann, sind die folgenden, aus den unterschiedlichen Herangehensweisen resultierenden Fragen zu bearbeiten und zu beantworten:

- Welche Materialien, die in ein Endlager gelangen, müssen dort auch verbleiben und kommen so überhaupt als Beitrag zum chemisch-toxischen Inventar in Frage?
- Welche im Endlager verbleibenden Materialien erfüllen umwelthygienische Standards bereits so, dass ihre Verwendung außerhalb des Endlagers unein-

geschränkt bzw. unter definierten Randbedingungen zulässig ist und kein Besorgnis einer Beeinträchtigung von Boden oder Grundwasser auslösen?

- Für alle Materialien, die im Endlager verbleiben müssen und die aufgrund ihrer Zusammensetzung oder Eigenschaften nicht ohne Weiteres aus dem chemisch-toxischen Inventar ausgeschlossen werden können: Welche chemischen Bestandteile sind in diesen Materialien mit welcher chemisch-analytischer Auflösung bzw. ab welchen Mindestgehalten zu ermitteln, zu erfassen und beurteilungsrelevante chemisch-toxische Inventar aufzusummieren.
- Für alle chemisch-toxischen Bestandteile des so zu bildenden Inventars: ab welchen Untergrenzen an Gesamtinventar ist eine Berücksichtigung in den weiteren drei Stufen des quantitativen Nachweises erforderlich?

Die Antworten auf diese Fragestellungen zum Inventar haben nicht nur für den chemisch-toxischen Sicherheitsnachweis im Rahmen des genehmigungsrechtlichen Verfahrens für das Endlager Bedeutung. Sie machen darüber hinaus deutlich,

- welche Kenntnisse über die Zusammensetzung eingebrachter Materialien im Laufe der Errichtung und während des Betriebs zu erheben und zu dokumentieren sind, um z. B.
 - die jeweilige Verwendbarkeit des vorgesehenen Materials für den angestrebten Zweck schlüssig zu begründen,
 - seine Qualitätsmerkmale zu definieren und im Rahmen von Eingangsprüfungen zu überwachen bzw. verifizieren, oder
 - im Rahmen des bergrechtlichen Abschlussbetriebsplans bzw. der Zulassung zum Übergang in die Nachbetriebsphase abschließend den Nachweis zu erbringen, dass kein Anlass zur Besorgnis in wasserrechtlicher Hinsicht besteht,
- auf welche Stoffbestandteile in welchen Materialien es für den Nachweis ankommt und welche anderen Stoffbestandteile eher von untergeordneter Bedeutung sind.

Diese Fragen werden in den nachfolgenden Kapiteln systematisch bearbeitet. Im ersten Schritt (Kapitel 4.1) geht es darum, welche Materialien in einem Endlager im chemisch-toxischen Inventar zu erfassen sind und für welche Materialien andere Möglichkeiten für den Nachweis bestehen, dass Beeinträchtigungen der Wasserqualität nicht zu besorgen sind. In Kapitel 4.2 werden Indikatoren für die Relevanz von Stoffinventaren hergeleitet und begründet. An den Indikatoren wird an Beispielen deren Anwendung im Rahmen der Stoffauswahl demonstriert. Die Anwendbarkeit dieser Indikatoren wird charakterisiert und bewertet.

4.1 Inventarermittlung: Ermittlung relevanter Inventarbestandteile

Grundlage einer Geringfügigkeitsuntersuchung für chemisch-toxische Stofffreisetzungen aus dem Endlager im Hinblick auf den Ausschluss der Besorgnis einer schädlichen Verunreinigung oder nachteiligen Veränderung des Grundwassers ist die Ermittlung des beurteilungsrelevanten chemisch-toxischen Inventars. In der Vergangenheit wurde dabei meist so vorgegangen, dass Abfälle, Behälter, Versatzmaterialien und die Materialien von Verschlussbauwerken auf ihre Elementgehalte hin untersucht, mit den in das Endlager gelangenden Massen multipliziert und schließlich aufsummiert werden (so z. B. zuletzt in <Buchheim 2005>). In vielen Fällen führt dieses Vorgehen dazu, dass die Elemente in Versatzmaterialien wegen der großen Massen die Summen dominieren. Die Frage, ob eine natürlich vorkommende größere Bentonit-Lagerstätte oder die Verwendung von großen Mengen handelsüblichen Betons, beide wegen der Mengen mit entsprechend großen Elementinventaren ausgestattet, dem Schutzbedürfnis gemäß WHG entgegen steht, gerät dabei aus dem Blickfeld.

Im AP II (s. Anhang 2) konnte gezeigt werden, dass die Bestandteile des Inventars bereits heute hinreichend genau bekannt sind. Zusätzlich zu den in AP II aufgelisteten Inventarangaben stehen bei einem zu führenden Nachweis folgende Informationsquellen zur Verfügung:

- **Spezifizierte Gehalte:** Eine Reihe von Stoffen ist im jeweiligen Abfall oder Werkstoff spezifiziert, d.h. der Hersteller garantiert die Einhaltung der spezifizierten Maximalgehalte bzw. der festgelegten Bandbreiten. Bei spezifizierten Gehalten erfolgt eine entsprechende chemische Analyse (z. B. pro Charge), die dabei festgestellten Gehalte werden in einem entsprechenden Garantie-Dokument des Herstellers festgehalten und dem Abnehmer des Abfalls oder des Produkts übermittelt.
- **Materialanalysen:** Über das spezifizierte Stoffspektrum hinaus werden Chargenanalysen auch für nicht spezifizierte Stoffanteile durchgeführt und in der chargenbezogenen Dokumentation des Herstellers bereitgestellt. Die Untersuchungsmethoden und das untersuchte Stoffspektrum ist in einschlägigen Normen sowie nach branchenspezifischen Standards (z. B. für Stahl, Zement, etc.) festgelegt. Solche Analysenergebnisse werden dem Abnehmer in vielen Fällen regelmäßig mit den Garantieanalysen übermittelt, bei Bedarf erfolgt die Übermittlung auf Anfrage.
- **Materialspezifische Typanalysen:** Über chargenbezogene Garantie- und Analysenwerte hinaus verfügt der Hersteller eines Werkstoffs über materialbezogene Typanalysen seiner Werkstoffe. Diese geben typische Bandbreiten an Gehalten in seinen Produkten an und basieren auf der vorliegenden Produktionserfahrung. Hierin sind oft auch Gehalte an solchen Stoffen angegeben, für die keine Gehalte spezifiziert sind, die nicht für jede Produktionscharge analysiert werden und bei denen die chemische Analyse stichprobenartig und seltener erfolgt.

Typanalysen sind meist bereits Bestandteil der Produktbeschreibung (z. B. für eine bestimmte Stahlsorte eines bestimmten Herstellers).

Die chemischen Analysen erfolgen dabei mittels genormter Methoden mit branchenspezifisch bzw. bei Bedarf auch mit einzelvertraglich festgelegten Bestimmungsgrenzen. Nach dem derzeitigen Stand der Technik sind Bestimmungsgrenzen im ppm-Bereich bzw. in mg/kg üblich. Werden die beschriebenen Informationsquellen erfasst und zusammengeführt, ist eine gesonderte quantitative Untersuchung der Abfälle oder verwendeten Werkstoffe nicht erforderlich, es reicht eine repräsentative und nach branchenüblichen Methoden qualitätsgesicherte Typisierung der relevanten Werkstoffe aus.

Diese erweiterte Sammlung von verfügbaren Stoffdaten bereits im Vorfeld eines Nachweises ist in jedem Fall sinnvoll, da ja anhand der Voraus-Schätzung zum Inventar eines Stoffes jeweils eingeschätzt werden muss, ob es sich um einen relevanten Beitrag zum Inventar handelt bzw. ob die entsprechenden Geringfügigkeitsinventare unter- oder überschritten werden.

4.1.1 Ausschlusskriterien für Materialien

Im Folgenden wird hergeleitet, welche Kriterien und Maßnahmen zu einem begründeten Ausschluss der Endlagerkomponenten aus dem chemisch-toxischen Inventar führen.

Der Grundgedanke hierbei ist, dass das Endlager für hochradioaktive Abfälle ist dabei nicht der Entsorgung von hochgiftigen Stoffen gewidmet, sondern der Endlagerung von ganz bestimmten wärmeentwickelnden hochradioaktiven Stoffen. Das heißt, dass chemisch-toxische Stoffe nicht als Abfall eingelagert (UTD) oder im Endlager stofflich verwertet (Versatzbergwerk) werden. Chemisch-toxische Stoffe gelangen lediglich als unvermeidliche Bestandteile

- der Abfallbehälter,
- der radioaktiven Abfälle
- des Versatzmaterials,
- der Endlagerinfrastruktur und der Baumaterialien,

in definiertem Umfang in das Endlager.

Das sich hieraus ergebende Inventar chemisch-toxischer Stoffe ist für bestimmte Inventarbestandteile auf einfache Weise und unter Anwendung bestehender Richtlinien bestimmbar, ohne dass hierfür besondere Nachteile hinsichtlich Materialeigenschaften, Aufwand oder Kosten in Kauf genommen werden müssen. Die Grundüberlegung hierbei ist, dass Werkstoffe und Baumaterialien, die nach heute geltenden Regeln gegenüber dem hier vorrangig zu betrachtenden Schutzgut Grundwasser als umwelthygienisch unbedenklich angesehen werden und entweder unbeschränkt oder unter definierten Randbedingungen verwendet werden dürfen, auch im Endlager für hochradioaktive Abfälle Verwendung finden können, ohne dass sie hierfür

einer besonderen Prüf- oder Nachweispflicht im Hinblick auf die Langzeitsicherheit unterliegen.

Dabei können, soweit allgemein gebräuchliche Werkstoffe verwendet werden, auch allgemein anerkannte Standards (DIN/EN, LAGA) bereits in der Planung bzw. im Genehmigungsverfahren zugrunde gelegt werden. Soweit diese Standards Standorteigenschaften berücksichtigen, wie z. B. die unterschiedlichen Einbauklassen der LAGA unter Berücksichtigung der hydrogeologischen Situation und technischer Sicherungsmaßnahmen, kann von den Eigenschaften des Endlagers (hier i. W. die günstige hydrogeologische Situation, die Verschlussbauwerke und der sorgfältig ausgewählte einschlusswirksame Gebirgsbereich) Kredit genommen werden. Der Nachweis der Einhaltung der sich daraus ergebenden Anforderungen ist dann eine Aufgabe der Qualitätssicherung während des Baus und Betrieb des Endlagerbergwerks.

Im Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen besteht dann keine Veranlassung, nach gültigen Regeln schadstoffminimierte oder zumindest auf Endlagerbedingungen optimierte Bau- oder Werkstoffe im Hinblick auf ihre Chemotoxizität einer besonderen Prüfung zu unterziehen, da sie keinen Beitrag zum chemisch-toxisch relevanten Inventar leisten.

Für den Nachweis im Einzelfall sind Verfahren und Grenzwerte heranzuziehen, die dem zum Zeitpunkt der Planung/Ausführung bestehenden Stand der Technik entsprechen. Für den hier betrachteten Aspekt des Grundwasserschutzes sind dies derzeit die in <LAGA 2003, 2004a, 2004b> und in <VersatzV 2006> benannten Verfahren und Orientierungswerte. Zukünftige Weiterentwicklungen, Ergänzungen der Parameterlisten und Anpassung von Beurteilungswerten sind zum Zeitpunkt des konkreten Genehmigungsverfahrens festzustellen und zu berücksichtigen, insofern können die hier diskutierten Prüfparameter keinen abschließenden Kriterienkatalog darstellen.

Die im Folgenden diskutierten Möglichkeiten des Ausschlusses z. B. von Versatzmaterialien aus dem chemisch-toxisch relevanten Inventar beziehen sich ausschließlich auf ihre Behandlung im Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen. Falls aus anderen Gründen, z. B. aus Gründen der sicherheitstechnischen Auslegung oder des Arbeits- und Gesundheitsschutzes unter Tage, weitere Sicherheitsstandards anzusetzen sind, gelten die jeweils niedrigeren Beurteilungswerte vorrangig. Höhere Beurteilungswerte aus anderen Schutzbereichen sind hingegen nicht generisch begründbar, sondern würden eine besondere Behandlung im Genehmigungsverfahren erfordern. Da die nachfolgend beschriebenen Empfehlungen dem Stand der Technik entsprechen und ohne unangemessene Schwierigkeiten umsetzbar sind, besteht hierzu aber kein Anlass. Insofern stellt das vorgeschlagene Verfahren zum Ausschluss von Materialien aus dem Inventar auch eine deutliche Vereinfachung der Nachweisführung und des Genehmigungsverfahrens dar.

4.1.2 Inventarermittlung bei den eingelagerten Abfällen

Bei Abfallbehältern und eingelagerten radioaktiven Abfällen können chemisch-toxische Schadstoffgehalte nicht von vorneherein ausgeschlossen werden. Ein wesentlicher Teil der Abfälle und Abfallgebinde liegt vor, ist nach den Erfordernissen des Strahlenschutzes und der kerntechnischen Sicherheit hergestellt worden oder wird im Hinblick auf die erforderlichen Annahmebedingungen des Endlagers hergestellt werden. Für die Abfallgebinde ist also ein Inventar aufzustellen, anhand dessen die weiterführenden Untersuchungen und Berechnungen zur Relevanz der enthaltenen chemisch-toxischen Stoffe für den Grundwasserschutz durchgeführt werden können.

Bestandteile dieses Abfallgebindeinventars sind

- Werkstoffe,
- Kernbrennstoff,
- Aktiniden, Spalt- und Aktivierungsprodukte einschließlich deren radioaktiven und stabilen Zerfallsprodukten.

Das bei der Inventarermittlung zu berücksichtigende Stoffspektrum kann dabei bereits vor einer genaueren Ermittlung des Abfallgebindeinventars argumentativ eingegrenzt werden:

- Stoffe, die nicht als Schadstoff im Sinne einer chemisch-toxischen Relevanz anzusehen sind, sind zu identifizieren. Diese Stoffe (Beispiele: Silizium, Kohlenstoff, Wasserstoff) können aus der Bilanz des Abfallgebindeinventars ausgeklammert werden. Spielen diese Stoffe z. B. beim geochemischen Milieu eine Rolle, verbleiben die entsprechenden Mengen- und Konzentrationsangaben im berücksichtigten Spektrum, für den eigentlichen Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen im engeren Sinne (Ausbreitungsrechnung, Vergleichswerte, etc.) spielen sie aber keine Rolle.
- Zum Stoffspektrum können je nach Endlagerkonzept auch Sulfat und Chlorid gehören. Diese sind zwar nicht chemisch-toxisch im engeren Sinne, können aber in erhöhten Konzentrationen Grundwasser ungenießbar machen (vgl. Kapitel 3). Entscheidend für die Aufnahme dieser im Abfall vorhandenen Stoffe in das Inventar ist aber, ob durch diese Stoffarten durch den Betrieb und Nachbetrieb des Endlagers tatsächlich eine Beeinflussung des Grundwassers erfolgen kann, d. h. ob der Austrag dieser Stoffe vorhabensbezogen erhöht wird oder auf einem ohnehin geogen vorgeprägtem Niveau verbleibt. Eine durch das Endlager verursachte, gegenüber geogenem Niveau geringfügige Erhöhung der Frachten oder Konzentrationen dieser Stoffe um z. B. einige Prozent ist in diesem Fall nicht als relevant einzustufen.
- Bei der Ermittlung des Abfallgebindeinventars können selten verwendete Stoffe auftreten, für die es aus den bestehenden wasserrechtlichen Regelwerken keine Geringfügigkeitsschwellenwerte zur Bewertung ihrer Relevanz im Schutzgut Grundwasser gibt (z. B. für einige stabile Endprodukte des radioaktiven Zerfalls von Spalt- und Aktivierungsprodukten). Das Nichtvorhandensein

entsprechender Beurteilungswerte bedeutet nicht per se, dass diese Stoffe ungefährlich sind und demzufolge in einem Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen nicht zu berücksichtigen wären. Ihr Inventaranteil ist also ebenfalls zu ermitteln bzw. aufgrund der Angaben in vorliegenden Typanalysen zu schätzen. Ergibt der öko- und humantoxikologische Kenntnisstand keinen weiteren Aufschluss zu heranziehbaren Beurteilungswerten, sind hierfür stoffspezifische Geringfügigkeitsschwellen analog zum Vorgehen der LAWA abzuleiten (siehe Kapitel 3).

Im Hinblick auf die Abfälle und die Behältermaterialien konnte das Inventar an bestimmten, häufig anzutreffenden und in den einschlägigen Regelwerken zum Grundwasserschutz benannten anorganischen Stoffe näherungsweise beschrieben werden.

Die Bestimmungsgrenzen der für die im Rahmen des Projekts recherchierten Daten aus allgemein zugänglichen Quellen liegen in der Größenordnung von 0,1 - 1,0 % und sind damit im Vergleich zu sonstigen umweltchemischen Datenbasen vergleichsweise grob. Im konkreten Nachweisverfahren kann es daher erforderlich werden, die chemische Zusammensetzung der relevanten Inventarbestandteile (d. h. i. W. der Abfallbehälter und, soweit nicht vorhanden, der Abfälle selbst) mit einer nach umwelthygienischen Standards üblichen Genauigkeit (ppm) zu ermitteln. Dabei kann auf Daten zurückgegriffen werden, die seitens der Werkstoffhersteller ohnehin standardmäßig erhoben werden.

Dazu stehen folgende Informationsquellen zur Verfügung:

- **Spezifizierte Gehalte:** Eine Reihe von Stoffen ist im jeweiligen Abfall oder Werkstoff spezifiziert, d.h. der Hersteller garantiert die Einhaltung der spezifizierten Maximalgehalte bzw. der festgelegten Bandbreiten. Bei spezifizierten Gehalten erfolgt eine entsprechende chemische Analyse (z. B. pro Charge), die dabei festgestellten Gehalte werden in einem entsprechenden Garantie-Dokument des Herstellers festgehalten und dem Abnehmer des Abfalls oder des Produkts übermittelt.
- **Materialanalysen:** Über das spezifizierte Stoffspektrum hinaus werden Chargenanalysen auch für nicht spezifizierte Stoffanteile durchgeführt und in der chargenbezogenen Dokumentation des Herstellers bereitgestellt. Die Untersuchungsmethoden und das untersuchte Stoffspektrum ist in einschlägigen Normen sowie nach branchenspezifischen Standards (z. B. für Stahl, Zement, etc.) festgelegt. Solche Analysenergebnisse werden dem Abnehmer in vielen Fällen regelmäßig mit den Garantieanalysen übermittelt, bei Bedarf erfolgt die Übermittlung auf Anfrage.
- **Materialspezifische Typanalysen:** Über chargenbezogene Garantie- und Analysenwerte hinaus verfügt der Hersteller über materialbezogene Typanalysen seiner Werkstoffe. Diese geben typische Bandbreiten an Gehalten in seinen Produkten an und basieren auf der vorliegenden Produktionserfahrung. Hierin sind oft auch Gehalte an solchen Stoffen angegeben, für die keine Gehalte spezifi-

ziert sind, die nicht für jede Produktionscharge analysiert werden und bei denen die chemische Analyse stichprobenartig und seltener erfolgt. Typanalysen sind meist bereits Bestandteil der Produktbeschreibung (z. B. für eine bestimmte Stahlsorte eines bestimmten Herstellers).

Die chemischen Analysen erfolgen dabei herstellerseitig stets mittels genormter Methoden mit branchenspezifisch bzw. bei Bedarf auch mit einzelvertraglich festgelegten Bestimmungsgrenzen. Nach dem derzeitigen Stand der Technik sind Bestimmungsgrenzen im ppm-Bereich bzw. in mg/kg üblich.

Werden die beschriebenen Informationsquellen erfasst und zusammengeführt, ist eine gesonderte quantitative Untersuchung der Abfälle oder verwendeten Werkstoffe nicht erforderlich, es reicht eine repräsentative und nach branchenüblichen Methoden qualitätsgesicherte Typisierung der relevanten Werkstoffe aus. Der Umfang der bei den Werkstoffen der Abfallbehälter zu beachtenden Parameter sollte dabei mindestens die in Kap. 3.3.3.1, Tab. 3.1 genannten anorganischen Stoffe umfassen.

4.1.3 Inventarermittlung beim Versatzmaterial

Für das im Endlagerbergwerk zu verwendende Versatzmaterial können die erforderlichen Eigenschaften unter Berücksichtigung des jeweiligen Wirtsgesteins bereits in der Planungsphase definiert werden. Dabei kann die Verwendung gefährlicher Abfälle zur Herstellung von Versatzmaterial grundsätzlich und unabhängig vom Wirtsgesteinstypus ausgeschlossen werden. Auch wenn die Verwendung gefährlicher Abfälle durch den Nachweis des sicheren Einschlusses in einem Endlager im Salzgestein (analog zu einem Versatzbergwerk auf Grundlage der <VersatzV 2006>) grundsätzlich denkbar wäre, sollte im Hinblick auf die Aufgabenstellung des Endlagers hier eine klare Grenze gezogen werden, da das Endlager für hochradioaktive Abfälle explizit nicht dafür bestimmt ist, gefährliche Abfälle zu beseitigen oder einer stofflichen Verwertung zuzuführen.

Beim Versatz finden in einem Endlager in Steinsalz und in Tonstein unterschiedliche Materialien Verwendung, daher ist im Folgenden nach beiden Typen differenziert.

4.1.3.1 Versatz von Endlagern in Steinsalz

Für ein Endlager im Salzgestein bietet sich an, als Versatzmaterial Salz zu verwenden, das beim Auffahren der Hohlräume ohnehin anfällt. Ist beim Endlager in Steinsalz der vollständige Einschluss nachgewiesen, dann hat die Verwendung dieses Verfüllmaterials keine Veränderung des Grundwassers zur Folge, eine Inventarisierung dieses Verfüllmaterials muss dann ebenfalls nicht erfolgen.

