

Deckblatt

Projekt	PSP-Element	Obj.Kenn.	Aufgabe	UA	Lfd.Nr.	Rev.	Seite: I
NAAN	NNNNNNNNNN	NNNNNN	AAAA	AA	NNNN	NNNN	
9K			MZZ	RB	0012	0