Ist kein vollständiger Einschluss nachgewiesen, dann muss unter Berücksichtigung der Zusammensetzung des Versatzmaterials eine Quantifizierung der Veränderung im Grundwasser erfolgen. Ist diese im Vergleich zu den gegebenen geogenen Verhältnissen von vernachlässigbarem Umfang, z. B. bei der Verwendung von standorteigenem oder vergleichbar zusammengesetztem Salz, kann eine Inventarisierung dieses Versatzmaterials unterbleiben. Nur wenn die vorhabensbezogene Verände-

rung der Grundwasserbeschaffenheit durch das Endlager und das Versatzmaterial relevanten Umfang annehmen sollte, ist Menge und Zusammensetzung des Versatzmaterials zu quantifizieren.

4.1.3.2 Versatz von Endlagern im Tonstein

Für ein Endlager in Tonstein sind als Versatzmaterialien Tone oder andere silikatische Gesteinsgemische eingesetzt werden. Bei ihrer allgemeinen Verwendung als Baumaterialien unterliegen diese den Qualitätsanforderungen der LAGA <LAGA 2003, 2004a, 2004b>. Aufgrund der für das Endlager nachzuweisenden Eigenschaften (sicherer Einschluss), der zu unterstellenden günstigen hydrogeologischen Situation (geringe Durchlässigkeit, Mindestabstand zum nächstgelegenen Grundwasserleiter) und aufgrund der aus radiologischen Gründen notwendigen technischen Sicherungsmaßnahmen zur Sicherstellung des Einschlusses (Verschlussbauwerke) kann hier Versatzmaterial einer Qualität analog zur allgemeinen Verwendung als Baumaterial unter günstigen hydrogeologischen Randbedingungen akzeptiert werden. Dessen Schadstoffgehalte haben die Zuordnungswerte Z2 nach <LAGA 2004a> zu unterschreiten. Ist dies für das verwendete Versatzmaterial der Fall, dann kann eine Berücksichtigung der Bestandteile des Versatzmaterials im chemisch-toxischen Inventar ohne Weiteres entfallen, da dann eine nachteilige chemische Veränderung des Grundwassers durch das Versatzmaterial nicht zu besorgen ist.

Für den untertägigen Einbau von Versatzmaterial in einem Endlager im Tonstein ist ggf. zusätzlich die Versatzverordnung <VersatzV 2006> zu betrachten, obwohl diese hier nicht rechtlich einschlägig ist. Zur Erhöhung der Rechtssicherheit ist es empfehlenswert, die Parameterliste Z2 der LAGA um die dort nicht enthaltenen Parameter nach VersatzV zu ergänzen und für diese Parameter die Grenzwerte der VersatzV anzuwenden. Da die sachliche Bestimmung des Endlagers nicht die stoffliche Verwertung gefährlicher Abfälle für den Versatz untertägiger Hohlräume ist, ist es umgekehrt nicht erforderlich, die niedrigeren Zuordnungswerte Z2 der LAGA durch höhere zulässige Schadstoffgehalte in der VersatzV §4 zu ersetzen.

Hieraus ergibt sich die in Tab. 4.1 zusammengestellte Parameterliste.

Mit Einhaltung der hier genannten Schadstoffgehalte, die sich nach qualifizierten Verfahren (Deklarationsanalysen aus Feststoff- und Eluatproben, die nach einem vorher festgelegten Probenahmeprocedere gewonnen werden, z. B. nach <LAGA 2001> oder <VersatzV 2006>) nachweisen lässt, ist der Nachweis führbar, dass unter den Endlagerbedingungen von den im verwendeten Versatzmaterial enthaltenen chemisch-toxischen Bestandteilen keine schädliche Beeinflussung des Grundwassers ausgeht.

Es sei noch darauf hingewiesen, dass bei den Modellrechnungen in AP V die Schadstoffinventare in Verfüllmaterialien im unmittelbaren Umfeld der eingelagerten Endlagerbehälter mit berücksichtigt wurden. Dies ist sinnvoll, da diese Versatzmaterialien einen Einfluss auf das geochemische Milieu bei der Degradation des Behälters haben.

Tab. 4.1 Höchstkonzentrationen für silikatisches Versatzmaterial⁴ in einem Endlager im Tonstein (eigene Zusammenstellung, Quellen siehe Anmerkung)

Stoff	Feststoff ⁵	Eluat ^{6,7}
	mg/kg TS	µg/l Eluat
Arsen	150	60
Blei	700	200
Cadmium	10	6
Chrom (gesamt)	600	60
Chromat	-	8
Kupfer	400	100
Nickel	500	70
Thallium	7	-
Quecksilber	5	2
Zink	1.500	600
Cyanide, gesamt	10	20
Cyanide, i.f.	-	10
TOC	5 Masse-%	-
EOX	10	-
Kohlenwasserstoffe C10 bis C40	2.000	200
Kohlenwasserstoffe C10 bis C22	1.000	
BTEX	1	20
LHKW	1	10
PCB ₆	0,5	0,05
PAK ₁₋₁₆	30	
PAK ₂₋₁₆	-	0,2
Naphthalin	-	2
Benzo(a)pyren	3	
Phenolindex	-	100
Chlorid	-	100.000
Sulfat	-	200.000
pH-Wert	-	5,5 - 12
el. Leitfähigkeit	-	2.000 µS/cm

blau dargestellte Werte: nach <LAGA2004a>, Z2; rot dargestellte Werte ergänzt um <VersatzV 2006>, dort §4

⁴ Analog für Gesteinskörnungen, Bentonit und Schotter anwendbar

⁵ <LAGA 2004a>, Tabelle II.1.2-4: Zuordnungswerte für den eingeschränkten Einbau in technischen Bauwerken - Feststoffgehalte im Bodenmaterial

⁶ <LAGA 2004a>, Tabelle II.1.2-5: Zuordnungswerte für den eingeschränkten Einbau in technischen Bauwerken - Eluatkonzentrationen im Bodenmaterial

⁷ <VersatzV 2006>, Anlage 2 (zu § 4): Tabelle 2, Grenzwerte für Eluat (nach § 4 Abs. 1 Satz 2)

Dieses Vorgehen steht nicht im Widerspruch zu dem hier vorgeschlagenen Vorgehen bei der beurteilungsrelevanten Inventarisierung des restlichen Verfüllmaterials.

4.1.4 Inventarisierung von mineralischen Baustoffen

An mineralischen Baustoffen in einem Endlager für hochradioaktive Abfälle kommen mineralische Baustoffe wie Zemente und Betone, Salzbetone, Magnesiabinder und Gips-/Anhydritbinder, Bentonit und Schotter in Frage. Sie sind bei Einhaltung entsprechender Qualitätsmerkmale auf Basis bestehender Regelwerke und Normen ebenso charakterisierbar wie silikatische Verfüllmaterialien (siehe Kapitel 4.1.3). Ist dies der Fall, kann eine Inventarisierung mineralischer Baustoffe unterbleiben.

4.1.4.1 Inventarisierung von Zementen und Betonen

Für Verschlussbauwerke und andere Einbauten in einem Endlager kommen Zemente und Betone zum Einsatz. Es stellt sich daher die Frage, wie mit diesen Materialien im Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen umgegangen werden soll.

Deutsche **Normzemente** enthielten 2001 nach Angaben des Vereins Deutscher Zementwerke e.V. <VDZ 2001> im Mittel sehr niedrige Gehalte an Spurenelementen (s. a. Tab. 4.2). Der Gehalt an Arsen lag beispielsweise mit 7 mg/kg deutlich unter dem Zuordnungswert Z0 für tonige Böden aus <LAGA 2004>. Dies gilt auch für die meisten anderen in der Studie untersuchten und mit LAGA vergleichbaren Schwermetalle. Einzige Ausnahme ist Zink, dessen Mittelwert in der Größenordnung dem Zuordnungswert Z0 entspricht. Schadstoffgehalte in der Größenordnung der LAGA-Z2-Werte werden bei weitem nicht erreicht.

Die allgemeine Produktqualität des Zements ist demzufolge im Bezug auf seine Spurenelementgehalte im Mittel deutlich günstiger als dies unter Ansatz der Kriterien nach LAGA Z2 für die allgemeine Verwendung als Baumaterial gefordert ist. Auch wenn die Liste Parameter enthält, für die nach LAGA kein direkter Beurteilungswert definiert ist, werden Zemente dieser Qualität allgemein ohne umwelthygienische Einschränkungen verwendet. Die Mittelwerte der Spurenelementgehalte aus der Untersuchung nach <VDZ 2001> können daher als heutiger Stand der Technik angesehen werden und eignen sich diesbezüglich, auch unter Vorsorgeaspekten, als Qualitätskriterium für die inventarneutrale Verwendung im Endlager. Aufgrund der weiten Marktverbreitung von Normzementen kann die Einhaltung der Grenzwerte sichergestellt werden. Vor seiner Verwendung können Zemente und Betone mittels Typanalysen, bei Eingangsbeprobungen kann während des Einsatzes durch Stichprobennahme und chemische Analysen im Rahmen der Qualitätssicherung sicher gestellt werden, dass die erforderliche Qualität eingehalten ist.

Tab. 4.2 Spurenelemente in Normzementen nach <VDZ 2001> und Vergleichswerte nach <LAGA 2004a>, alle Werte in mg/kg TS

Spurenelement	Mittelwert in deutschem Normzement	Vergleichswert LAGA Z2	Vergleichswert LAGA Z1	Vergleichswert LAGA Z0 (Ton)
Arsen	7,0	150	45	200
Blei	17	700	210	100
Cadmium	0,4	10	3	1,5
Chrom	41	600	180	100
Kupfer	31	400	120	60
Nickel	23	500	150	70
Thallium	0,4	7	2,1	1
Quecksilber	0,06	5	1,5	1
Zink	192	1.500	450	200
Beryllium	1,3	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>
Kobalt	8,7	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>
Mangan	759	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>
Antimon	2,9	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>
Selen	n. b.	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>
Tellur	n. b.	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>
Vanadium	50	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>
Zinn	3,6	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>

Mittelwerte ermittelt aus 415 Proben; n. b.: nicht bestimmbar, weil alle Werte unter der Nachweisgrenze des Analyseverfahrens

Vergleichswert *n.d.*: nicht definiert

Bei den für die Herstellung von Beton verwendeten **Gesteinskörnungen** kann auf Grundlage von <LAGA 1998> oder <LAGA 2004a> eine Vorauswahl und Qualitätssicherung erfolgen. Aus natürlichen Vorkommen gewonnene Kiese und Sande haben erfahrungsgemäß in aller Regel sehr niedrige Schadstoffgehalte. Gebrochene Gesteinskörnungen aus kristallinen Gesteinen können hingegen geogen bedingt höhere Schwermetallgehalte aufweisen, was sie aber nicht grundsätzlich von der allgemeinen Verwendung als Baumaterial ausschließt.

Zur Herstellung von Betonen werden oft auch rezyklierte Kiese und Sande eingesetzt. Aus Vorsorgegründen und wegen der ungünstiger zu bewerkstellenden Qualitätssicherung sollte bei Baumaterial für ein Endlager grundsätzlich auf die Verwendung von Recyclingmaterial verzichtet werden.

Aufgrund der für das Endlager geltenden Anforderungen an die Isolation ist es nicht erforderlich, für die Auswahl mineralischer Gesteinskörnungen analog LAGA-Kriterien unterhalb von Z2 zu fordern. Auch hier gilt, dass für eine höhere Rechtssicherheit eine Ergänzung des Parametersatzes um die Zusatzparameter der <Ver-satzV 2006> sinnvoll ist, so dass sich als Kriterium die in Tab. 4.1 (siehe Kapitel 4.1.3) bereits dargestellte Parameterliste ohne Änderung auch auf die Gesteinskörnungen übertragen lässt.

Flugaschen oder Filterstäube finden bei der Betonherstellung breite Verwendung. Bei der Verwendung von Flugaschen oder Filterstäuben als **Betonzusatzstoffe**

kann eine Schadstoffminimierung beispielsweise durch Einhaltung der Grenzwerte nach Versatzverordnung <VersatzV 2006>, §4 und Anlage 2, herbeigeführt werden. Bei Einhaltung dieser Randbedingung können Flugaschen und Filterstäube auch ohne Inventarisierung im Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen zur Herstellung von Versatzmaterial verwendet werden. Hieraus kann ohne weiteren Nachweis geschlossen werden, dass bei Einhaltung der Zuordnungswerte für die Verwendung in einem Endlager mit Langzeitsicherheitsnachweis der entstehende Beton aus umwelthygienischer Sicht mindestens die gleiche, mit Sicherheit sogar eine bessere Qualität besitzt.

Beton, der nach geltenden technischen Standards unter Verwendung von qualitätsgesicherten Normzementen, schadstoffarmen natürlichen Gesteinskörnungen und schadstoffoptimierter Flugasche hergestellt wird, kann auch insgesamt als Produkt keine unter Endlagerbedingungen umwelthygienisch bedenklichen Schadstoffkonzentrationen freisetzen. Es besteht daher keine Notwendigkeit, derartigen Beton in einem Inventar zu Beurteilung chemisch-toxischer Aspekte des Grundwasserschutzes zu berücksichtigen. Im Rahmen der Qualitätssicherung bei Bau und Betrieb des Endlagers kann die Einhaltung der chemischen Qualitätsmerkmale durch entsprechende Analysen der Ausgangsmaterialien leicht überprüft werden.

Bei Einhaltung der genannten Qualitätsmerkmale ist eine Berücksichtigung des Betons im eingelagerten Schadstoffinventar nicht erforderlich.

4.1.4.2 Inventarisierung von Salzbeton, Magnesiabinder und Gips-/Anhydritbinder

Salzbetone, Magnesiabinder und Gips-/Anhydritbinder werden speziell in einem Endlager im Salzgestein eingesetzt. Diese Materialien lassen sich unter den gleichen Voraussetzungen beurteilen wie klassische Betone. Als Besonderheit dieser Materialien muss berücksichtigt werden, dass diese Chlorid und ggf. vorhandenes Sulfat enthalten. Für diese Materialien gilt das für die Verwendung von Salz als Füllmaterial Festgestellte (siehe Kapitel 4.1.3), eine Berücksichtigung im chemisch-toxischen Inventar ist dann entsprechend zu differenzieren.

4.1.4.3 Inventarisierung von Bentonit

Bentonit wird hauptsächlich in einem Endlager in Tonstein in größeren Mengen als Buffermaterial und in Verschlussbauwerken Verwendung finden.

Bei Bentonit handelt es sich um ein Verwitterungsprodukt vulkanischer Aschen, das als Baustoff aus natürlichen Vorkommen gewonnen wird. Bentonit wird heute vielfältig verwendet, beispielsweise in medizinischer Anwendung als Heilerde, als Futterzusatz für landwirtschaftliche Nutztiere, in der Aquaristik, in der Lebensmittelindustrie, zur Bodenverbesserung und als Baustoff. Als mineralischer Baustoff natürlichen Ursprungs kann er hinsichtlich seiner chemisch-toxischen Bestandteile genauso gehandhabt werden wie Versatzmaterial (Kap. 4.1.3) und natürliche Gesteinskörnungen im Beton (siehe oben).

Die für das Endlager nachzuweisenden Einschlusseigenschaften und die dabei im Sinne der LAGA zu unterstellenden günstigen hydrogeologischen Verhältnisse erlauben dabei auch hier, als Qualitätskriterium Schadstoffgehalte analog den LAGA-Kriterien unterhalb von Z2, ergänzt um die Grenzwerte der Zusatzparameter der VersatzV, zu fordern. Die in Tab. 4.1 (s. Kap. 4.1.3) bereits dargestellte Parameterliste lässt sich also auch auf Bentonit anwenden. Beispielhafte chemische Analysen von Spurenelementen in Bentoniten (z.B. in <Jasmund 1993>) weisen sehr niedrige Gehalte an den Schwermetallen Cr, Ni, Cu, Zn und Pb aus, die sogar unter den Zuordnungswerten Z0 nach <LAGA 2004a> liegen. Die Kriterien in Tab. 4.1 sollten also im Allgemeinen von handelsüblichem Bentonit ohne sekundäre Verunreinigungen deutlich unterschritten werden. Anhand von repräsentativen Proben und chemischen Analysen nach standardisierten Verfahren lässt sich die Einhaltung leicht kontrollieren. Zusätzlich ist im Rahmen der Qualitätssicherung immer die genaue Herkunft des verwendeten Materials anzugeben.

Bentonit mit entsprechenden Eigenschaften kann bei seiner Verwendung im Endlager nicht zu umwelthygienisch bedenklichen Schadstoffkonzentrationen im Schutzgut Grundwasser beitragen und muss deshalb in einem chemisch-toxischen Inventar nicht berücksichtigt werden.

4.1.4.4 Inventarisierung von Schotter

Nach derzeitigem Stand der Entwicklung wird insbesondere bei der Herstellung des Schachtverschlusses Grobschotter als setzungsstabiles Widerlager und für Füllsäulen Verwendung finden. Im Pilotprojekt Salzdethfurt ist dafür ein Diabasschotter aus einem nahe gelegenen Steinbruch genehmigt (siehe auch AP II). Die hierzu vorgelegte Elementar- und Mineralanalyse weist keine auffälligen Schadstoffgehalte auf.

Es ist aber darauf hinzuweisen, dass derartige, auf röntgendiffraktometrischen Untersuchungen aufbauende Analysen für die Beurteilung relevanter Schadstoffgehalte nicht geeignet sind, da sie die stoffliche Zusammensetzung lediglich für die Hauptbestandteile im Zehntel Prozentbereich (z.B. g/kg) auflösen. In der Umweltanalytik und den dort zu beurteilenden Spurenelementen sind aber Genauigkeiten im ppm-Bereich (z.B. mg/kg) und darunter Stand der Technik. Daher wird ein Schotter hinsichtlich seiner Relevanz für ein chemisch-toxisches Inventar immer anhand von Deklarationsanalysen zu beurteilen sein, die umwelthygienischen Standards genügen (i. e. LAGA).

Als Schotter kommen in der Regel kristalline Gesteine wie der im Beispiel Salzdethfurt genannte Diabas zum Einsatz, wobei sogenannte „basische“ Zusammensetzungen (wie z.B. Basalt, Diabas, Diorit oder Gabbro) häufiger vorkommen als „saure“ Zusammensetzungen (z.B. Rhyolithe oder Granite).

Jedem kristallinen Gestein können geogen bedingt erhöhte Schwermetall- oder Arsengehalte innewohnen, die gesteinspezifisch durch Deklarationsanalysen analog zu <LAGA 1998> oder <LAGA 2004a> untersucht und verifiziert werden können. In basischen Gesteinen sind dabei häufiger erhöhte Gehalte an Cr, Cu oder Ni anzutreffen. Es ist dabei wichtig festzustellen, dass in den basischen Gesteinen erhöhte

Gehalte an Schwermetallen in sehr stabilen, chemisch inerten und widerstandsfähigen silikatischen Bindungsformen (z.B. in Pyroxenen) vorliegen. Daher ist es unter umwelthygienischen Gesichtspunkten sinnvoll, dass geogene Elementarbestandteile dieser Gesteine - beispielsweise an Chrom, Nickel oder Kupfer - nicht notwendigerweise zum Verwendungsausschluss oder zu einer Aufnahme in das chemisch-toxische Inventar führen müssen.

Granitische Gesteine hingegen können ggf. Arsen und Seltene Erden Elemente (SEEs) in messbarer Konzentration oder Aktiniden mit messbaren Aktivitäten enthalten oder z. T. aus dem radioaktiven Zerfall von enthaltenem Uran auch gasförmige Radionuklide (i. e. Radon) emittieren. Sie enthalten in der Regel in ihrer silikatischen Matrix wenige bis keine Schwermetalle, sind jedoch ggf. aufgrund ihrer Entstehung häufig von primären Vererzungen (z.B. als Sulfide oder Oxide) durchzogen, in denen sich Arsen, SEEs oder Aktiniden anreichern können. Nicht zuletzt deswegen finden sich Primärlagerstätten dieser Elemente häufig in granitischen Gesteinen. Derartige Vererzungen sind geochemisch deutlich weniger stabil als silikatische Minerale, weshalb in granitischen Gesteinen enthaltene Schadstoffe meist deutlich mobiler sind als in basischen Gesteinen.

Grundsätzlich ist bei dem zur Verwendung vorgesehenen Naturschotter die Gesteinsart und seine Herkunft anzugeben und seine Zusammensetzung durch chemische Analysen zu überprüfen. In aller Regel berücksichtigt die Auswahl im konkreten Fall ein räumlich nahe gelegenes Vorkommen. Da basische Gesteine insgesamt häufiger vorkommen, leichter zu beschaffen und hinsichtlich ihrer geogenen Schadstoffgehalte am leichtesten anhand der LAGA-Kriterien zu prüfen sind, wird im Endlager wahrscheinlich wie in Salzdethfurt ein basischer Schotter zum Einsatz kommen.

Aufgrund der überwiegend silikatischen Bindungsform der in basischen Kristallgesteinen hierbei vermutlich auftretenden Schwermetalle und der für das Endlager zu unterstellenden Isolationseigenschaften und technischen Sicherungsmaßnahmen genügt als Verwendungskriterium hier die Einhaltung der LAGA-Zuordnungswerte Z2. Auch für die Qualitätssicherung beim verwendeten Schotter bietet sich eine Ergänzung um die zusätzlich in der <VersatzV 2006> genannten Parameter an, womit auch hier die Parameterliste nach Tab. 4.1 (Kap. 4.1.3) als Qualitätskriterium und zur Definition des Untersuchungsumfangs herangezogen werden können.

Granitische oder sonstige saure Kristallgesteine können vorsorglich von der Verwendung ausgeschlossen werden, um umfangreiche Untersuchungen zum Nachweis ihrer Unbedenklichkeit zu vermeiden. Wird der Nachweis geführt, dass zusätzlich zu den LAGA-Kriterien auch gesteinstypisch möglicherweise vorkommende Schwermetalle (SEE, Aktiniden) nicht in bedenklichen Konzentrationen auftreten, spricht nichts gegen einen Einsatz von granitischem Schotter. Problematisch sind diesbezüglich fehlende Beurteilungskriterien für Schwermetallkontaminationen aus Vererzungen, da etliche der hier zur Diskussion stehenden Schwermetalle im Bereich der Umwelthygiene aufgrund ihrer Seltenheit nicht mit Beurteilungswerten hinterlegt sind.

Insgesamt ist es unter Einhaltung der genannten Bedingungen möglich, den Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen ohne Berücksichtigung dieser Materialien im Inventar zu führen.

4.1.5 Inventarisierung von sonstigen Einbauten und Infrastruktur

Im Zuge der Einrichtung und des Betriebs des Endlagers wird unter Tage eine ganze Reihe von Gerätschaften und Betriebsstoffen zum Einsatz kommen, deren Verbleib nach Gebrauch auf Grundlage des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes zu regeln ist. Gemeint sind hiermit Maschinen, Geräte und Werkzeuge, Einbauten aus verschiedenen Werkstoffen (i. W. Stahl und Kunststoffe), Anker, Fahrzeuge, Rohrleitungen, Kabel, Beleuchtung und alle damit verbundenen Betriebsstoffe (Kraftstoffe, Schmierstoffe, Kühl- und Hydraulikflüssigkeiten), die im Folgenden unter dem Begriff der Infrastruktur und Infrastruktureinbauten zusammengefasst werden.

Mit der Schließung des Endlagers haben diese Stoffe keinerlei Funktion mehr. Zu klären ist in jeden Fall der Verbleib oder die Entfernung von Infrastruktureinbauten und beweglichen Gütern. Bei einem Verbleib im Endlager ergäbe sich aus der Vielzahl der hierbei eingesetzten Werkstoffe ein Inventar chemisch-toxischer Stoffe, das im Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen einer gesonderten Bewertung unterliegen müsste.

Im Rahmen eines zukünftigen Abschlussbetriebsplans nach §53 BBergG sind u. a. „Angaben über eine Beseitigung der betrieblichen Anlagen und Einrichtungen oder über deren anderweitige Verwendung“ zu machen. Hieraus lässt sich im Hinblick auf eine Begrenzung des chemisch-toxischen Inventars der Anspruch formulieren, die im Wesentlichen nichtmineralischen Werkstoffe spätestens im Zuge der Schließung des Endlagers weitgehend aus dem Endlagerbergwerk zu entfernen und einer sachgerechten Verwertung oder Entsorgung in dafür vorgesehenen Anlagen zuzuführen. Ein derartiges Vorgehen entspricht dem Stand der Technik im Bergbau, soweit dies unter dem Vorbehalt der technischen und sicherheitlichen Machbarkeit realisiert werden kann, und findet besonders im konventionellen Bausektor (Stichworte Rückbau und Flächenrecycling) breite Anwendung, wo es um die Separierung von Schadstoffen und die Rückgewinnung von Rohstoffen und Recyclingmaterialien aus Abbruchvorhaben sowie um die Wiedernutzbarmachung von bebauten Brachflächen geht.

Man kann davon ausgehen, dass eine derartige Anforderung in einem Endlager im Salzgestein vergleichsweise einfach umzusetzen sein wird, da die für das Endlager aufgefahrenen Hohlräume in sich standsicher sein werden und die Entfernung von Einbauten und beweglichen Gütern nahezu vollständig ohne Verlust der bergtechnischen Sicherheit gelingen kann. Vorbild hierfür kann der Umgang mit großen Hohlräumen in Salzgewinnungsbergwerken und in Untertagedeponien im Salzgestein wie in Herfa-Neurode sein (siehe AP I, dort Kapitel 3). Eine Erfassung und Bilanzierung chemisch-toxischer Bestandteile zur Berücksichtigung im Schadstoffinventar ist dann lediglich für die Werkstoffe der nicht entfernbar Einbauten (z.B. Felsanker) erforderlich.

Auch in einem Endlager im Tongestein kann eine weitgehende Entfernung der eingebrachten Infrastruktur realisiert werden. Sie wird aber dort an ihre Grenze stoßen, wo aus Gründen der Standsicherheit umfangreiche Einbauten aus Stahlbeton die aufgefahrenen Hohlräume sichern und Infrastruktureinrichtungen wie Rohrleitungen und Kabelstränge in diese Einbauten integriert sind. Ein Restinventar wird also in einem Endlager im Ton verbleiben. Dabei handelt es sich aber hauptsächlich um Stahl sowie ggf. um geringe Mengen an Kupfer(kabeln) und Kunststoffen (Rohrleitungen, Kabelummantelungen, Beschichtungen), soweit diese nicht mehr entfernt werden können. Für eine Beurteilung, ob die in diesem Inventar enthaltenen chemisch-toxisch relevanten Stoffe hauptsächlich (Kupfer und Legierungsbestandteile des eingesetzten Stahls) für den Nachweis unter chemisch-toxischen Gesichtspunkten relevant sind, bedarf es einer genaueren Erfassung, zumindest einer plausiblen oder konservativen Abschätzung dieser Inventarbestandteile. Das hierbei ermittelte chemisch-toxische Stoffinventar ist dann dem beurteilungsrelevanten Inventar zuzuschlagen.

4.1.6 Schlussfolgerungen zur Inventarisierung

Mit den in den vorausgehenden Kapiteln genannten Kriterien lässt sich eine begründete und mit den Schutzansprüchen des WHG in Einklang stehende Differenzierung des im Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen zu berücksichtigenden Inventars herleiten. Unter Einhaltung der beschriebenen Randbedingungen ist für folgende Materialien keine Berücksichtigung im chemisch-toxischen Inventar des Endlagers erforderlich:

- Versatzmaterial (bei Endlagern in Steinsalz oder in Tonstein),
- Baustoffe (mineralische Baustoffe, besondere Baustoffe in Steinsalz, Bentonit, Schotter).

Bei folgenden Materialien ist abhängig von weiteren Bedingungen das Inventar oder Teile davon zu berücksichtigen:

- Sonstige Einbauten und Infrastruktur, sofern diese vor dem Verschluss nicht aus dem Bergwerk entfernt werden können oder sollen.

Bei folgenden Materialien ist das Inventar in jedem Fall zu ermitteln und zu berücksichtigen:

- eingelagerte radioaktive Abfälle,
- Verpackungsmaterialien für Abfälle, sofern diese nicht nur für den Transport oder die Einlagerungsprozedur verwendet werden und im Endlagerbergwerk verbleiben.

Auf dieser Basis lässt sich eine nicht begründbare und undifferenzierte Aufsummierung von Elementgehalten aller im Endlager verbleibenden Inventare ersetzen durch eine Fokussierung auf die aus fachlicher und rechtlicher Sicht relevanten Bestandteile.

4.2 Stoffauswahl nach Geringfügigkeitsindikatoren

Abfälle, Verpackungsmaterialien, Verfüllmaterialien in einem Endlager sind durchgängig Stoffgemische. Diese enthalten neben ihren Hauptbestandteilen stets auch Nebenbestandteile, teils im Bereich geringfügigster unbeabsichtigter Beimengungen. Ob ein solcher Nebenbestandteil unter den Bedingungen der Endlagerung hochradioaktiver Abfälle per se bereits als geringfügig bezeichnet werden kann oder ob diese beim Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen berücksichtigt werden müssen, lässt sich ohne geeignete Kriterien und Maßstäbe kaum schlüssig zeigen.

Sind Kriterien und Maßstäbe zu grob und von der Herleitung her zu einfach definiert, dann besteht die Gefahr, dass wichtige Schadstoffe übersehen und unterschätzt werden, die sich bei genauerer Betrachtung später doch als relevant herausstellen. Auf der anderen Seite kann eine rein an Vorsorgegesichtspunkten orientierte über vorsichtige Betrachtung leicht auch zu einem übermäßigem Aufwand an solchen Punkten führen, die sich letztendlich als Nebensache herausstellen.

Es kommt daher darauf an, angemessene Kriterien zu entwickeln, mit denen sich die Relevanz von Stoffen im Endlager so bewerten lässt, dass weder eine Unterschätzung noch eine Überschätzung ihrer Bedeutung für die Wasserqualität resultiert. Die Kriterien und Maßstäbe sollen daher weder übertrieben konservativ sein noch soll die Gefahr bestehen, dass wichtige Stoffe übersehen werden. Sie sollen darüber hinaus auch einfach sein und eine Beurteilung auch schon dann erlauben, wenn der gesamte vielschrittige quantitative Nachweisgang mit allen Detailsigenschaften des Endlagersystems, der Stoffeigenschaften und der Stofftransportvorgänge noch nicht durchlaufen wurde.

Im Folgenden sind solche Indikatoren und ihre Anwendung beschrieben. Es handelt sich dabei um die Indikatoren

- Endlager-Performance (Kapitel 4.2.1),
- Verteilungskonzentrationen (Kapitel 4.2.2),
- Lösungskonzentrationen im Quellterm (Kapitel 4.2.3).

Abschließend ist in Kapitel 4.2.4 übersichtlich zusammengestellt, welche der Indikatoren für welche Fälle und Fragestellungen geeignet sind.

4.2.1 Herleitung von Geringfügigkeitsinventaren aus der Endlager-Mindestperformance

4.2.1.1 Definition

Der in <AkEnd 2002> definierte und in <BMU 2009> als Anforderung festgelegte grundlegende Schutzmechanismus durch ein Endlager ist der Einschluss bzw. die Rückhaltung von Schadstoffen gegenüber ihrer Ausbreitung in die Biosphäre. Ein Endlager für hochradioaktive Abfälle muss eine Mindest-Rückhaltung bei radiologischen Schadstoffen gewährleisten, damit es die geltenden radiologischen Grenz-

werte einhalten kann und genehmigungsfähig ist. Die Mindest-Rückhaltung (im Folgenden als Mindestperformance bezeichnet) ist eine Eigenschaft des Endlagers, die unabhängig davon gewährleistet sein muss, wie und von welcher konkreten Art von Barrieren sie geleistet wird und auf welchem Weg Radionuklide in die Biosphäre transportiert werden. Je höher die Performance, desto besser der Einschluss des radiologischen Inventars durch das Endlager.

Es kann gezeigt werden, dass diese Performance in gleicher Weise auf chemisch-toxische Stoffe im Endlager angewendet und zur Festlegung eines Maßes für Mindestinventare herangezogen werden kann, unterhalb derer eine schädliche Einwirkung auf das Grundwasser auszuschließen ist.

Die Einführung des Begriffs Performance verzichtet dabei bewusst auf die Betrachtung von Einzelaspekten. Er beschreibt vielmehr Anfang (Inventar I) und Ende (Freisetzungsgrenzwert C) einer Wirkungskette, behandelt alle dazwischen liegenden Vorgänge als „Black Box“ und fasst dabei die Einschluss- und Rückhaltefunktion des Endlagers zu einem einzigen Kennwert (P) zusammen:

$$P = I / C$$

Aus dem Inventar I ergibt sich die Performance P aus der Stoffkonzentration C, die als Folge von Transport- und Rückhalteeffekten in der Biosphäre auftritt. Die Endlager-Performance P kann also einfach als das Verhältnis aus Schadstoffinventar I und der Konzentration der Schadstoffe in der Biosphäre C angegeben werden. Je höher die Konzentration eines Stoffes C in der Biosphäre, desto niedriger die Performance des Endlager beim Einschluss dieses Stoffes. Ist die Konzentration des Stoffes in der Biosphäre hingegen Null, liegt eine unendlich gute Performance ($P = \infty$) des Endlagers vor.

Als Dimension für P ergibt sich bei radiologischen Schadstoffen $\text{Bq} / (\text{Bq}/\text{Liter}) = \text{Liter}$, also ein Volumen.

Die Endlager-Mindestperformance P_{\min} ist entsprechend das Verhältnis von Schadstoffinventar I zur maximal zulässigen Konzentration des Schadstoffs in der Biosphäre C_{\max} :

$$P_{\min} = I / C_{\max}$$

Die Endlagerperformance wirkt also anschaulich so, als würde das betrachtete Inventar soweit verdünnt, dass die resultierende Konzentration dem jeweiligen Grenzwert entspricht. Tatsächlich liegt in der „Black Box“ nicht einfach ein „Verdünnungsschritt“ vor, sondern die Summe aller Effekte, die sich am Ausgang der „Black Box“ schadstoffrückhaltend oder verdünnend auswirken. Die Grenzbetrachtung, dass bei einem vollständig zurückgehaltenen Stoff eine Konzentration von Null vorliegen kann, wäre mathematisch durch einen reinen Verdünnungsschritt nicht abbildbar.

4.2.1.2 Beispielhafte Herleitung von Orientierungswerten

Um einen Orientierungswert für die Performance des Endlager abzuleiten, ist es sinnvoll, die Mindestperformance für einen möglichst mobilen Stoff als Orientie-

rungswert zu ermitteln, da dann davon auszugehen ist, dass mit Einhaltung der Performance für diesen Stoff alle anderen betrachteten Stoffe ebenfalls sicher zurückgehalten werden, da sie sich in jedem Fall weniger mobil verhalten.

Die Ableitung eines derartigen konservativen Orientierungswertes, der die Beurteilung aller relevanten Stoffe erlaubt, erfolgt also sinnvoller Weise anhand eines idealen Tracers. Durch die Wahl eines solchen idealen Tracers werden chemische oder geochemische Effekte, die die Mobilität eines Stoffes im Vergleich zum idealen Tracers zusätzlich reduzieren, bei der Mindestperformance nicht berücksichtigt, was die hieraus abgeleiteten Aussagen konservativ macht. Der gewählte Ansatz ist also sicherheitsgerichtet und demzufolge legitim.

Als quasi-idealer Tracer mit konservativen Eigenschaften bietet sich das Radionuklid I-129 an, weil dieses Nuklid

- im Nahfeld und in der Geosphäre als Anion (I-) praktisch weder durch Löslichkeits- noch durch Sorptionseffekte zurückgehalten oder verzögert wird,
- in allen bisher durchgeführten Langzeitsicherheitsanalysen entweder den höchsten Beitrag zur Maximaldosis einnimmt oder zusammen mit dem Radionuklid Se-79 die Dosis dominiert⁸,
- wegen seiner langen Halbwertszeit von 16 Mio. Jahren in dem für die Performance interessanten Nachweiszeitraum bis 1 Mio. Jahre praktisch keinem radioaktiven Zerfallseffekt unterliegt; sein Inventar kann daher im Beurteilungszeitraum, ähnlich wie das der chemisch-toxischen Stoffe, als nahezu konstant angesehen werden⁹.

Aus einem bekannten I-129-Inventar und einem radiologisch ableitbaren Trinkwassergrenzwert für I-129 lässt sich die notwendige Mindest-Rückhaltung des Inventars durch das Endlager nach derzeitigem Kenntnisstand als Mindestperformance wie folgt angeben:

- Als Inventar $I_{(I-129)}$ kann für ein Endlager für hochradioaktive Stoffe eine Gesamtaktivität von I-129 in einer Größenordnung von $\approx 10^{13}$ Bq angesetzt werden. Dies entspricht in der Größenordnung einem Inventar, wie es nach den Restlaufzeiten in Deutschland vorliegen und endzulagern sein wird¹⁰.

⁸ Eine Ausnahme ist C-14, das bei Freisetzungen über den Gaspfad dominiert. Dieser Pfad ist für chemisch-toxische Schadstoffe nicht relevant, eine gesonderte Betrachtung des Gaspfades erübrigt sich daher.

⁹ Bei der Verwendung von Se-79 als Tracer wäre bei einem Beurteilungszeitraum von 1 Mio. a der radioaktive Zerfall relevant und müsste gesondert betrachtet werden. Da die Halbwertszeit von Se-79 in den letzten Jahren mehrfach neu bestimmt und erheblich revidiert wurde, ist eine sorgfältige Berücksichtigung der bei Abbrandrechnungen oder Langzeitsicherheitsanalysen verwendeten Halbwertszeit dieses Nuklids wichtig.

¹⁰ Zukünftige Veränderungen des Inventars sind entsprechend zu berücksichtigen.

- Ein Grenzwert für die Maximalaktivität C_{\max} von I-129 im Trinkwasser kann beispielhaft aus dem Dosisgrenzwert für I-129 über Ingestion unter folgenden Annahmen hergeleitet werden:
 - Für die wahrscheinliche Entwicklung eines Endlagers ist gemäß <BMU 2009> festgelegt, einen Risikowert von 10^{-4} , bezogen auf die Lebenszeit, einzuhalten. Aus einer Lebenserwartung von z. Zt. ca. 80 Jahren und einem Risikofaktor von z. B. $0,073 \text{ Sv}^{-1}$ ergibt sich daraus für den Pfad Trinkwasser ein Grenzwert von $D_{\max} = 0,017 \text{ mSv/a}$ in der Biosphäre.
 - Der Dosisfaktor für I-129 für Erwachsene beträgt gemäß EU-RL bzw. StrlSchV $DF_{\text{Ing}} = 1,1 \cdot 10^{-7} \text{ Sv/Bq}$.
 - Die StrlSchV gibt einen Trinkwasserkonsum aus der Referenzquelle von $V_{\text{TW}} = 350 \text{ l/a}$ für Erwachsene vor (statistischer Durchschnitt in Deutschland z. Zt. 250 l/a).

Hieraus ergibt sich eine Maximalkonzentration C_{\max} für I-129 in Trinkwasser von $C_{\max(\text{I-129})} = D_{\max} / DF_{\text{Ing}} / V_{\text{TW}} = 0,44 \text{ Bq/l}$.

Bezüglich des hergeleiteten Grenzwertes sei noch darauf hingewiesen, dass bei anderen Rahmenbedingungen noch niedrigere zulässige Konzentrationen resultieren, z. B.

- bei Unterstellung eines höheren Trinkwasserkonsums gemäß der Bandbreite, die in der StrlSchV vorgegeben ist (Faktor 2),
- bei Berücksichtigung der weiteren Nutzungspfade für Wasser wie Beregnung oder Viehtränke (ca. Faktor 3,5),

ergeben sich jeweils niedrigere Werte für die zulässige Höchstkonzentration und eine entsprechend höhere Performance des Endlagers ist erforderlich.

Die Mindestperformance des Endlagers gegenüber dem quasi-idealen Tracer I-129 lässt sich demzufolge ohne die beiden letztgenannten Varianten als

$$P_{\min} \approx I_{(\text{I-129})} / C_{\max(\text{I-129})}$$

$$P_{\min} \approx 10^{13} \text{ Bq} / 0,44 \text{ Bq/l}$$

$$P_{\min} \approx 2,3 \cdot 10^{13} \text{ l}$$

angeben. Dieser Wert kann als vorläufiger Orientierungswert¹¹, an dem auch das Inventar anderer Stoffe im Endlager gemessen werden kann, festgehalten werden.

¹¹ Da der Orientierungswert für P_{\min} einerseits vom dem Endlagerinventar an I-129 und vom akzeptierten Risikowert abhängt und andererseits von den in der Strahlenschutzverordnung hinterlegten Herleitungsrandbedingungen, kann der Wert hier nur beispielhaft angegeben werden, da alle Parameter sich zukünftig ändern können. Im konkreten Nachweisverfahren ist der Wert anhand des dann vorliegenden Kenntnis- und Regelungsstands herzuleiten.

Bei weniger wahrscheinlichen Entwicklungen des Endlagers ist gemäß <BMU 2009> ein um den Faktor 10 höheres Lebenszeitrisko und damit auch eine zehnfach höhere Grenzkonzentration C_{\max} zulässig. Die Mindestperformance P_{\min} ist folglich um den Faktor 10 geringer anzusetzen. Sind solche weniger wahrscheinliche Entwicklungen zu erwarten und folglich im Rahmen des radiologischen Nachweises zu untersuchen, dann ist der niedrigere Wert anzusetzen. Der Unterschied gegenüber der oben ermittelten Mindestperformance bei wahrscheinlichen Entwicklungen verringert sich entsprechend wieder, wenn für die Konsumgewohnheiten und die Nutzungspfade entsprechend restriktivere Randbedingungen gewählt werden.

Die radiologische Mindestperformance stellt sicher, dass der radiologische Grenzwert eingehalten ist. Sie gilt daher unabhängig vom Wirtsgestein und Standorteigenschaften, von Szenarien und anderen Randbedingungen. Sie lässt sich daher bereits dann anwenden, wenn noch keine bestätigter Langzeitsicherheitsnachweis vorliegt. Wurde eine radiologische Langzeitsicherheitsanalyse durchgeführt, lässt sich die am Standort und für ein konkretes Endlager tatsächlich erreichte Performance aus dem Inventar und dem ermittelten Dosismaximum ermitteln. Beispiele für Performancewerte, die sich aus veröffentlichten radiologischen Langzeitsicherheitsanalysen für die Inventare der Schweiz, Frankreichs und Belgiens, die alle auf Tonstein bzw. im Falle Belgiens auf einem geringer konsolidierten Ton als Wirtsgesteinsformation basieren, liegen für Frankreich (Dossier Argile, 2004) und die Schweiz (Entsorgungsnachweis Benken, 2002) in der Größenordnung bei 10^{16} I, im belgischen Fall bei 10^{14} I. Die um eine bis drei Größenordnungen höheren Werte für die Performance, die sich aus diesen Analysen ergeben, wenn man sie mit der Mindestperformance für ein deutsches Endlager vergleicht, resultieren aus den in den Analysen ermittelten niedrigeren Dosen.

Entsprechend kann für ein konkretes Endlager die tatsächlich nachgewiesene radiologische Performance verwendet werden, die Mindestperformance kann als konservative Untergrenze angesetzt werden.

4.2.1.3 Stoffspezifische Inventarbeurteilung bei chemisch-toxischen Stoffen

Mit den in den vorangegangenen Kapiteln beschriebenen Grundüberlegungen ist es im Umkehrschluss möglich, für eine Prüfung des chemisch-toxischen Inventars ein Kriterium aufzustellen, anhand dessen das vorhandene chemisch-toxische Inventar eines Stoffes mit einem der Endlager-Mindestperformance P_{\min} entsprechenden Geringfügigkeitsinventar I_{\max} verglichen werden kann.

In Umformung der Performance-Gleichung gilt:

$$I_{\text{geringf}} = C_{\max} * P_{\min}$$

und mit der radiologisch ermittelten Mindestperformance

$$I_{\text{geringf}} [\text{g}] = C_{\max} [\text{g/l}] * 2,3 \cdot 10^{13} [\text{l}]$$

Unterschreitet das vorhandene Inventar eines Stoffes dieses Geringfügigkeitsinventar, kann es als geringfügig betrachtet werden, da das betrachtete Endlager durch seine Performance gewährleistet, dass das Inventar des betrachteten Stoffes mindestens so gut zurückgehalten wird wie das mobilste planungsrelevante Radionuklid.

Beispiel für die Ermittlung eines Geringfügigkeitsinventars

Eine Beispielrechnung soll die Konsequenzen dieser Vorgehensweise verdeutlichen.

Für Arsen gilt im Grundwasser ein Geringfügigkeitsschwellenwert ($=C_{\max}$) von $10 \mu\text{g/l}$ aus <LAWA 2004> (s. a. Tab. 3.1). Unter Ansatz der Mindestperformance für die wahrscheinliche Entwicklung des Endlagers ergibt sich hieraus für das im Endlager maximal zulässige Inventar:

$$\begin{aligned} I_{\text{geringf}}(\text{As}) &= C_{\max}(\text{As}) * 2,3 \cdot 10^{13} \\ &= 10 [\mu\text{g/l}] * 2,3 \cdot 10^{13} [\text{l}] \\ &= 230 [\text{Mg}] \end{aligned}$$

Für weniger wahrscheinliche Entwicklungen, sofern solche für das Endlager zu erwarten sind, ergibt sich unter ansonsten gleichen Konsumgewohnheiten und Belastungspfaden ein ohne weiteren Nachweis zulässiges Geringfügigkeitsinventar von

$$\begin{aligned} I_{\max}(\text{As}) &= C_{\max}(\text{As}) * 2,3 \cdot 10^{12} \\ &= 23 [\text{Mg}] \end{aligned}$$

Das bedeutet, dass bei der aus radiologischen Gründen zu erreichenden Einschlussqualität des Endlagers eine Überschreitung des Geringfügigkeitsschwellenwertes bei Arsen grundsätzlich nur dann zu besorgen ist, wenn bei wahrscheinlichen Entwicklungen ein Inventar von 230 Mg, bei weniger wahrscheinlichen Entwicklungen von 23 Mg überschritten wird. Dabei wird von Löslichkeitsbegrenzungen und Rückhalteeffekten im einschlusswirksamen Gebirgsbereich nur in dem gleichen Maße Kredit genommen wie dies auch beim idealen Tracer (hier: I-129) der Fall ist.

Berücksichtigung der unterschiedlichen Nachweisorte

Bei dieser einfachen Übertragung des Performance-Wertes aus der radiologischen Anforderung gemäß <BMU 2009> auf die chemisch-toxischen Verhältnisse ist noch nicht der unterschiedliche Nachweisort beachtet worden: der „Ort der Beurteilung“ für den radiologischen Nachweis über das Lebenszeitrisiko ist letztlich der Mensch und der ihn unmittelbar umgebende Lebensraum (Biosphäre), der chemisch-toxische Nachweis hat gemäß den Ausführungen in Kapitel 2.2 aber im (tiefen) Grundwasser zu erfolgen. Der Unterschied zwischen beiden Orten liegt bei der Ausbreitung der Schadstoffe in Deckgebirgsschichten und den hydrologischen Verteilungsvorgängen zwischen dem schützenswerten tiefen Grundwasser und dem zur Wassergewinnung genutzten oberflächennahen Grundwasser (siehe Abb. 4.1).

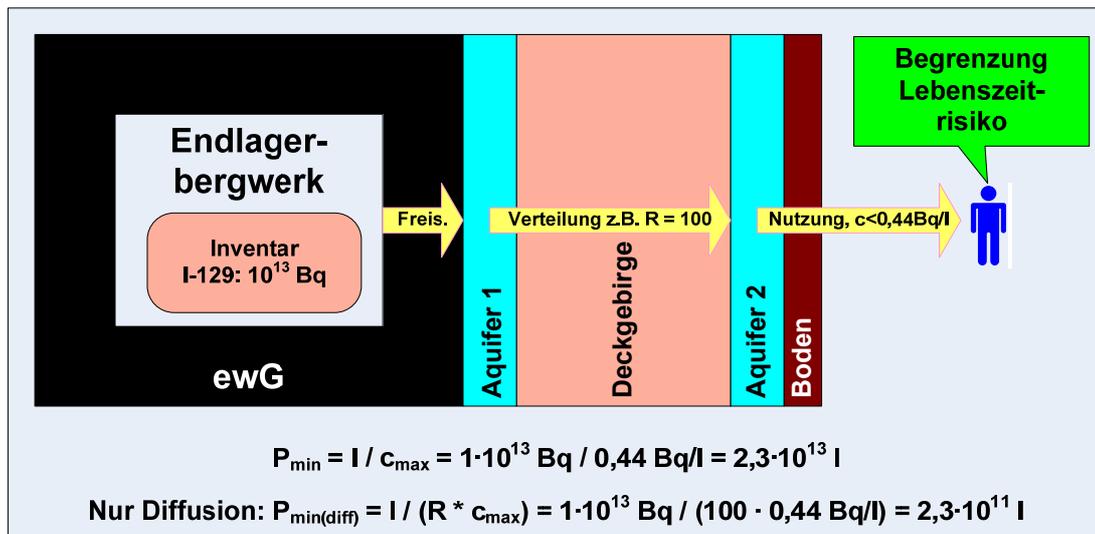


Abb. 4.1 Beispiel für die Ableitung der radiologischen Mindest-Performance für ein Endlager für hochradioaktive Abfälle

Zwischen beiden Orten der Beurteilung liegt ein zusätzlicher Übergang vor, entlang dem sich die im Grundwasser ursprünglich befindlichen Schadstoffkonzentrationen entsprechend der hydrologischen Verhältnisse am Standort nochmals verringern. Berücksichtigt man diesen Aspekt mittels einer dimensionslosen Verteilungsrates R , dann ergibt sich die Formel für das chemisch-toxische Geringfügigkeitsinventar zu

$$I_{\text{geringf-chem}} = C_{\text{max-chem}} \cdot P_{\text{min-rad}} / R$$

Die Rate R , mit der sich die Schadstoffe zwischen dem Nachweisort für chemisch-toxische Stoffe im tiefen Grundwasser und dem radiologischen Nachweisort im oberflächennahen Grundwasser verteilen, lässt sich natürlich nur standortspezifisch bestimmen. Bei direkter Korrespondenz zwischen beiden Aquiferen entspricht sie in erster Näherung dem Verhältnis der Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers in geringer Tiefe und im tiefer gelegenen schützenswerten Grundwasser. Die Rate R ist aus der Standorterkundung, den Untersuchungen über die Wirkungen von Eiszeiten auf die hydrologischen Verhältnisse und letztlich aus den Analysen der Ausbreitungspfade im Deckgebirge im Rahmen der radiologischen Langzeitsicherheitsanalyse zugänglich.

Endlager-Mindestperformance beim vereinfachten radiologischen Nachweis

In <BMU 2009> ist als weitere Möglichkeit ein vereinfachter radiologischer Nachweis ermöglicht, der anstelle des Nachweises über die Einhaltung des Lebenszeitrisikos geführt werden kann. Bei diesem ist

- zu unterstellen, dass eine Wassergewinnung am Rande des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs erfolgt,
- zu unterstellen, dass das gesamte jährlich aus dem Gebirgsbereich austretende radiologische Schadstoffinventar in diesen Brunnen gelangt,

- zu unterstellen, dass ein Mensch seinen gesamten Wasserbedarf (Trinkwasser, Viehtränke und Beregnung) aus diesem Brunnen deckt,
- nachzuweisen, dass dabei ein radiologischer Grenzwert von 0,1 mSv/a eingehalten ist.

Unterstellt man, dass in diesem vereinfachten Nachweis der angenommene Nachweisort (Tiefbrunnen) mit dem schützenswerten Grundwasser im Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen zusammenfällt, kann die radiologische Performance direkt auf die chemisch-toxische Performance übertragen und auf die standortspezifische Verteilungsrate R verzichtet werden. Es gilt dann Folgendes:

- Zur Einhaltung des radiologischen Grenzwertes von 0,1 mSv/a ist im Brunnenwasser unter Berücksichtigung der Nutzungspfade Brunnen - Trinkwasser, Brunnen – Viehtränke – Milch/Fleisch und Brunnen – Beregnung – Gemüse/Wurzelgemüse sowie Brunnen - -Beregnung – Weide – Milch/Fleisch eine Maximalkonzentration an I-129 von 0,74 Bq/l im verwendeten Wasser zulässig.
- Bei einem Inventar von ca. 10^{13} Bq I-129 ergibt sich mit $P = I / C$ eine radiologische Mindestperformance von $1,35 \cdot 10^{13}$ l. Dies ist etwas geringer als die oben für die Biosphäre und ohne die weiteren Nutzungspfade ermittelte Performance, liegt aber in der gleichen Größenordnung.
- Aus dieser radiologischen Mindestperformance ergibt sich bei einer zulässigen Maximalkonzentration von 10 µg/l für Arsen, wie oben dargestellt ermittelt, ein zulässiges Inventar von ca. 135 Mg.

Erst ab diesem Inventar muss der detaillierte quantitative Nachweis geführt werden, dass der Geringfügigkeitsschwellenwert im schützenswerten Grundwasserbereich nicht erreicht wird.

Das bedeutet jedoch nicht, dass eine Überschreitung dieses As-Inventars in jedem Fall das Besorgnis einer schädlichen Verunreinigung des Grundwasser auslöst, denn

- eine radiologische Langzeitsicherheitsanalyse für einen realen Standort im Tonstein wird gegenüber dem vorgegebenen Risikowert aus <BMU 2009> oder dem dargestellten vereinfachten Nachweis vermutlich eine höhere Performance ergeben,
- bei der quantitativen Analyse können Löslichkeitseffekte und geochemische Rückhalteeffekte bei Arsen berücksichtigt werden, so dass auch für höhere Inventarmengen gezeigt werden kann, dass zur Besorgnis führende Konzentrationen im Grundwasser nicht erreicht werden.

Vorhalt von Sicherheitsreserven

Zur Beurteilung einer Inventarunterschreitung und zur Absicherung des Prüfergebnisses können zusätzliche Sicherheitsreserven eingebaut werden. Diese bewirken,

dass das vorhandene Inventar nur dann nach der Endlager-Performance als geringfügig bezeichnet werden kann, wenn es das Geringfügigkeitsinventar deutlich unterschreitet.

Diese Sicherheitsreserve besteht beispielsweise aus der Anforderung, dass nur Stoffinventare unterhalb von 10 % des Geringfügigkeitsinventars tatsächlich bereits aus der weiteren Betrachtung ausscheiden. Die Sicherheitsreserve beträgt dann 90 %. Inventare, die über 10 % des Geringfügigkeitsinventars liegen, würden sicherheitshalber der quantitativen Analyse unterworfen.

Beispiele für stoffspezifische Inventare und ihrer Bewertung unter dem Vorhalt von Sicherheitsreserven sind in Tab. 4.3 zusammengestellt. Der Tabelle liegen zugrunde:

- die radiologische Mindestperformance gegenüber I-129 als quasi-idealem Tracer ($P_{\min} = 2,3 \cdot 10^{13}$ I) aus dem risikobezogenen Ansatz für die wahrscheinliche Entwicklung,
- Geringfügigkeitsschwellenwerte der LAWA,
- Geringfügigkeitsinventare, abgeleitet aus den Geringfügigkeitsschwellenwerten und der Mindestperformance,
- die Biosphäre als Nachweisort (mit $R = 1$),
- durchschnittliche Konsumgewohnheiten gemäß StrISchV und eingeschränkte Nutzungspfade,
- einer Sicherheitsreserve von 90% beim Prüfergebnis,
- die Inventardaten für Abfallgebände aus AP II, Mengengerüst bei einer Endlagerung in Tonstein mittels BSK-3-Behältern.

Tab. 4.3 Stoffinventare und Geringfügigkeitsinventare aus der Endlagerperformance

Stoff (X)	Inventar I(x) [Mg]	Geringfügigkeitsschwelle c [$\mu\text{g/l}$]	I _{geringf(X)} (100 %) [Mg]	Prüfergebnis
As	6	10	230	$I(x) < 0,1 \cdot I_{\max}(x)$: geringfügig
B	154	740	17.020	$I(x) < 0,1 \cdot I_{\max}(x)$: geringfügig
Cr	1.789	50	1.150	$I(x) > 0,1 \cdot I_{\max}(x)$: weitere Prüfung erforderlich
Cu	233	14	322	$I(x) > 0,1 \cdot I_{\max}(x)$: weitere Prüfung erforderlich
Ni	1.442	14	322	$I(x) > 0,1 \cdot I_{\max}(x)$: weitere Prüfung erforderlich

In dem dargestellten Beispiel erweisen sich die Inventare der Stoffe Arsen und Bor als geringfügig. Hingegen sind Chrom, Kupfer und Nickel in einer quantitativen Sicherheitsanalyse zu berücksichtigen, wobei Kupfer die Sicherheitsreserve von 10 % des Geringfügigkeitsinventars überschreitet und Chrom sowie Nickel sogar deutlich über dem zugehörigen Geringfügigkeitsinventar I_{geringf} liegen.

4.2.1.4 Anwendungen der Mindestperformance beim Nachweis

Die Anwendung der Mindestperformance eröffnet im Rahmen des Nachweises des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen folgende Möglichkeiten:

- Stoffe, deren Inventar im Endlager nachgewiesenermaßen das stoffbezogene Geringfügigkeitsinventar, ggf. abzüglich einer Sicherheitsreserve, unterschreiten, brauchen bei der weitergehenden quantitativen Analyse nicht weiter betrachtet und berücksichtigt werden. Dies vereinfacht den Nachweis, da für alle Stoffe mit geringfügigem Inventar weder Lösungs- und Transportcharakteristika zu ermitteln sind noch entsprechende Berechnungen durchgeführt werden müssen.
- Aus dem chemisch-toxischen Geringfügigkeitsinventar lässt sich ferner begründet ableiten, mit welcher Auflösung und Genauigkeit bei Abfällen, Behältern und anderen im Endlager verbleibenden Materialien, sofern diese überhaupt in die Inventarermittlung eingehen (siehe Kap. 4.3), die Zusammensetzung zu bestimmen ist.

4.2.2 Herleitung von Geringfügigkeitsinventaren aus der Stoffverteilung in einem Homogenitätsbereich

4.2.2.1 Prinzip der Stoffverteilung in Homogenitätsbereichen

Bei der Endlagerung hochradioaktiver Abfälle können Schadstoffe entweder gar nicht (vollständiger Einschluss) oder nur verzögert den Einlagerungsbereich (Abfälle), das Endlagerbergwerk (z. B. hinterlassene Infrastruktureinrichtungen) oder den einschlusswirksamen Gebirgsbereich (z. B. eine mächtige Tonschicht) verlassen (sicherer Einschluss). Die Verzögerung basiert im Fall des sicheren Einschlusses darauf, dass die freie Beweglichkeit von Stoffen sehr stark eingeschränkt wird. Der sichere Einschluss ist nur nachweisbar, wenn ausreichend Einschränkungen der Mobilität wirksam werden. Einschränkungen der Mobilität sind Eigenschaften der geologischen Barriere, ergänzt durch die Wirkung von technischen Maßnahmen beim Einbau der Abfälle in das Wirtsgestein sowie durch Verfüllungs- und Verschlussmaßnahmen in denjenigen Bereichen, in denen die geologische Barriere durch die Errichtung des Endlagerbergwerks geschwächt oder gestört wurde.

Beim Verlassen des jeweiligen Bereichs erfolgen wegen der (unterschiedlichen) Verfüllung aller Raumbereiche, über die hinweg Transportvorgänge stattfinden können, Verteilungen in diesen Raumbereichen. Da Ausbreitungsvorgänge in Feststoffen ohne die Anwesenheit von frei beweglichem Wasser bzw. Lösungen stets nur verzögert erfolgen, z. B. über langsame und räumlich ungerichtete Diffusionsvor-

gänge, erfolgt eine sehr weitgehende Homogenisierung der beweglichen Schadstoffe in bestimmten Raumbereichen. Solche Raumbereiche sind z. B.

- ein mit Buffermaterial verfüllter Einlagerungshohlraum mit Abfällen,
- ein Einlagerungsbereich mit den verfüllten Einlagerungshohlräumen und verfüllten Strecken bis hin zu den Streckenverschlüssen,
- eine versetzte Strecke, abgegrenzt durch das Wirtsgestein und die Streckenverschlüsse,
- bei Tonstein der einschlusswirksame Gebirgsbereich, oder
- bei Steinsalz eine durchlässigere Schicht wie z. B. eine Anhydritlage.

Die Homogenisierung in einem solchen Raumbereich erfolgt umso vollständiger, je langsamer der Weitertransport in angrenzende oder dahinterliegende weitere Raumbereiche erfolgt. So erfolgt z. B. die Homogenisierung in einem Einlagerungsbohrloch wegen der verfügbaren Freiräume relativ rasch (im Sinne von einigen 100 Jahren), während der Weitertransport in einem angrenzenden Tonsteingebirge oder über den Bohrlochverschluss hinweg deutlich langsamer erfolgt.

Abb. 4.2 veranschaulicht die Vorgänge für Schadstoffquellen, die sich in einer teilverfüllten Strecke verteilen. Der diffusive Transport über den Schachtverschluss und den einschlusswirksamen Gebirgsbereich kann gegenüber der rascheren Verteilung in der Strecke näherungsweise vernachlässigt werden.

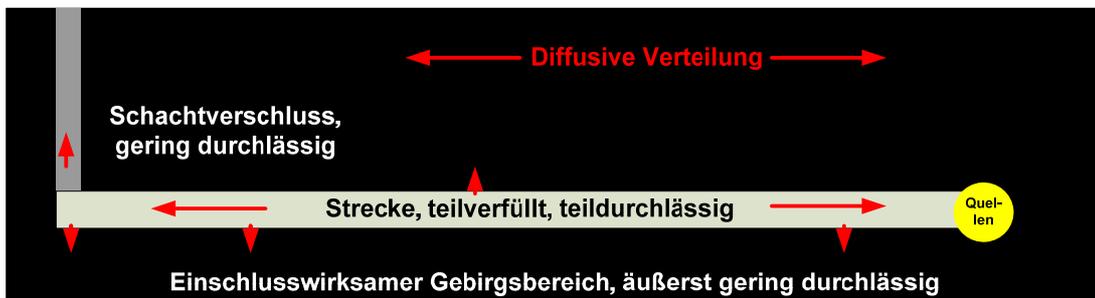


Abb. 4.2 Prinzip der diffusiven Verteilung in einem (teil-)abgeschlossenen Raumbereich

Geht man in einem solchen Raumbereich von einer vollständigen Homogenisierung einer Schadstoffmenge aus und vernachlässigt (konservativ) vereinfachend den gleichzeitig ablaufenden, aber langsamer verlaufenden Weitertransport in angrenzende Raumbereiche, lässt sich eine maximale Durchschnittskonzentration des Schadstoffes in diesem Raumbereich errechnen. Liegt diese Durchschnittskonzentration unter Schutz- und Vorsorgewerten für Böden, wie sie an der Erdoberfläche akzeptiert werden und in Regelwerken festgelegt sind, dann kann für diesen Stoff davon ausgegangen werden, dass kein Besorgnis einer nachteiligen Beeinträchtigung des (zudem weit entfernt gelegenen) Grundwassers bestehen kann.

Die Berechtigung dieses Ansatzes ergibt sich auch daraus, indem der betreffende Raumbereich in großer Tiefe (z. B. in 800 m unter GOK) liegt und dadurch viele typische Schädigungsmechanismen entfallen, wie sie an der Erdoberfläche im Sinne

der Bodenfunktionen zu berücksichtigen sind. Das Ergebnis einer entsprechenden Prüfung ist also immer konservativ und damit sicherheitsgerichtet.

4.2.2.2 Herleitung von Beurteilungswerten für homogen verteilte Schadstoffe

Die Verteilung von Stoffen in einem abgegrenzten Raumbereich und ihre Beurteilung hat große Ähnlichkeit mit der Beurteilung von Stoffkonzentration im Boden im Hinblick auf den vorsorglichen Schutz der Bodenfunktionen, wie sie auch im <BBodSchG 2004> und in der <BBodSchV 2004> definiert sind. Es liegt daher nahe zu prüfen, ob sich aus dieser Ähnlichkeit heraus ein Kriterium ableiten lässt, anhand dessen Stoffkonzentrationen bewertet werden können.

Hierzu können die Werte einer als homogen angenommenen Verteilung eines Stoffs mit den Vorsorgewerten der BBodSchV verglichen werden. Diese Vorsorgewerte zielen gem. § 8 Abs.2 Nr.1 BBodSchG darauf ab, unter den Bedingungen an der Erdoberfläche liegender Böden Schadstoffgehalte daraufhin zu prüfen, ob aus ihnen heraus die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Da der Begriff der schädlichen Bodenveränderung im Sinne des BBodSchG Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen umfasst „die geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen“, beinhaltet er auch den Grundwasserschutz (s. a. BBodSchG § 2 (2) 2. c)).

Die BBodSchV definiert für einige wesentliche Schwermetalle solche Vorsorgewerte. Dabei wird nach den Hauptbodenarten

- Sand,
- Lehm/Schluff, und
- Ton

unterschieden, um den unterschiedlichen Eigenschaften und Sensibilitäten der Bodenarten hinsichtlich der Auswaschung und Bioverfügbarkeit von Schadstoffen Rechnung zu tragen. Grundsätzlich gilt dabei, dass Ton die günstigsten, Sand die ungünstigsten Rückhalteeigenschaften aufweist. Dementsprechend lassen die Vorsorgewerte für Ton höhere Schadstoffgehalte zu, für Lehm/Schluff und für Sand gelten abgestuft strengere Vorsorgewerte.

Die BBodSchV nennt explizit Vorsorgewerte für die in Tab. 4.4 aufgeführten Schadstoffe und Bodenarten.

Hält ein Boden hinsichtlich seiner Schadstoffkonzentrationen die in Tab. 4.4 genannten Werte ein, ist eine schädliche Bodenveränderung nicht zu besorgen. Dies gilt für die ungünstigen Bedingungen, denen der betrachtete Boden an der Erdoberfläche unterläge, also auch unter den klimatisch bedingten Effekten der Stoffmobilisierung und des Stofftransports in das tiefer gelegene Grundwasser durch Auswaschung.

Tab. 4.4 Vorsorgewerte der BBodSchV (Gehalte in der Trockensubstanz, in mg/kg TS)

Schadstoff	Bodenart		
	Ton	Lehm/Schluff	Sand
Cadmium	1,5	1,0	0,4
Blei	100	70	40
Chrom	100	60	30
Kupfer	60	40	20
Quecksilber	1	0,5	0,1
Nickel	70	50	15
Zink	200	150	60

Nachteilig an diesem Maßstab ist, dass nur eine sehr eingeschränkte Anzahl anorganischer Schadstoffe festgelegt ist. Bei der Abschätzung der Größenordnung anderer, in <BBodSchV 2004> nicht festgelegter Schadstoffe kann hilfsweise so vorgegangen werden, dass das Verhältnis der Grenzwerte der <TrinkwV 2006>, der Geringfügigkeitsschwellen nach <LAWA 2004> oder der Beurteilungswerte nach Tab. 3.1 gebildet wird, der jeweils kleinste Wert ausgewählt und mit einem Sicherheitsabschlag versehen wird. Ein solcher Wert kann der Orientierung dienen.

4.2.2.3 Beispiel: Verteilung im einschlusswirksamen Gebirgsbereich

Diffusive Freisetzungen von Schadstoffen aus dem Endlagersystem, wie sie bei einem Endlager im Tongestein zur wahrscheinlichen Entwicklung gehören und die auch allen Szenarien eigen ist, die den Erhalt der geologischen Barriere beinhalten, führen langfristig zu einer Auflösung des Endlagerinventars und zu einer Verteilung im einschlusswirksamen Gebirgsbereich. Entsprechend der Diffusionseigenschaften von Tonstein dauert die Verteilung, abhängig von der Schichtdicke, über viele Zehntausende bis einige Hunderttausende Jahre an, bis der Abtransport in angrenzende Raumbereiche schließlich wieder für eine langsame Abnahme der Konzentrationen sorgt.

In erster Näherung kann die Verteilung im Endlagersystem über lange Zeiträume als homogen angenommen werden. Da sie die diffusionsgetriebene Freisetzung von Stoffen über die Außengrenze des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs hinaus, und damit den in Wahrheit bis in die Biosphäre reichenden Konzentrationsgradienten außer Acht lässt, ergibt sich langfristig eine Gleichverteilung der Schadstoffe im einschlusswirksamen Gebirgsbereich. Die sich dabei errechnende Durchschnittskonzentration eines Stoffes am beurteilungsrelevanten Rand des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs wird immer größer sein als die sich tatsächlich einstellende. Im Hinblick auf die Prüfung eines Stoffinventars ist diese Annahme also konservativ.

Eine Übertragung dieser Werte als Kriterium auf eine Durchschnittskonzentration des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs, also auf einen Ort, der außerhalb des Einflussbereichs klimatischer Effekte liegt, ist eine konservative und damit sicherheitsgerichtete Übertragung. Die Konzentration des Stoffes am Rand des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs wird dabei grundsätzlich überschätzt, außerdem

zeigt die Einhaltung der Vorsorgewerte eine Robustheit des Systems gegenüber schadstoffmobilisierenden Einflüssen, die am Rand des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs nicht auftreten können.

Zumindest für die bisher mit Vorsorgewerten belegten Schwermetalle lässt sich also ein Vergleich dahingehend anstellen, ob das im Endlager vorhandene chemisch-toxische Inventar bei diffusiver Verbreitung im ewG zu Schadstoffkonzentrationen führen kann, die größer sind als entsprechende Werte, die bei oberflächlich vorliegenden Böden unter Vorsorgeaspekten als unbedenklich akzeptiert werden. Werden die Vorsorgewerte unterschritten, kann das betreffende Stoffinventar mit großer Sicherheit als geringfügig eingestuft werden.

Anhand einer Beispielrechnung soll der Vergleich zwischen Vorsorgewerten der BBodSchV und einer auf den ewG bezogenen Durchschnittskonzentration erläutert werden. Ein Endlagerbergwerk hat zusammen mit dem einschlusswirksamen Gebirgsbereich ein bestimmtes Volumen V_B , das nach Abschluss der Einlagerung und zu Beginn der Nachbetriebsphase verfüllt und verschlossen vorliegt.

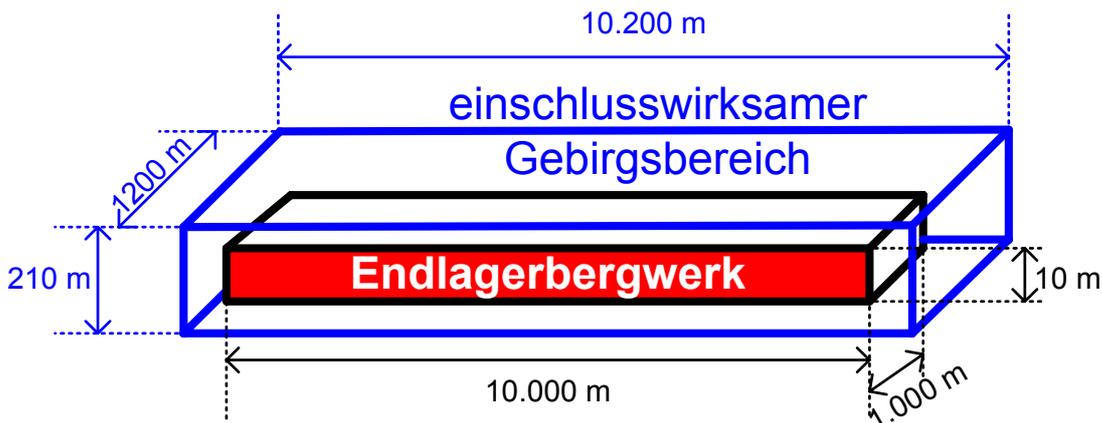


Abb. 4.3 Einfaches Endlagermodell für die Beispielrechnung

Das in Abb. 4.3 gezeigte einfache Endlagermodell entspricht in seinen Dimensionen den Anforderungen des AkEnd <AkEnd 2002>. Es repräsentiert ein Volumen

$$V_{\text{ewG}} = 10.000 * 1200 * 210 = 2.520 \text{ Mio. m}^3.$$

Für ein Endlager im Tonstein kann für dieses Volumen eine Masse von etwa

$$M_{\text{ewG}} = 7,7\text{E}+12 \text{ kg}$$

angesetzt werden. Für ein typisches Endlagerinventar an Cu, Mn und Ni ergeben sich bei Gleichverteilung im beschriebenen ewG die in Tab. 4.5 genannten Konzentrationen.

Tab. 4.5 Homogene Stoffverteilung im einschlusswirksamen Gebirgsbereich

Stoff	Inventar I(x) [Mg]	Konzentration bei Verteilung im ewG [mg/kg]	Vorsorgewert Bodenart Ton [mg/kg]	Prüfergebnis
Cu	233	0,030	60	geringfügig
Ni	1442	0,187	50	geringfügig

Es zeigt sich, dass in der Beispielrechnung die Elemente Kupfer und Nickel um zwei bis drei Größenordnungen niedrigere Durchschnittskonzentrationen aufweisen als dies unter bodenschutzrechtlichen Randbedingungen akzeptabel wäre. Die Inventare an Kupfer und Nickel können daher mit einiger Sicherheit als geringfügig im Hinblick auf den Grundwasserschutz angesehen werden.

Als zusätzliche Sicherheitsreserve könnten statt den Vorsorgewerten für die Bodenart Ton auch die strengeren Werte für die Bodenart Sand herangezogen werden (siehe auch Tab. 4.4). Das Prüfergebnis würde sich im vorliegenden Beispiel dadurch nicht ändern.

4.2.2.4 Anwendungsbereich

Nicht anwendbar ist dieser Indikator bei Entwicklungen, bei denen gerichtete Transportvorgänge eine Rolle spielen (eingeschränkter Homogenitätsbereich, z. B. bei Transport in Klüften) oder bei denen von gekoppelten Transporten mit rascher Ausbreitung (z. B. beim advektiven Transport) ausgegangen werden muss. Generell ist daher die Auswahl des Homogenitätsbereiches aus den örtlichen Verhältnissen und den Ausbreitungscharakteristika sorgfältig zu begründen. Bestehen Zweifel, ob ein Raumbereich in Gänze an der Verteilung teilnimmt, können zweifelhafte Bereiche auch ausgeschlossen und der Homogenitätsbereich bewusst kleiner gewählt werden.

Anwendbar ist ein Vergleich der durchschnittlichen Stoffkonzentration mit bodenschutzrechtlichen Vorsorgewerten hauptsächlich für wahrscheinliche Entwicklungen im Wirtsgestein Ton, bei denen eine rein diffusive Freisetzung von Schadstoffen in den einschlusswirksamen Gebirgsbereich unterstellt wird.

Für ein Endlager im Salzgestein ist ein Vergleich mit Vorsorgewerten ebenfalls denkbar. So kann es beispielsweise sinnvoll sein, als Homogenitätsbereich das Bohrloch und die Verfüllung (bis zum Bohrlochverschluss) zu betrachten. Da der Homogenitätsbereich in diesem Fall relativ kleinvolumig ist, lassen sich auf diese Weise z. B. Inventare an Spurenbestandteilen betrachten und begründet ausschließen. Ferner ist es möglich, auf diese Weise zu zeigen, dass das Inventar von im Endlager verbleibenden Einbauten (Kabel, Anker u. ä.) als geringfügig einzuordnen ist.

4.2.3 Lösungskonzentrationen im Quellterm

4.2.3.1 Herleitung

Bei den gegebenen Bedingungen in einem Endlager lösen sich viele chemische Bestandteile gar nicht erst auf oder sind nur in sehr geringem Umfang an der resultierenden Lösung beteiligt. Dies kann viele Ursachen haben:

- Ein Stoff löst sich zwar auf, bildet aber in der Lösung sofort eine sehr schwer lösliche Verbindung (z. B. als Hydroxid oder Carbonat) und scheidet sich als Bodensatz rasch wieder aus der Lösung aus.
- Ein Stoff löst sich zwar auf, sorbiert als Kation aber sofort an vorhandenen Oberflächen (z. B. des Buffermaterials oder am großvolumigen Bodensatz).
- Ein Stoff verhält sich inert und löst sich unter den gegebenen Bedingungen gar nicht auf. Durch eine chemische Reaktion bilden sich womöglich neue Verbindungen (wie z. B. ein Oxid oder Hydroxid), diese verbleiben aber von Anfang der Reaktion an in einer unlöslichen Restmatrix.

Alle drei Mechanismen sorgen dafür, dass die betreffenden Stoffe bereits am Ort der Entstehung immobil werden und sich auch nach langen Zeiten nicht an einer Ausbreitung über weitere Strecken beteiligen. Erkennbar ist dies am Besten durch chemische Modellierung der Vorgänge, z. B. bei der Behälter- oder Abfallkorrosion, und ablesbar an den sich einstellenden Konzentrationen von Stoffen in Lösung. Die Stoffmenge, die sich in Lösung begibt, wird im Folgenden als Quellterm bezeichnet.

Stoffe, die sich nicht lösen, beteiligen sich nicht am Transport und können daher auch nicht mit einer schädlichen Einwirkung auf das (räumlich entfernte) Grundwasser verbunden sein. Sie werden nicht zum Quellterm gerechnet.

Zur Beurteilung einer möglichen Schadstofffreisetzung aus dem Endlager ist es zunächst erforderlich, den Kontakt der eingelagerten Abfälle mit zutretenden Lösungen, die Korrosion der Abfallgebinde und die Zusammensetzung der resultierenden Lösung unter den Randbedingungen der zu unterstellenden Szenarien zu beschreiben. Die Arbeiten in den Arbeitspaketen AP III und AP V (s. Anhänge 3 und 5) haben gezeigt, dass bereits mit dem heutigen Stand des Wissens die methodischen Voraussetzungen hierfür gegeben sind. Die chemische Zusammensetzung einer sich im Endlager bildenden Lösung kann aus vorgegebenen Randbedingungen plausibel hergeleitet werden. Im Arbeitspaket AP V konnte dies erstmals anhand eines komplexen Systems von 48 Stoffkomponenten und insgesamt 406 Phasen gezeigt werden. Diese geochemische Betrachtungsweise stellt gegenüber den noch vor wenigen Jahren vorherrschenden einfachen Auflösungs- und Verdünnungsrechnungen ohne jede Berücksichtigung geochemischer Effekte einen großen Fortschritt dar.

Unterstellt man auf diesen Grundlagen und unter realistischen oder konservativen Randbedingungen den Kontakt einer definierten Menge an zutretender, mit dem Wirtsgestein im geochemischen Gleichgewicht stehender Lösung (z.B. Opalinuston-

Porenwasser, NaCl- oder IP21-Lösung) mit einem gegebenen Abfallgebindeinventar, so liefert die geochemische Modellierung als Ergebnis eine Lösungszusammensetzung, die mit geochemischen Verhältnissen im Einlagerungsbereich und mit den Korrosionsprodukten der Abfallgebinde in chemischem Gleichgewicht steht.

Die derzeit bestehenden Kenntnislücken hinsichtlich der thermodynamischen Datenbasis wurden im Bericht zum Arbeitspakte AP III (s. Anhang 3) thematisiert. Sämtliche im Rahmen der geochemischen Modellierung diesbezüglich vorgenommenen Vereinfachungen sind sicherheitsgerichtet und führen daher immer zu einer Überschätzung der Resultate gegenüber den sich in Realität einstellenden Lösungskonzentrationen.

Stoffe, deren Konzentrationen bereits in diesem Quellterm unterhalb der Geringfügigkeitsschwellen (s. hierzu Tab. 3.1) liegen, können auch nach ihrem Transport in das beurteilungsrelevante Grundwasservorkommen grundsätzlich nicht zu Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser führen, die zur Besorgnis einer Grundwasserverunreinigung Anlass geben. Dies gilt unabhängig vom Transportmechanismus, da sämtliche auf dem Transportweg stattfindende Prozesse (Diffusion, Sorption, Dispersion, Verdünnung), auch wenn sie in jeweils in unterschiedlichem Umfang wirken, immer zu einer Verringerung der Konzentration der freigesetzten Schadstoffe führen werden.

Die sich aus der Anwendung des Kriteriums ergebenden Aussagen sind, qualitativ betrachtet, zweifach durch Konservativitäten abgesichert:

- Die Ermittlung des Quellterms folgt anhand von experimentell abgesicherten oder konservativ abgeschätzten thermodynamischen Daten.
- Die Anwendung von Geringfügigkeitsschwellen zur Beurteilung von Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser auf die sich im direkten Einlagerungsbereich bildende Gleichgewichtslösung nimmt keinen Kredit von Prozessen, die bei der Migration der Lösung immer zu einer weiteren Verringerung der Schadstoffkonzentration führen.

Die Unterschreitung von Geringfügigkeitsschwellen in einem Quellterm kann daher als Kriterium für die Geringfügigkeit des betrachteten Stoffinventars herangezogen werden. Eine positive Aussage schließt mit hoher Sicherheit die Besorgnis einer Grundwasserverunreinigung durch das betrachtete Stoffinventar aus. Dies gilt auch für vergleichsweise große Inventare von Stoffen, die aufgrund ihrer Eigenschaften und der Wechselwirkungen mit den anderen vorhandenen Stoffen ggf. dennoch nur in geringer Konzentration in die Gleichgewichtslösung übergehen (Beispiel: Uran).

4.2.3.2 Anwendungsbereich

Der Zutritt von Wasser in das Endlager, die Korrosion von Abfallbehältern und Abfällen und die Bildung einer hieraus resultierenden Gleichgewichtslösung und unlöslicher Residuen (Bodenkörper) ist für ein Endlager im Wirtsgestein Ton in jedem beim Nachweis der Langzeitsicherheit zu betrachtenden Szenario anzunehmen. In den wahrscheinlichen und weniger wahrscheinlichen Endlagerentwicklungen werden der

Kontakt der Abfallgebinde mit der im Tongestein enthaltenen Porenfeuchtigkeit und die rein diffusive Schadstofffreisetzung in den einschlusswirksamen Gebirgsbereich unterstellt.

In allen Szenarien lässt sich unter den dann herrschenden Randbedingungen (Menge und Zusammensetzung der zutretenden Lösung, von Kontakt und Korrosion betroffener Anteil des Abfallgebindeinventars) mit der gleichen Methodik die chemische Zusammensetzung der Gleichgewichtslösung als Quellterm plausibel bzw. konservativ berechnen.

Insofern kann das Kriterium der Unterschreitung der Geringfügigkeitsschwellen im Quellterm auf alle Szenarien des Langzeitsicherheitsnachweises für ein Endlager im Tonstein uneingeschränkt angewendet werden.

Das Kriterium der Unterschreitung der chemisch-toxischen Geringfügigkeitsschwellen im Quellterm kann grundsätzlich auch für ein Endlager im Salzgestein angewendet werden. Mit den gleichen Argumenten wie im Wirtsgestein Ton lässt sich bei einer Unterschreitung der Geringfügigkeitsschwellen auch hier, sofern erforderlich, zeigen, ob die sich einstellenden Schadstoffkonzentrationen im Falle einer Migration der schadstoffbefrachteten Lösung überhaupt zu einer besorgniserregenden Schadstoffkonzentration im Grundwasser führen kann.

Wie in AP V im Detail gezeigt sind Lösungskonzentrationen einiger Schadstoffe von der Lösungszusammensetzung im Hinblick auf den Salzgehalt sehr abhängig. Salzhaltige Lösungen liegen in jedem Fall bei der Endlagerung in Steinsalz vor, aber auch Tonformationen weisen mehr oder weniger hohe Chloridkonzentrationen auf. Die Modellierung und Rechnung muss folglich für die jeweils vorliegenden Bedingungen ausgeführt werden, eine Übertragung auf andere Standorte ist nur unter äußerster Vorsicht möglich.

4.2.3.3 Beispielhafte Anwendung

In AP V (s. Anhang 5) wurden die Schadstoffkonzentrationen in einem Einlagerungsbohrloch berechnet, das mit drei BSK-3-Behältern beladen wurde. Die Behälter sind mit abgebrannten Brennstäben befüllt. Betrachtet werden die Reaktionen mit Porenwasser aus einem typischen Opalinus-Tonstein (OPW), mit NaCl- und mit IP21-Lösung. Im Einlagerungsbohrloch wird ein Restlösungsmenge von 1,5 m³ unterstellt, entsprechend dem verfügbaren Restvolumen im verfüllten Bohrloch.

Ferner wird unterstellt, dass durch chemische Reaktion verloren gehendes Wasser (unter Wasserstoffbildung) durch Lösungszutritt aus dem Porenwasser aufgefüllt wird. Dabei wird konservativ unterstellt, dass mit dem diffundierenden Wasser auch alle im Porenwasser gelöst vorliegenden Stoffe zum Bohrloch gelangen.

In Tab. 4.6 werden die Anteile prüfrelevanter Stoffe in der resultierenden Lösung aus BSK-3 und OPW als möglicher Quellterm für ein einzelnes Bohrloch in einem Endlager im Tongestein mit Geringfügigkeitsschwellen verglichen.

Tab. 4.6 Prüfung von Quelltermkonzentrationen anhand von Geringfügigkeitsschwellen

Parameter	Brennstab- kokille kg	Lösungskonzent- ration* µg/l	Geringfügig- keitsschwelle µg/l	Prüfergebnis
Kationen				
Aluminium	-	0,75	50	Geringfügig
Arsen	0,404	804.618	10	weitere Prüfung
Chrom-III	76,303	0,0004	7	Geringfügig
Eisen	2654	2.048.360	200	weitere Prüfung
Kupfer	1,768	0,00004	14	Geringfügig
Mangan	49,7	0,0009	50.000	Geringfügig
Molybdän	9,284	8.299,85	35	weitere Prüfung
Natrium	-	9.947.010	200.000	weitere Prüfung
Nickel	67,193	4,52	14	ggf. weitere Prü- fung
Uran	1.627,354	0,75	15	Geringfügig
Vanadium	0,505	53,82	4	weitere Prüfung
Anionen				
Borat	-	4.381.520	740	weitere Prüfung
Chlorid	-	20.093.300	250.000	weitere Prüfung
Nitrat	-	3.611.810	44.300	weitere Prüfung
Sulfat	-	0,0002	240.000	Geringfügig

* Restlösung aus der Reaktion von 3 BSK-3-Behältern mit OPW-Lösung, s. Bericht zu AP V in Anhang 5, dort Tabelle 5

Aus den Prüfergebnissen ist erkennbar, dass etwa die Hälfte der Stoffe als geringfügig eingestuft werden kann, die andere Hälfte muss weiteren Prüfungen unterzogen werden. Insbesondere bei den Stoffen, die als Bestandteil der OPW-Lösung oder des Buffermaterials in das Stoffgemisch gelangen (Natrium, Borat, Chlorid und Nitrat), ergibt sich die Notwendigkeit weiterer Prüfungen.

Auffallend ist das Maß an Unter- und Überschreitung der Geringfügigkeitsschwelle. Sie beträgt mehr als eine und meist sogar mehrere Größenordnungen. D. h. das Ergebnis der Bewertung ist relativ eindeutig, die Bewertung ändert sich auch dann nicht, wenn eine andere Geringfügigkeitsschwelle angesetzt würde. Einzige Ausnahme dabei ist im Beispiel das Nickel, das trotz Unterschreitung aufgrund der relativen Nähe des Ergebnisses zur Geringfügigkeitsschwelle vorsorglich der weiteren Prüfung zu unterwerfen wäre.

Vergleicht man die Lösungskonzentrationen bzw. die Prüfergebnisse mit den Stoffinventaren in der Brennstabkokille, dann fällt auf, dass kein direkter Zusammenhang zwischen Inventar und Prüfergebnis besteht. Bei zwei Stoffen mit Anteilen am Inventar im Spurenbereich (As, 90 ppm, und V, 113 ppm) ergibt sich die Notwendigkeit weiterer Prüfungen, während Uran bei hohem Massenanteil (36%) und Chrom-III (1,7%) oder Mangan (1,12%) mit Anteilen im Prozentbereich als geringfügig eingestuft werden können. Daraus lässt sich erkennen, dass reine Massenbilanzen oder auf einer Kombination von Massen und Stofftoxizitäten basierende Indikatoren, die das Lösungsverhalten der betrachteten Stoffe nicht berücksichtigen, zu Fehl-

schlüssen führen und daher als Maßstab für die Relevanz chemisch-toxischer Stoffe ungeeignet sind.

Dies gilt selbst dann, wenn zusätzlich zu Masse und Toxizität sogenannte generische Löslichkeitsgrenzen der Elemente mit berücksichtigt werden. Da diese Löslichkeitsgrenzen stets konservativ angesetzt werden müssen, ergeben sich im Vergleich zur hier gewählten Modellierung und Berechnung viele weitere relevante Stoffe. So ist beispielsweise Uran unter bestimmten Bedingungen vergleichsweise gut löslich (U-VI-Verbindungen, Sulfat- oder Carbonatkomplexe), müsste daher mit einer hohen generischen Löslichkeitsgrenze angesetzt werden und unterläge daher ebenfalls der weitergehenden Prüfung, obwohl Uran unter den vorliegenden geochemischen Bedingungen solche Verbindungen gar nicht eingehen kann.

Die hier vorgenommene Modellierung stellt also einerseits sicher, dass alle chemisch-toxischen Stoffe berücksichtigt werden können, selbst wenn sie im ppm-Bereich im Ausgangsgemisch enthalten sind, und vermeidet andererseits die unnötige Berücksichtigung von Stoffen, die nur aufgrund von Fehlschlüssen aus der Verwendung eines ungeeigneten Indikators scheinbar eine schädliche Wirkung für das Grundwasser haben können.

Der hier verwendete Indikator ist für den generellen Ausschluss bestimmter Stoffe aus dem zu berücksichtigenden Stoffkanon ungeeignet, da er auf eine gezielte und auf bestimmte geochemische Bedingungen abgestimmte Berechnung abstellt. Die hierbei ermittelte Zusammensetzung der resultierenden Lösung ist ausschließlich für den betrachteten Modellfall repräsentativ. Ändern sich bestimmte Randbedingungen, kann sich das Bewertungsergebnis für einzelne Stoffe ändern. Für die Bewertung im konkreten Fall sind daher die zugrunde zu legenden geochemischen Randbedingungen von großer Wichtigkeit. Die Generalisierung, dass z. B. Uran unter allen Umständen als geringfügig einzuordnen wäre, lässt sich aus dem hier demonstrierten Beispiel alleine nicht begründen. Der durchgeführte Vergleich dient ausschließlich der Demonstration des hier beschriebenen Kriteriums.

4.2.4 Eignung und Anwendungsgebiete der Indikatoren, Stärken und Schwächen

Jeder der beschriebenen Indikatoren hat ein typisches Anwendungsgebiet, seine Stärken, Schwächen und spezifischen Beschränkungen:

- Die Ableitung von Geringfügigkeitsinventaren aus der radiologischen **Mindestperformance** ist grundsätzlich für alle Endlagerentwicklungen und Szenarien geeignet. Herleitung und Begründung sind robust, zu beachten ist jedoch der Nachweisort. Fällt dieser im radiologischen Nachweis mit dem im Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen zusammen, ist er universell und unabhängig vom Standort anwendbar. Fallen beide Orte nicht zusammen, ergibt sich ein standortspezifischer Faktor R. Dieser ist zwar leicht zu bestimmen, setzt aber ein Mindestmaß an hydrogeologischer Kenntnis des Standorts und der Bandbreite seiner künftigen Entwicklung voraus.

- Die Bildung von Durchschnittskonzentrationen in Bereichen mit **homogener Verteilung von Schadstoffen** und deren Vergleich mit BBodSchV-Werten ist ein sehr flexibles Instrument, das allerdings an verlässliche Kenntnisse über Auslegungsdetails der Einlagerungsbereiche, der Bergwerksgestaltung, der Verfüll- und Verschlussdetails und der Ausbreitungscharakteristika gebunden ist. Sind diese bekannt, kann es vor allem zur Herleitung von Geringfügigkeitsgrenzen z. B. für Spurenbestandteile oder für im Endlager verbleibende Infrastruktur herangezogen werden. Beschränkt man sich bei der Anwendung auf wahrscheinliche Entwicklungen des Endlagers, dann ist auch die Leistungsfähigkeit des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs bei der Rückhaltung chemisch-toxischer Schadstoffe demonstrierbar. Bei weniger wahrscheinlichen Entwicklungen sind vermutlich nur kleiner-räumige Anwendungen dieses Indikators sinnvoll.
- Mit der **Quellterm-Modellierung** und dem Vergleich mit Geringfügigkeitsschwellenwerten lassen sich die Löslichkeitscharakteristika von Stoffen als Kriterium heranziehen, um relevante – weil lösliche – von irrelevanten – weil unlöslichen – Stoffen zu unterscheiden. Der hier beschriebene und an ausgewählten Bedingungen auch demonstrierte Ansatz ist wissenschaftlich weit fortgeschrittener und überzeugender als bisherige Ansätze (die z. B. auf der Annahme generischer Löslichkeiten basieren). Der Indikator demonstriert für den ersten Schritt im Transportprozess, dass die chemisch-toxische Relevanz von Stoffen im Endlager weder mit ihrem Inventar noch mit ihrem Geringfügigkeitsschwellenwert korreliert. Der Indikator kann uneingeschränkt angewendet werden und ist wegen der Kleinräumigkeit weder von Endlagerentwicklungen noch Szenarien abhängig. Er ist für eine Reihe von Stoffen aber nur glaubwürdig, wenn wirtsgesteinspezifische chemische Bedingungen angesetzt worden sind.

4.3 Anwendungsbeispiel für Geringfügigkeitsinventare

Aus den in Kapitel 4.2 aufgezeigten Möglichkeiten, für chemisch-toxische Stoffe Geringfügigkeitsinventare und stoffbezogene Geringfügigkeitsschwellen abzuleiten und aus dem Umfang des Materials, das in das Endlager gelangt, kann für jede Materialart ermittelt werden, mit welcher Auflösung die eingebrachten Stoffe im jeweiligen Material bekannt sein müssen.

Bei Materialien mit großer Masse (z.B. Abfallverpackung) kann es notwendig sein, die Bestandteile bereits ab 50 oder 100 ppm Anteil zu erfassen. Bei Materialien, die in geringer Masse in das Endlager gelangen, reichen Angaben zur Zusammensetzung im Prozentbereich aus. Liegen die Daten zur Zusammensetzung der Materialien nicht mit der nötigen Auflösung vor, dann handelt es sich um eine identifizierte und entsprechend zu kennzeichnende Kenntnislücke. In der Inventarliste ist dann eine möglichst realistische Schätzung des Bestandteils einzuarbeiten, verbunden mit einer Kennzeichnung als „Schätzung“.

In Tab. 4.7 ist für das Gesamtinventar eines Endlagers für hochradioaktive Stoffe gezeigt, welche chemisch-toxischen Stoffe ein Geringfügigkeitsinventar von 10 t überschreiten und daher mit welcher Bestimmungs- und Deklarationsgrenze qualitativ gesichert erfasst und beim Nachweis berücksichtigt werden müssen. Materialien für Verschluss und Versatz sowie verbleibende Infrastruktur sind nicht aufgeführt (siehe hierzu Kapitel 4.1).

Die in der Spalte „Bestandteile“ angegebenen Einzelstoffe und, bei zusammengesetzten Bestandteilen, die Bestimmungs- und Deklarationsgrenze sind so gewählt, dass ein Erreichen des 10 t-Kriteriums sicher erkannt wird.

Tab. 4.7 Zusammenstellung aller Materialien, die ein Geringfügigkeitsinventar im Endlager von 10 t überschreiten können (ohne Verschluss, Versatz und verbleibende Infrastruktur)

Material	Schätzmenge	Bestandteile
Abgebrannte Brennelemente	Ca. 11.000 tSM	<ul style="list-style-type: none"> • Uran: ca. 10.000 Mg • Plutonium (einschließlich Neptunium und Blei): ca. 210 t • Stabile Endprodukte von Spaltprodukten mit einer Spaltausbeute von mehr als 2% • Regelstäbe einschließlich abbrennbarer Neutronengifte (B, Gd) • Hülsen und Strukturteile: Zr, Sn, Fe, Ni, Cr • Behälter-Materialien mit allen Bestandteilen > 60 ppm
HAW-Kokillen und WAU	Ca. 6.000 tSM (ca. 2.000 Kokillen)	<ul style="list-style-type: none"> • Borosilikatglas: B, Si, und alle anderen Elementbestandteile > 1% • Alle stabilen Endprodukte von Spaltprodukten mit einer Spaltausbeute > 4% • Kokillen-Behälterstahl mit allen Elementbestandteilen > 10% • ggfs. EL-Behälter mit allen Bestandteilen >100 ppm • Hülsen und Strukturteile: Zr, Sn, Fe, Ni, Cr • Nicht verwertetes WA-Uran: ca. 5.700 t
Abger. Uran	Ca. 130.000 t	<ul style="list-style-type: none"> • abzüglich von endgültig im Ausland verbleibenden Mengen
Weitere	...	<ul style="list-style-type: none"> • Ergänzungen soweit erforderlich

Die Zusammenstellung zeigt, dass sich mit einem hier beispielhaft angesetzten Geringfügigkeitsinventar von 10 t (für alle Stoffarten) sinnvolle und realisierbare Bestimmungs- und Deklarationsgrenzen ermitteln und begründen lassen. Die Anzahl an Stoffen ist auf ein fachlich sinnvolles Maß begrenzt, die Bestimmungsgrenzen

bewegen sich im Rahmen von ohnehin vorliegenden Spezifikationen, Herstellerangaben und allgemein bekannten Zusammensetzungen.

Auch eine vorsichtige Festsetzung eines Geringfügigkeitsinventars von 1 t würde diese Liste nur um wenige zusätzliche Angaben erweitern und die bei Werkstoffen üblichen Bestimmungs- und Deklarationsgrenzen noch einhalten.

Die Liste der Bestandteile wäre zu vergleichen mit denjenigen Angaben, die ohne Ansatz eines Geringfügigkeitsinventars zu erstellen wäre. Dies wäre wesentlich umfanglicher, ohne dass sich aus den zusätzlichen Angaben ein wesentlicher Aussagegewinn im Hinblick auf den Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen herleiten ließe.

5 Szenarien der Endlagerentwicklung in ausgewählten Wirtsgesteinen

In diesem Kapitel wird auf Ausbreitungsszenarien von radiologischen und chemisch-toxischen Schadstoffen in den Wirtsgesteinen Salz und Tonstein eingegangen. Begriffe wie Szenario, FEP, ewG werden erklärt und die Vorgehensweise bei der Konstruktion von Szenarien, sowie deren Einstufung werden erläutert. Weiterhin werden die Eigenschaften der Wirtsgesteine Steinsalz und Tonstein beschrieben und gezeigt, was Referenz- und Alternativszenarien in beiden Gesteinstypen auszeichnet. Abschließend werden Ähnlichkeiten und Unterschiede zwischen radiologischen und chemisch-toxischen Szenarien angesprochen.

5.1 Entwicklung des Endlagersystems und Szenarien

Zur Beurteilung, ob die Auswirkungen eines Endlagers auf die Umwelt und den Menschen vernachlässigbar gering sind, ist eine quantitative Prognose dieser Auswirkungen erforderlich. Die Prognose der künftigen Entwicklung des Endlagers muss über sehr lange Zeiträume erfolgen (Größenordnung 1 Mio. Jahre), d.h. alle Eigenschaften sowie alle denkbaren Ereignisse und Abläufe, die in diesem Zeitraum einen Einfluss auf die Prognose haben, müssen identifiziert werden und in die Prognose eingehen. Die so identifizierte zukünftige Entwicklung des Endlagers und die möglichen Varianten werden als Szenarien bezeichnet. Szenarien bilden daher mögliche künftige Entwicklungen ab. Sie beschreiben Abläufe (z. B. die Erosion an der Oberfläche eines Salzstocks) und Einwirkungen (wie z. B. Eiszeiten) so, dass diese Abläufe und Entwicklungen schematisch und zeitlich klar sind und daraus alle relevanten Einflüsse in Art und Ausmaß erkennbar sind.

Szenarien können ähnliche Entwicklungen so zu einem einzigen Ablauf zusammenfassen, dass die Vielzahl von Varianten dadurch abgedeckt ist (Repräsentativität). Alle Szenarien zusammen genommen müssen die gesamte Bandbreite abdecken, der ein Endlager künftig ausgesetzt sein könnte (Vollständigkeit).

Szenarien müssen ferner so klar und eindeutig konstruiert sein, dass aus ihnen Konzeptuelle Modelle und anschließend Rechenmodelle erarbeitet werden können. Die Rechenmodelle werden benötigt, um die Folgen (Ausbreitung von Schadstoffen) und Auswirkungen (Risiko) eines Szenarios auch quantitativ ermitteln zu können. Konzeptuelle Modelle übersetzen den Szenarienablauf in ein vereinfachtes Raum- und Zeitmodell, reduzieren die Komplexität des Szenarios so auf das Wesentliche, dass dabei keine wichtigen Informationen oder Bestandteile verloren gehen und dennoch der Rechenaufwand handhabbar wird.

5.2 Konstruktion von Szenarien

Es gibt unterschiedliche Methoden, Szenarien zu konstruieren:

- Willkürliche Definition, basierend auf Expertenwissen,
- Herleitung aus einer vollständigen Liste von Eigenschaften, Ereignissen und Prozessen und deren Bewertung.

Im ersten Fall erfolgt ein auf Expertenwissen über das Wirtsgestein, den Standort, das Endlagerkonzept und allen zugehörigen Eigenschaften eng bezogene Definition eines Szenarios. Naturgemäß ist diese Methode nicht in der Lage, die Vollständigkeit aller Ereignisse und Prozesse in Szenarien systematisch nachzuweisen.

Im zweiten Fall wird umgekehrt vorgegangen: aus einer vollständigen Liste von Eigenschaften, Ereignissen und Prozessen (engl. Features, Events and Processes, FEP) werden diese im Hinblick auf die Standort- und Wirtsgesteinseigenschaften sowie den Eigenschaften der technischen Barrieren hin bewertet und diejenigen FEP ausgewählt, die durch die Gesamtheit der Szenarien abzudecken sind. Günstigerweise werden dann Szenarien so definiert, dass sie möglichst viele Ereignisse und Prozesse abdecken. Ein Szenario ist durch eine bestimmte Kombination von Eigenschaften, Ereignissen und Prozessen, englisch „Features, Events, Processes“ (FEP) eindeutig charakterisiert. Abschließend kann nach Definition aller Szenarien geprüft werden, ob die bewertete FEP-Liste vollständig abgedeckt ist.

5.3 Einstufung von Entwicklungen

Das Endlager und das umgebende Wirtsgestein unterliegen in der kommenden Million Jahre Veränderungen, die durch geologische, bergmechanische, hydrologische und viele andere Auslöser verursacht sein können. Diese Veränderungen werden als mögliche künftige Entwicklungen des Endlagersystems bezeichnet. Beispielsweise können Einwirkungen wie Eiszeiten je nach Umfang der Vereisung in der kommenden Million Jahre mehrfach auftreten. Die dadurch ausgelösten Veränderungen beim Endlagersystem sind zu untersuchen, Eiszeiten gehören daher auf jeden Fall zu den **zu erwartenden Entwicklungen** des Endlagers.

Aus geologischen Untersuchungen am jeweiligen Standort lässt sich die vergangene Entwicklung des Wirtsgesteins zuverlässig ableiten. Dass eine bestimmte Art an Entwicklung an diesem Standort nicht beobachtet wird, bedeutet jedoch noch nicht, dass sie künftig nicht eintreten kann, wenn sie an anderen, geologisch vergleichbaren Standorten bereits beobachtet wurde. Dass sie bei der künftigen Entwicklung des Endlagers eintreten kann, ist **weniger wahrscheinlich**, aber nach vorliegender Evidenz an einem oder mehreren anderen Standorten nicht völlig ausgeschlossen.

Entwicklungen, für die sich weder am gewählten Standort noch an irgendeinem anderen vergleichbaren Standort ein Hinweis finden lässt, können als **unwahrscheinliche Entwicklungen** eingestuft werden. Sie können beim radiologischen Nachweis untersucht werden, für sie ist in <BMU 2009> aber keine Risikogrenze definiert.

5.4 Endlagerrelevante Eigenschaften der Wirtsgesteine

Da Szenarien der künftigen Entwicklung von Wirtsgesteinsformationen eng mit den Eigenschaften solcher Gesteine verbunden sind, sind im Folgenden für die Wirtsgesteine Steinsalz und Tonstein wichtige Eigenschaften dargestellt. Hierbei sind die für die Endlagerung und den Einschluss der Schadstoffe besonders wichtigen Eigenschaften herausgestellt.

5.4.1 Eigenschaften des Wirtsgesteins Steinsalz

Salz zeichnet sich durch Eigenschaften aus, die es als Wirtsgestein für ein Endlager für hochradioaktive Stoffe als besonders geeignet erscheinen lassen <Herbert 2000>:

- extrem niedrige Permeabilität, die eine freie Lösungszirkulation verhindert,
- hohe Plastizität, die zum Schließen von Klüften und Rissen sowie langfristig auch von bergmännisch erstellten Hohlräumen führt.
- hohe Wärmeleitfähigkeit, die im Gegensatz zu anderen Wirtsgesteinen eine bessere Ausnutzung des Endlagers für wärmeerzeugende Abfälle erlaubt,
- hohe Standfestigkeit, auch großer Hohlräume, während der gesamten Betriebszeit.

Als nachteilig für die Endlagerung sind dagegen andere Eigenschaften der Salzformationen zu werten:

- Inhomogenität: Neben mächtigen Steinsalzhorizonten, in denen Endlager eingerichtet werden können, treten auch Einschaltungen von Anhydriten und Kalisalzen mit anderen mechanischen hydraulischen, thermischen und geochemischen Eigenschaften auf.
- Wasserlöslichkeit: Salzminerale sind an sich gut wasserlöslich.
- Korrosivität: Salzlösungen wirken korrosiv.

Besonders charakteristisch für das Wirtsgestein Steinsalz, und darum besonders hervorzuheben, ist dessen plastisches Verhalten. Hohe Gebirgstemperaturen und der mit zunehmender Teufe wachsende Gebirgsdruck beschleunigen Kriechvorgänge im Steinsalz und führen

- zu einer beschleunigten Konvergenz der Hohlräume,
- zur Verdichtung des Versatzes, und
- zur Ausheilung von Rissen.

Hierdurch kommt es bereits frühzeitig zu einem vollständigen Einschluss der Abfälle. Nach einem einmal erfolgten Einschluss ist ein Wasserkontakt mit den Abfällen sehr unwahrscheinlich. Nachteile dieses Wirtsgesteinstyps sind, neben der hohen Wasserlöslichkeit von Salz, das geringe Sorptionsvermögen, die geringe Durchläs-

sigkeit gegenüber Gasen sowie der oft sehr komplexe geologische Bau von Salzstöcken.

5.4.2 Eigenschaften des Wirtsgesteins Tonstein

Als für die Endlagerung hochradioaktiver Stoffe wichtige Eigenschaften von Tonsteinen sind zu nennen <Jasmund 1993>:

- der hohe Wassergehalt und die hohe Plastizität bei niedrigem Diageneseegrad,
- die große Quellfähigkeit durch Wasseraufnahme,
- die geringe Wasserwegsamkeit, und
- hohes Sorptionsvermögen für Radionuklide.

Aus bergbautechnischer Sicht haben Tonsteine eine geringere Standfestigkeit als Salzformationen. Nachteilig sind auch

- die räumliche Variation in der Zusammensetzung und in der Homogenität von Tonsteinen,
- die damit verbundene Variation seiner Eigenschaften, sowie
- die geringe Durchlässigkeit gegenüber Gasen.

Ton weist eine niedrigere Wärmeleitfähigkeit (Tonstein $1,5 - 1,9 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$, <Schön 1983>) gegenüber Steinsalz ($5,4 - 7,2 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ <Schön 1983>) auf. Dies hat zur Folge, dass die von den hochradioaktiven Abfällen ausgehende Wärme in Tonformationen langsamer abgeführt wird. Damit ist bei einer festgesetzten Temperaturobergrenze für die zulässige Aufheizung des Gebirges der Platzbedarf in einem Endlager im Tonstein deutlich größer als im Steinsalz.

Die hohe Barrierewirksamkeit von Tonstein beruht auf dessen geringer hydraulischer Durchlässigkeit in Verbindung mit einem hohen Sorptionsvermögen. In solch gering durchlässigen Gesteinen ist der advective Schadstofftransport gegenüber dem sehr viel langsamer verlaufenden diffusiven Schadstofftransport von untergeordneter Bedeutung. Als Wirtsgestein für ein Endlager kommen nur solche Bereiche in Frage, die nicht geklüftet sind und sich durch einfache, homogene geologische Verhältnisse auszeichnen. An einem idealen Standort im Tonstein kann über große Bereiche von homogenen Transporteigenschaften ausgegangen werden.

Tonstein ist im Referenzfall für die meisten chemischen Stoffe und Radionuklide als dicht anzusehen. Die weit überwiegende Anzahl an Stoffen wird in der Tonmatrix vollständig und fest sorbiert. Die Diffusion in der Tonmatrix verläuft überdies sehr langsam, so dass die Eindringtiefe der meisten Stoffe auch nach einer Million Jahren nur wenige Zentimeter (sehr gut sorbierende Stoffe) bis maximal einige Meter (sehr gering sorbierende Stoffe wie z. B. Cs-135) reicht. Nur Stoffe, die nicht an der Tonmatrix sorbieren (z. B. einige Anionen wie I-129 als Iodid oder Se-79 als Selenat) unterliegen einer weiter reichenden Diffusion und können nach einer Million Jahre die Außenkante des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs erreichen. Die

Austragsrate dieser hochmobilen Stoffanteile aus dem einschlusswirksamen Gebirgsbereich wird im Tonstein vor allem von folgenden Parametern bestimmt:

- dem Quellterm, d. h. dem mobilisierbaren Stoffinventar,
- der Mächtigkeit der Tonsteinformation (Diffusionsstrecke),
- den Diffusionskoeffizienten,
- den Verteilungskoeffizienten, und
- den Löslichkeitsgrenzen (nur bei einigen Elementen).

Wenn die Mächtigkeit der Tonformation sehr groß ist (> 200 – 250 m, d. h. Diffusionsstrecken von 100 – 125 m Tonformation über dem Endlager) und wenn die Außenkante des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs als Rand der Tonformation definiert ist, spielen die weiteren hier genannten Parameter praktisch keine Rolle.

5.5 Typische Szenarien in den Wirtsgesteinen

5.5.1 Szenarien im Wirtsgestein Steinsalz

5.5.1.1 Referenzszenario im Steinsalz – Vollständiger Einschluss

Die Endlagerung wärmeentwickelnder radioaktiver Abfälle in einem zukünftigen Endlager für hochradioaktive Stoffe im Wirtsgestein Salz zeichnet sich gegenüber Konzepten in anderen Wirtsgesteinen dadurch aus, dass im Salz der vollständige Einschluss als wahrscheinliche Entwicklung anzusehen ist, falls die entsprechenden Nachweise geführt werden können. Das Wirtsgestein Salz bietet dafür günstige Voraussetzungen, da der einschlusswirksame Gebirgsbereich in den fluidfreien zentralen Partien eines Salzstockes keinen durchströmbaren Porenraum enthält, also dort hydraulisch dicht ist. In Ergänzung zur geologischen Hauptbarriere, die zwangsweise für die Einlagerung der Abfälle durchörtert werden muss, gewährleisten die technischen Barrieren, insbesondere Strecken- und Schachtverschlüsse, den vollständigen Einschluss der Abfälle <Krone 2007>.

Im Rahmen des radiologischen Langzeitsicherheitsnachweises erfolgt für diese wahrscheinliche Entwicklung der Nachweis des vollständigen Einschlusses und damit der Nachweis der Einhaltung der radiologischen Schutzziele. Dazu sind Nachweise darüber notwendig, dass der einschlusswirksame Gebirgsbereich unter Berücksichtigung der sich verändernden Randbedingungen im Nachweiszeitraum erhalten bleibt, z.B. dass die Konvergenz der Hohlräume nicht unter Bildung von Wegsamkeiten verläuft, dass die Gasentwicklung den Erhalt des Einschlusses nicht gefährdet. Ferner werden dafür funktionale Anforderungen an die einzelnen technischen Barrieren (Behälter, Versatz sowie Bohrloch-, Strecken- und Schachtverschlüsse) und an deren zeitlich zuverlässigen Erhalt abgeleitet <DBE 2008>.

Die Sicherheitsfunktionen der einzelnen Barrieren können permanent wirksam sein, d. h. über den gesamten Nachweiszeitraum, wie die Dichtheit des einschlusswirksamen Gebirgsbereiches, oder temporär, d. h. nur in einem Abschnitt des Nach-

weiszeitraums, wie die Dichtheit von Abfallbehältern oder geotechnischen Barrieren. Entscheidend für die Langzeitsicherheit eines konzipierten Endlagers ist, dass die einzelnen Sicherheitsfunktionen derart zusammenwirken, dass die Isolation der Schadstoffe im Nachweiszeitraum für alle zu betrachtenden Entwicklungsmöglichkeiten des Endlagersystems gewährleistet ist. Sicherheitsfunktionen können zeitweise auch latent sein, wenn diese zwar verfügbar sind, aber ihre Wirkung nicht angefordert oder ausgeschöpft wird <Brasser 2008>.

Die thermischen, mechanischen, chemischen und hydraulischen bzw. hydrogeologischen Bedingungen in einem Endlagersystem können sich im Lauf der Nachbetriebsphase ändern. Dies beeinflusst die im Endlager ablaufenden Prozesse, die durch verschiedene Effekte gesteuert werden <Müller-Lyda 2008>. Diese sind vor allem:

- physikalische Effekte, wie Gebirgsaufheizung in der direkten Umgebung der Abfälle, radioaktiver Zerfall, Adsorption oder Hohlraumverringern durch Konvergenz,
- chemische Effekte, wie die Korrosion der Abfälle, Gasbildung oder Änderungen des chemischen Milieus,
- hydraulische Effekte, wie Änderungen des Strömungswiderstands von Versatz nach dessen Kompaktion.

Bei dem oben beschriebenen Referenzszenario für ein Endlager im Steinsalz sind für den Nachweis des vollständigen Einschlusses unterschiedliche Effekte von Relevanz, deren relative Bedeutung für die Langzeitsicherheit sich im Verlauf der Nachbetriebsphase ändert. Die im Zeitraum der ersten 500 Jahre nach dem Verschluss des Endlagers dominierenden Effekte sind die Wärmeentwicklung der eingelagerten Abfälle, im Zeitraum bis etwa 10.000 Jahre die von der Verfügbarkeit von diffundierendem Wasser abhängige Gasbildung sowie die zunehmende Kompaktion des eingebrachten Salzgrusversatzes.

Die Wärmeentwicklung der eingelagerten Abfälle ist während der ersten ca. dreihundert Jahren besonders hoch, sinkt dann aber aufgrund des Zerfalls der kurzlebigen Spaltprodukte Cs-137 und Sr-90 und ihrer Folgenuklide rasch ab.

Die Kriechfähigkeit des Steinsalzes führt zu einer beschleunigten Konvergenz der Hohlräume und zu einer raschen Kompaktion des eingebrachten Salzgrusversatzes sowie zur Abnahme der Durchlässigkeit in der hohlraumnahen Auflockerungszone im Gebirge. Nach <NEA 2006> kann je nach Abfalltyp nach etwa 100 bis 1.000 Jahren von einem weitgehenden Einschluss der Abfälle ausgegangen werden. Der nach ca. 10.000 Jahren angenommene Integritätsverlust der Schacht- und Streckenverschlüsse wird durch den zu diesem Zeitpunkt bereits konsolidierten und undurchlässigen Salzgrusversatz kompensiert.

Im Zeitraum von 10.000 bis 1 Million Jahre nach dem Verschluss des Endlagers sind im Wesentlichen klimatische und geologische Prozesse wirksam. Ausmaß, Umfang und Dauer dieser Auswirkungen werden aus den natürlichen Abläufen in der Vergangenheit abgeleitet und als wahrscheinlicher weiterer Verlauf in die Zu-

kunft extrapoliert. Hierbei gewinnen zunächst klimatische Einwirkungen an Bedeutung. Ungeachtet möglicher anthropogener Einflüsse auf das Klima wird in diesem Zeitraum von neuen Kaltzeiten mit Gletscherüberdeckung ausgegangen. Auf lange Sicht dominieren geologische Einwirkungen, wie Diapirismus, Subrosion oder Erosion.

5.5.1.2 Weniger wahrscheinliche Entwicklungen im Steinsalz

Gemäß Definition in <BMU 2009> (siehe Kapitel 5.3) sind weniger wahrscheinliche Entwicklungen solche, für die sich zwar am jeweiligen Standort keine Hinweise finden, die aber an anderen, geologisch vergleichbaren Standorten beobachtet wurden. Dazu können bei Steinsalz z. B. zählen: erhöhte Erosionsraten, beschleunigter Salzaufstieg bei Eisüberdeckung, Bildung und Verheilung von größeren Rissen. Entsprechende Analysen über solche Entwicklungen und ihren Einfluss auf den Einschluss der Schadstoffe sind im Rahmen des radiologischen Nachweises zu erarbeiten.

5.5.1.3 Unwahrscheinliche Entwicklungen im Steinsalz

Aufgrund der atomgesetzlich festgelegten Schadensvorsorge nach dem Stand von Wissenschaft und Technik werden im Rahmen des radiologischen Langzeitsicherheitsnachweises auch unwahrscheinliche Entwicklungen des Endlagers betrachtet, um die Robustheit des radiologischen Nachweises zu untersuchen. Die während des Zeitraums der ersten 10.000 Jahre nach dem Verschluss des Endlagers relevanten Prozesse stehen in engem Zusammenhang mit der Endlagerauslegung und den Abfalltypen. Als mögliche unwahrscheinliche Entwicklungen werden z. B. Wasserzutritte aus nicht bekannten Lösungsvorkommen oder Grundwasserzutritte in die Einlagerungsbereiche sowie eine damit verbundene Gasentwicklung diskutiert. Das eingebrachte Versatzmaterial wird zu diesem Zeitpunkt als noch durchlässig angenommen.

5.5.1.4 Zusammenfassung der Szenarien in Steinsalz

Insgesamt ist festzustellen, dass in Steinsalz

- bei Einhaltung der Mindestanforderungen gemäß <AkEnd 2002> und bei nachgewiesenem Erhalt des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs im Referenzszenario ein vollständiger Einschluss vorliegt und keine Freisetzungen von Stoffanteilen zu betrachten sind,
- weniger wahrscheinliche Entwicklungen zu analysieren sind und ihr Einfluss auf den Einschluss zu betrachten sind,
- unwahrscheinliche Entwicklungen wie der Zutritt von Wässern/Lösungen im Rahmen der Darlegung der Robustheit zu unterstellen und die Auswirkungen solcher Entwicklungen zu betrachten sind, für diese aber keine quantitativen Schutzziele festgelegt sind.

5.5.2 Szenarien im Wirtsgestein Tonstein

5.5.2.1 Referenzszenario im Tonstein

Ein typisches Endlagersystem in einer Tonsteinformation mit den Teilsystemen Nahfeld, Fernfeld und Biosphäre ist in Abb. 5.1 dargestellt. Für die modelltheoretische Behandlung des Radionuklidtransports wird in <Rübel 2007> ein Referenzszenario mit der erwarteten ungestörten Entwicklung des Endlagersystems im Nachweiszeitraum definiert. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass im Rahmen des Vorhabens TONI <Rübel 2007> keine Szenarienanalyse vorgenommen wurde. Die dort behandelten Szenarien wurden ausgewählt, um die Werkzeuge der Langzeitsicherheitsanalyse daran zu testen.

Das Referenzszenario, das im Folgenden näher beschrieben wird, geht von einer homogenen, nicht geklüfteten Tonsteinformation aus, die über den gesamten Untersuchungsbereich einheitliche Transporteigenschaften aufweist.

Die Einlagerung der Abfallbehälter erfolgt in Einlagerungsstrecken oder –bohrlöchern des Endlagerbergwerks. Der verbleibende Hohlraum in den Einlagerungsstrecken und –bohrlöchern wird mit Bentonit oder Bentonit-Sand-Mischungen verfüllt. In diesem Versatzmaterial kommt es ebenso wie in dem bei der Errichtung des Endlagerbergwerkes entsättigten Gebirgsbereich innerhalb eines Zeitraumes von einigen 10er bis 100er Jahren nach dem Verschluss des Endlagers zu einer Wiederaufsättigung des Tonsteines.

Für das Referenzszenario wird unterstellt, dass diese Wiederaufsättigung zu einem Quellen des Bentonits und einem damit verbundenen Druckaufbau führt. Die Hohlraumverringerung, Volumenvergrößerung und der Druckaufbau führen zu einer Beschleunigung des Verschließens der Bufferzone und der Auflockerungszone im Tonstein. Aufgrund dieser Prozesse sind sämtliche Wegsamkeiten im Bentonit und in der hohlraumnahen Auflockerungszone im Gebirge bereits geschlossen, wenn es zum Versagen der ersten Abfallbehälter kommt.

Die von der umgebenden Tonsteinformation zur Verfügung gestellte Wassermenge reicht aus, um die Stahlbehälter der eingelagerten Abfälle vollständig zu korrodieren <Rübel 2004>. Der Korrosionsprozess wird daher nicht von der Verfügbarkeit des Wassers gesteuert, sondern durch die Korrosionsrate des Behälterstahls. Vor dem Versagen der Behälter ändert sich die Aktivität der Radionuklide zunächst nur durch radioaktiven Zerfall oder den Aufbau radioaktiver Folgeprodukte.

An mobilisierbaren chemisch-toxischen Stoffen sind in den Einlagerungsbereichen vor diesem Zeitpunkt nur die Korrosionsprodukte des Behältermaterials relevant. Erst nach dem Versagen der Behälter kommt es zur Mobilisierung der Radionuklide und der chemisch-toxischen Stoffe innerhalb des Behälters und zu einem Schadstofftransport. Ab diesem Zeitpunkt wird eine unmittelbare Freisetzung der Radionuklide und der chemisch-toxischen Stoffe in das Umfeld des Behälters (Buffer, einschlusswirksamer Gebirgsbereich) unterstellt (Abb. 5.1, Teil a).

Es folgt eine Lösung der Behälter- und Abfallmaterialien in dem innerhalb des Behältervolumens zur Verfügung stehenden Wasser. Radionuklide und chemisch-

toxische Stoffe, deren Löslichkeitsgrenze innerhalb des Behälters überschritten wird, können ausgefällt werden. Hierbei werden in bisherigen Sicherheitsanalysen weder zeitliche noch räumliche Unterschiede in den chemischen Bedingungen berücksichtigt. Es wird unterstellt, dass die Radionuklide und chemisch-toxischen Stoffe ihre Löslichkeitsgrenzen ausschließlich innerhalb der Behälter überschreiten können.

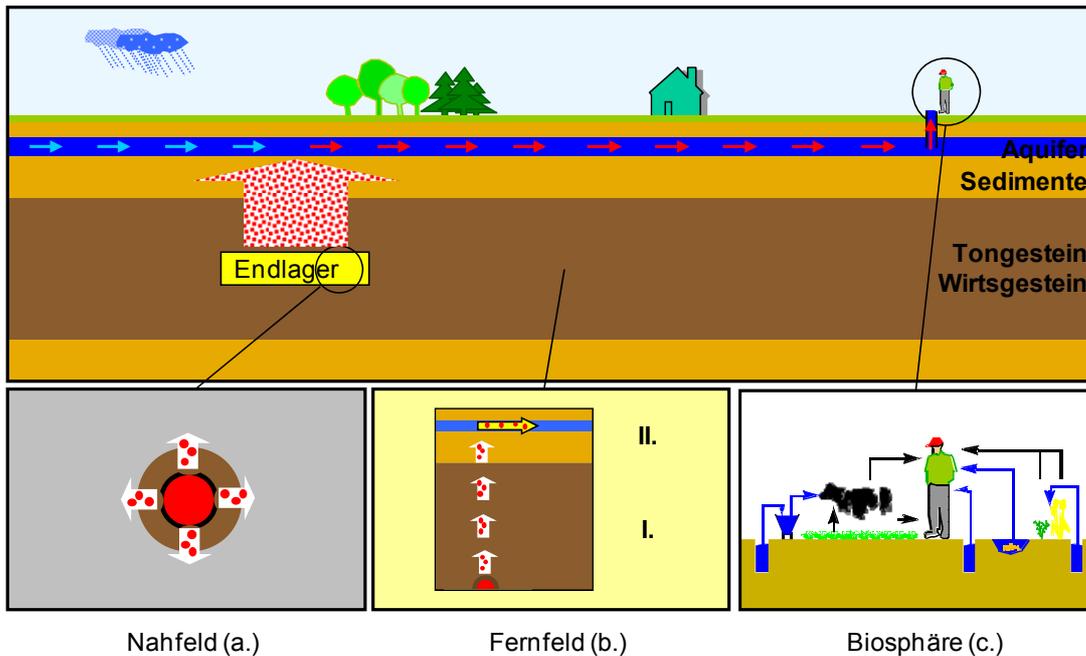


Abb. 5.1 Schematische Darstellung eines Endlagersystems in einer Tonsteinformation mit den Teilsystemen Nahfeld (a.), Fernfeld (b.) und Biosphäre (c.) und dem für den Radionuklidtransport im Rahmen von Langzeitsicherheitsanalysen angenommenen Referenzszenario (aus <Rübel 2007>)

Der Transport der mobilisierten Schadstoffe durch den Buffer und durch das Wirtsgestein erfolgt ausschließlich durch Diffusion. Die Diffusionseigenschaften, wie der Diffusionskoeffizient oder die diffusionszugängliche Porosität, können im Bentonit und in der Tonsteinformation unterschiedlich sein. Als Ergänzung des Referenzszenarios können im Hangenden des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs weitere Gesteinsformationen mit niedriger Permeabilität auftreten, in denen der Schadstofftransport ebenfalls ausschließlich durch Diffusion erfolgt (Abb. 5.1, Teil b).

Bis zum nächsten Aquifer findet ein diffusiver Transport der Schadstoffe statt, bei den meisten Kationen begleitet von Sorptions- und Rückhaltevorgängen. Im Aquifer werden die Radionuklide und chemisch-toxischen Stoffe verdünnt, abhängig von der Fließrate und Ergiebigkeit im Grundwasserleiter. Durch die Kontamination mit chemisch-toxischen Stoffen kann das Grundwasser nachteilig beeinflusst werden. Der weitere Transport der Radionuklide innerhalb des Aquifers erfolgt hauptsächlich durch Advektion und damit vergleichsweise rasch. Durch den Transport der Stoffe in den Aquifer wird das dort vorhandene Grundwasser kontaminiert. Eine Nutzung dieses Grundwassers als Trinkwasser oder zur Nahrungsmittelproduktion hätte eine

Strahlenexposition zur Folge (Abb. 5.1, Teil c). In den radiologischen Langzeitsicherheitsanalysen wird nur die Verdünnung der Radionuklide im Aquifer berücksichtigt, Transport und Rückhaltung innerhalb des Aquifers werden dagegen vernachlässigt.

Langzeitsicherheitsanalysen für Tonsteinformationen wurden bisher in Deutschland nicht durchgeführt. Die Untersuchung einzelner Szenarien in <Rübel 2007> beschränkte sich auf radiologische Betrachtungen und diente allein dem Zweck, Werkzeuge der Langzeitsicherheitsanalyse an vorgegebenen Szenarien zu testen.

Auch für chemisch-toxische Stoffe wurden bisher in Deutschland keine Analysen durchgeführt. Auch in der Sicherheitsanalyse für Tonstein in der Schweiz <NAGRA 2002> wurden chemisch-toxische Stoffe nicht mitmodelliert. In der französischen Sicherheitsanalyse <ANDRA 2005> wurden für Tonstein am Standort Bure vier chemisch-toxische Stoffbestandteile im Endlager (Bor, Nickel, Selen und Antimon) ausgewählt und der gleichen Analyse unterzogen wie die radioaktiven Stoffe. Das Lösungsverhalten einer Vielzahl chemisch-toxischer Inhaltsstoffe im Einlagerungsbereich eines Endlagers in Tonsteinen, in einem Einlagerungsbohrloch, wurde in der vorliegenden Untersuchung zum ersten Mal untersucht, in den Modellrechnungen zur Ausbreitung der gelösten Stoffe in einer Tonsteinsäule wurden für alle diese Stoffe auch der Transport untersucht.

5.5.2.2 Weniger wahrscheinliche und unwahrscheinliche Entwicklungen im Tonstein

Zusätzlich zum Referenzszenario werden in Langzeitsicherheitsanalysen auch Alternativszenarien mit Einwirkungen auf das Endlagersystem untersucht. Typische Szenarien für solche weniger wahrscheinlichen Entwicklungen, bzw. je nach Standort auch unwahrscheinliche Entwicklungen (vom Typ „What if ...“), sind z. B. die Reaktivierung inaktiver Klüfte als Folge tektonischer Ereignisse, die Neuentstehung von Klüften und Störungen oder höhere hydraulische Durchlässigkeit von Teilbereichen oder in vorhandenen Klüften. Die geologischen Verhältnisse der betrachteten Alternativszenarien sind in Abb. 5.2 zusammen mit dem beschriebenen Referenzszenario schematisch dargestellt.

In dem Alternativszenario in Abb. 5.2, Teil b, wird die Entstehung einer durchgängigen Kluft zwischen den beiden Aquiferen im Hangenden und Liegenden der Wirtsgesteinsformation unterstellt. Für diese Kluft, die über größere Distanzen hydraulisch durchlässig sein kann, wurden in <Rübel 2007> eine Öffnungsweite von weniger als 1 mm und eine Kluftlänge zwischen mehreren Metern und einigen 10er Metern angenommen. Ein zweites Alternativszenario in Abb. 5.2, Teil c, unterstellt das Auftreten einer hydraulisch durchlässigen Kluftzone, die in unmittelbarer Nachbarschaft eines Abfallbehälters liegt.

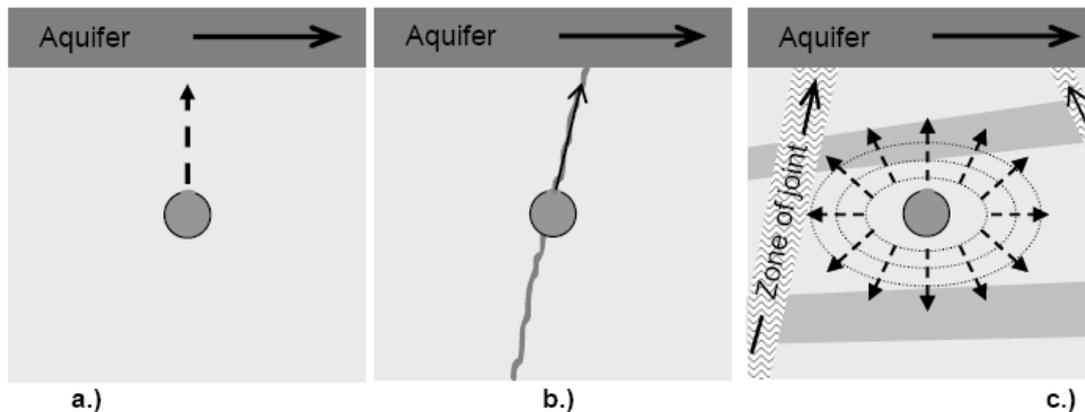


Abb. 5.2 Schematische Darstellung der geologischen Verhältnisse im Wirtsgestein Tonstein: a.) Referenzszenario mit Abfallbehälter, in homogenem, nicht geklüftetem Wirtsgestein und überlagerndem Aquifer; b.) Alternativszenario mit durchgängiger Kluft in Wirtsgesteinsformation und Abfallbehälter; c.) Alternativszenario mit am Abfallbehälter vorbeiführender Kluftzone in der Wirtsgesteinsformation (aus <Rübel 2007>)

5.5.2.3 Zusammenfassung der Szenarien in Tonstein

Insgesamt ist festzustellen, dass in Tonstein:

- bei Mächtigkeiten des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs zwischen der Mindestschichtdicke von 100 m und von etwa 400 m im Referenzszenario Freisetzungen von mobilen Stoffanteilen nicht ausgeschlossen sind,
- das Referenzszenario sich aufgrund der Wirtsgesteinseigenschaften und der Homogenität des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs relativ einfach darstellt, die denkbaren weniger wahrscheinlichen und unwahrscheinlichen Szenarien jedoch recht variantenreich sind,

5.6 Denkbare Unterschiede zwischen radiologischen und chemisch-toxischen Szenarienabläufen

Prinzipiell gibt es keine Unterschiede in der Art der Nachweisführung zwischen dem radiologischen und dem Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen. Die Szenarien können etwas unterschiedlich sein, jedoch ist von den gleichen FEP auszugehen. So ist z. B. beim Auftreten von Lösungen mit einer früheren Freisetzung von chemisch-toxischen Schadstoffen als von Radionukliden auszugehen, weil die Materialien und Einbauten im Infrastrukturbereich und die Behälter in den Einlagerungsbereichen früher im Kontakt mit den Lösungen stehen als deren radioaktive Inhaltsstoffe.

Ein Unterschied kann auch darin liegen, dass chemisch-toxische Stoffe in Endlagerbereichen vorkommen, in denen keine radioaktiven Stoffe eingelagert sind (z. B. in Verschlussbauwerken, im Versatz). Zwar ist davon auszugehen, dass der Großteil der chemisch-toxischen Stoffe in den Behältern an gleicher Stelle eingelagert ist, wie die Radionuklide. Wenn diese nicht von der Lösung erreicht werden und nicht

freigesetzt werden, trifft dies wahrscheinlich auch für die chemisch-toxischen Inhaltsstoffe in den Behältern zu. Ein weiterer Teil chemisch-toxischer Stoffe kann jedoch in technischen Anlagen enthalten sein, die im Infrastrukturbereich des Endlagers weitab vom Einlagerungsbereich verbleiben. Dazu könnten Teile von elektrischen Anlagen (Kabel) ebenso zählen wie Einbauten, wenn diese nicht vollständig zurückgebaut werden können oder die Geringfügigkeit der verbleibenden Inventare nicht anderweitig nachgewiesen werden kann (siehe Kapitel 4.1). Während die Einlagerungsbereiche nur in trockenen Bereichen des Hauptsalzes angelegt werden, können Teile des Infrastrukturbereiches auch in andern Salzhorizonten liegen und dort einem größeren Risiko eines Lösungszutritts ausgesetzt sein. Bei bisherigen Untersuchungen von Salzstrukturen in Norddeutschland wurden beispielsweise im Hauptanhydrit Lösungsvorkommen von bis zu 200 m³ angetroffen, die sich in den Infrastrukturbereich ergossen haben. Die Betrachtung solcher Abläufe sind für den radiologischen Nachweis nicht erforderlich, müssten aber für den Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen ergänzend durchgeführt werden. Dabei wären zwar die zu betrachtenden Szenarienabläufe leicht unterschiedlich, die FEPs aus denen sich die Szenarien zusammensetzen, sind jedoch größtenteils die Gleichen.

6 Zusammenfassung

Beim Nachweis des Grundwasserschutzes vor chemisch-toxischen Stoffen sind eine Reihe von Randbedingungen zu beachten. Im hier beschriebenen Arbeitspaket IV wurden diesbezüglich insbesondere die folgenden Themen behandelt:

- die rechtlichen Rahmenbedingungen für den Nachweis, insbesondere Überlegungen zu der Frage, wo und für welchen Zeitraum der Nachweis zu erbringen ist,
- die Ableitung von anzuwendenden Vorsorgewerten,
- die Erarbeitung von Kriterien, die für die Kategorisierung des chemisch-toxischen Stoffbestandes bei der Inventarisierung hilfreich sein können, und von Methoden, die für die Bewertung der Geringfügigkeit von Stoffen herangezogen werden können,
- das Vorgehen bei der Auswahl von Szenarien, für die der Nachweis zu führen ist.

Zur Festlegung des Nachweisorts ist zwischen einzelnen räumlichen Bereichen des Grundwassers zu differenzieren. Anhand von drei Eigenschaften,

- Abstandsgeschwindigkeit des Grundwasservorkommens,
- Ergiebigkeit und Umfang des Grundwasservorkommens,
- stoffliche Zusammensetzung des Grundwasservorkommens,

ist die Schutzwürdigkeit der verschiedenen Grundwasservorkommen zu bewerten und in einem Abwägungsprozess dasjenige Grundwasservorkommen am Standort festzulegen, an das die Geringfügigkeitsschwellen als strengste anzuwendende Schutzmaßstäbe anzulegen sind. In diesem Grundwasservorkommen erfolgt unter Anwendung der Geringfügigkeitsschwellen die Prüfung auf Geringfügigkeit der Einwirkung.

Beim Nachweiszeitraum erweist es sich als zweckmäßig, die Einwirkungen auf das Grundwasser über einen Zeitraum in der Größenordnung von einer Million Jahre zu wählen. Dieser Zeitraum ergibt sich aus einer Abwägung aus

- der zeitlichen Invarianz des vorliegenden chemisch-toxischen Schadpotentials,
- dem Prognosezeitraum, über den an geeigneten Standorten und Wirtsgesteinen mit wissenschaftlichen Methoden zuverlässige Aussagen gewinnbar sind, und
- der Überlegung, dass bei Rückhaltung des weit überwiegenden Schadpotentials innerhalb des Endlagers und im einschlusswirksamen Gebirgsbereich über sehr lange Zeiträume verteilte diffuse Austräge von einigen wenigen

hochmobilen Schadstoffen in niedrigen Konzentrationen auch jenseits dieses Zeitraums nicht als besorgniserregend im Sinne des WHG einzuordnen sind.

Die Ableitung von Orientierungswerten, unterhalb derer nicht vom Besorgnis einer schädlichen Einwirkung auf das schützenswerte Grundwasser ausgegangen werden muss, erfolgte im Rahmen dieses Arbeitspaketes für alle jene chemisch-toxischen Schadstoffe, die für ein Endlager für hochradioaktive Abfälle typisch sind. Es zeigt sich, dass die Geringfügigkeitsschwellenwerte der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) das weit überwiegende Schadstoffspektrum abdecken, fehlende Stoffe wurden unter Heranziehung von weiteren nationalen und internationalen Regelwerken ergänzt. Sollten sich im Rahmen der Nachweisführung zusätzliche Stoffe als relevant herausstellen, ist eine weitere Ergänzung möglich. Für Stoffe, bei denen der Kenntnisstand für eine begründete Herleitung von Schwellenwerten nicht ausreichen sollte, kann darüber hinaus auch der restriktiv definierte generische Schwellenwert der LAWA herangezogen werden. Im Rahmen der hier durchgeführten Berechnungen war dies nicht erforderlich.

Obschon ein jedes Ding ein Gift ist und es nur auf die Dosis ankommt, ergibt eine genauere Betrachtung der in ein Endlager eingebrachten und dort verbleibenden Materialien, dass viele dieser Materialien unter alltäglichen Bedingungen als nicht-toxisch eingeordnet und frei oder unter Auflagen verwendet werden. Hierzu zählen z. B. viele Baustoffe, die unter Tage für Verfüllungs- oder Stabilisierungsaufgaben Verwendung finden. Es ist daher sinnvoll, die an die Verwendung dieser Materialien (außerhalb eines Endlagers) geknüpften Bedingungen zu untersuchen, die Einhaltung dieser Bedingungen nachzuweisen und im laufenden Betrieb des Endlagers zu verifizieren. Kann dies für das entsprechende Material im Nachweis gezeigt werden, besteht kein Anlass dafür, das Material und seine Inhaltsstoffe dem chemisch-toxischen Inventar zuzuschlagen.

Es ist ferner mittels dreier verschiedener Methoden gezeigt, dass für viele Stoffbestandteile mit Geringfügigkeitsindikatoren relevante von nicht relevanten Stoffen unterschieden werden können:

- Mit dem Indikator „Endlager-Performance“ kann gezeigt werden, dass an den Einschluss radioaktiver Stoffe hohe Anforderungen gestellt sind. Die gleichen Schutzmechanismen sorgen auch dafür, dass die chemisch-toxischen Stoffe entweder eingeschlossen bleiben oder sich allenfalls in sehr niedrigen Konzentrationen in das Grundwasser ausbreiten können. An Beispielen wird gezeigt, dass sich aus der erforderlichen bzw. nachgewiesenen radiologischen Performance Untergrenzen an chemisch-toxischem Inventar herleiten lassen, unterhalb derer das Inventar bestimmter Stoffe von so geringem Umfang ist, dass sich für den jeweiligen Stoff weitere quantitative Analysen erübrigen. Es wird ferner gezeigt, dass sich daraus auch Maßstäbe dafür herleiten lassen, welches Material mit welchen Bestimmungs- und Deklarationsgrenzen angegeben werden muss.

- Mit dem Indikator „Homogene Verteilung in einem abgegrenzten Teilvolumen“ kann beurteilt werden, ob und welche Stoffe in relevanter Menge vorliegen und einer quantitativen Analyse unterzogen werden müssen. Dazu wird ein abgeschlossenes Teilvolumen ausgewählt, in dem sich die Stoffmenge homogen verteilt, bevor sie in weitere Kompartimente des Endlagersystems vordringen kann. Die in dem Teilvolumen erreichte Feststoffkonzentration wird z. B. mit Vorsorgewerten des Bundes-Bodenschutzgesetzes verglichen. Unterschreitet die Konzentration des Stoffes den Vorsorgewert, kann der Stoff auch in das entfernter gelegene schützenswerten Grundwasser nicht in zu Besorgnis Anlass gebender Konzentration emittiert werden. Der Indikator kann z. B. angewendet werden, um Grenzen für Spurenbestandteile in Materialien festzulegen oder um zu prüfen, ob im Endlager verbleibende Infrastruktureinrichtungen so viel Inventar beitragen, dass eine quantitative Analyse erforderlich ist.
- Mit dem Indikator „Lösungskonzentration im Quellterm“ kann überprüft werden, ob und welche Stoffe sich unter den endlagerspezifischen Bedingungen auflösen und überhaupt das Potential haben, an nachfolgenden Ausbreitungsschritten teilzunehmen. Dazu werden die Lösungsvorgänge geochemisch modelliert und Gleichgewichtskonzentrationen errechnet. Unterschreitet die Konzentration eines Stoffs bereits in dieser Quellterm-Lösung den zugehörigen Geringfügigkeitsschwellenwert, kann er auch im weiter entfernt gelegenen schützenswerten Grundwasser nicht zu Besorgnis Anlass geben. Eine quantitative Analyse der weiteren Ausbreitung erübrigt sich dann.

Jeder der Indikatoren ist für ein definiertes Anwendungsfeld geeignet und mit bestimmten Bedingungen verknüpft, unter denen er überhaupt nur angewendet werden darf. In der Summe der drei Indikatoren decken diese jedoch ein weites Feld von Anwendungen, Entwicklungen des Endlagers und Situationen ab. Sie erlauben es z. B., für eine Vielzahl von denkbaren Stoffen, Spurenbestandteilen, etc. zu begründen, dass und warum von diesen keine Gefahr einer schädlichen Grundwasserunreinigung zu besorgen ist. Sie zeigen andererseits, auf welche Stoffe es tatsächlich ankommt, welche Stoffe zu erfassen und welche einer weitergehenden quantitativen Analyse zu unterwerfen sind

Literaturverzeichnis

- AkEnd 2002 Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte (AkEnd): Auswahlverfahren für Endlagerstandorte – Empfehlungen des AkEnd. – Bonn 2002
- ANDRA 2005 Agence Nationale pour la gestion des déchets Radioactifs (ANDRA): Dossier Argile 2005 – Évaluation de sûreté du stockage géologique. – <http://www.andra.fr>, Datei D05A_270_TES.pdf, Paris, Juni 2005
- BBodSchG 2004 Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG) vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 9. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3214)
- BBodSchV 2004 Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999, BGBl. I S. 1554, geändert durch Verordnung vom 23. Dezember 2004, BGBl. I S. 3758
- BMU 2009 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU): Sicherheitsanforderungen an die Endlagerung wärmeentwickelnder radioaktiver Abfälle. – Berlin, Juli 2009
- BR 2009 Bundesrat: Drucksache 280/09 (Beschluss): Stellungnahme des Bundesrates zum Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Wasserrechts, Berlin, 15.05.2009
- Brasser 2008 Brasser, T.; Fein, E.; Herbert, H.J.; Miehe, R.; Müller-Lyda, I.; Noseck, U.; Schmidt, U.; Rübel, A.: Endlagerung wärmeentwickelnder radioaktiver Abfälle in Deutschland – Anhang Parameter. – Braunschweig/Darmstadt, September 2008, http://www.grs.de/module/layout_upload/anhang_parameter.pdf
- Buchheim 2005 Buchheim, B.; von Fellenberg, H.; Rohr, D.: Ermittlung von Art und Menge chemisch-toxischer Stoffe in allen Arten radioaktiver Abfälle und Bewertung ihrer Freisetzung im Hinblick auf das Schutzziel des Wasserhaushaltsgesetzes. – CH-Fällanden 2005
- BVerwG 1970 Bundesverwaltungsgericht: Urteil vom 26.6.1970, Az. IV C 99.67, NJW 1970, 1890
- BVerwG 1981 Bundesverwaltungsgericht: Urteil vom 12.9.1980; ZfW (Zeitschrift für Wasserrecht) 1981, 87ff.
- BVerwG 2007 Bundesverwaltungsgericht: Beschluss vom 26.3.2007, Az. 7 B 73/06, 7 B 74/06 und 7 B 72/06; NVwZ 2007, 833 ff.
- Court of Appeals 2004 United States Court of Appeals for the District of Columbia Circuit: Nuclear Energy Institute Inc. v. Environment Protection Agency. – No. 01-1258, Washington D.C., 9. Juli 2004
- DBE 2008 DBETec: Überprüfung und Bewertung des Instrumentariums für eine sicherheitliche Bewertung von Endlagern für HAW – ISIBEL I. Gemeinsamer Bericht von DBE TECHNOLOGY GmbH, BGR und GRS. – DBE TECHNOLOGY GmbH, TEC-09-2008-AB, 95 S., 9 Einzelber. als Anlage, Peine 2008

- GrwRL 2006 Richtlinie 2006/118/EG vom 12.12.2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung“ (Grundwasser-Richtlinie), ABl. EU Nr. L 372 vom 27.12.2006, S. 19 ff., berichtigt durch ABl. EU Nr. L 53 vom 22.02.2007, S. 30 und ABl. EU Nr. L 139 vom 31.05.2007, S. 39.
- GrwV 1997 Grundwasserverordnung vom 18. März 1997, BGBl. I S. 542
- Herbert 2000 Herbert, H.-J.: Zur Geochemie und geochemischen Modellierung hochsalinärer Lösungen. – Geologisches Jahrbuch, Sonderhefte, Reihe D, Heft SD1, 392 S. (Habilitationsschrift), 2000
- Jasmund 1993 Jasmund, K.; Lagaly, G. (Hrsg.): Tonminerale und Tone - Struktur, Eigenschaften, Anwendung und Einsatz in Industrie und Umwelt;- Steinkopff Verlag Darmstadt 1993
- Knopp 2002 Knopp, G.-M. in: Sieder/Zeitler/Dahme, Wasserhaushaltsgesetz, Kommentar, Loseblattsammlung (Stand: Ergänzungslieferung September 2002)
- Krone 2007 Krone, J.; Müller-Hoeppe, N.; Brewitz, W.; Mönig, J.; Wallner, M.; Weber, J.R.: Developing an Advanced Safety Concept for a HLW Repository in Rock Salt, NEA-Symposium “Safety Case for the Deep Disposal of Radioactive Waste: Where do we stand?”, 23-25 January 2007, Paris
- LAGA 1998 Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen - Technische Regeln - Teil II: technische Regeln für die Verwertung. - Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 20, Stand: November 1998
- LAGA 2001 Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): LAGA PN 98 Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen. - Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 32, Stand: Dezember 2001
- LAGA 2003 Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen - Technische Regeln - Allgemeiner Teil. - Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 20, Überarbeitung Endfassung vom 06.11.2003
- LAGA 2004a Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen: Teil II: Technische Regeln für die Verwertung, 1.2 Bodenmaterial (TR Boden), Stand: 05.11.2004
- LAGA 2004b Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen: Teil III: Probenahme und Analytik, Stand: 05.11.2004
- LAWA 2004 Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. – Düsseldorf 2004, <http://www.lawa.de/pub/kostenlos/gw/GFS-Bericht-DE.pdf>
- Müller-Lyda 2008 Müller-Lyda, I.; Sailer, M. (Eds.): Endlagerung wärmeentwickelnder radioaktiver Abfälle in Deutschland, Hauptband. – Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-247, Braunschweig/Darmstadt, 2008, http://www.grs.de/module/layout_upload/grs_247_onlinevers.pdf
- NAS 1995 National Academy of Sciences (NAS): Technical Bases for Yucca Mountain Standards. – National Academy Press, Washington D.C., 1995

- NEA 2006 NEA/OECD: Integration Group for the Safety Case (IGSC). Consideration of timescales in post-closure safety of geological disposal of radioactive waste. – OECD/NEA Publ., NEA/RWM/IGSC(2006)3, JT03220159, 157 S., 4 App., Paris 2006
- NWG 2007 Niedersächsisches Wassergesetz, in der Fassung der Bekanntmachung vom 25. Juli 2007, Nds. GVBl. S. 345
- OVG 2006 OVG Lüneburg: Urteil zur Schachanlage Konrad vom 8.3.2006, Az. 7 KS 128/02, DVBl. 2006, 1044.
- PFB Konrad 2002 Niedersächsisches Umweltministerium: Planfeststellungsbeschluss Schacht Konrad - Gehobene wasserrechtliche Erlaubnis für die Endlagerung radioaktiver Abfälle im Endlager Schacht Konrad. – Anhang 4 zum Planfeststellungsbeschluss Schacht Konrad, Hannover 2002
- Rübel 2004 Rübel, A.; Nosek, U.; Müller-Lyda, I.; Kröhn, K.-P.; Storck, R.: Konzeptioneller Umgang mit Gasen im Endlager. – Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-205, Braunschweig 2004
- Rübel 2007 Rübel, A.; Becker, D.-A.; Fein, E.: Radionuclide transport modelling: Performance assessment of repositories in clays. – Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-228, 219 S., Köln 2007
- Schön 1983 Schön, J.: Petrophysik. – Ferdinand Enke-Verlag, Stuttgart 1983
- Supreme Court 2004 Supreme Court of Appeals: Urteil vom 9. Juli 2004, No. 01-1258, (Nuclear Energy Institute vs. Environmental Protection Agency)
- TrinkwV 2006 Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) vom 21. Mai 2001 (BGBl. I S. 959), geändert durch Artikel 363 der Verordnung vom 31. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2407)
- US-EPA 2003 United States Environmental Protection Agency (US-EPA): Drinking Water Contaminants. – 40 CFR 143, Primary Standards: <http://www.epa.gov/safewater/mcl.html>, Secondary Standards: http://edocket.access.gpo.gov/cfr_2002/julqtr/pdf/40cfr143.3.pdf
- VDZ 2001 Verein Deutscher Zementwerke e.V. (VDZ): Spurenelemente in deutschen Normzementen 2001. - Verlag Bau + Technik GmbH, Düsseldorf 2001
- VersatzV 2006 Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage (Versatzverordnung - VersatzV), vom 24. Juli 2002 (BGBl. I S. 2833), zuletzt geändert durch Artikel 11 des Gesetzes vom 15. Juli 2006 (BGBl. I S. 1619)"
- VGH Mannheim 1990 Urteil vom 26.6.1990, ZfW 1990, S. 32
- WHG 2007 Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz, WHG), in der Fassung der Bekanntmachung vom 19. August 2002 (BGBl. I S. 3245), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 10. Mai 2007 (BGBl. I S.666)
- WHG-E 2009 Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) – Gesetzentwurf der Bundesregierung vom 11.03.2009 http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/whg_entwurf.pdf

- WHO 2006 World Health Organisation (WHO): Guidelines for Drinking Water Quality (GDWQ), Table A4.3 Guideline values for chemicals that are of health significance in drinking-water; <http://www.who.org>
- WRRL 2000 Richtlinie 2000/60/EG vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie), ABI. EG Nr. L 327 vom 22.12.2000, S. 1 ff., zuletzt geändert durch ABI. EU Nr. L 81 vom 20.03.2008, S. 60 f.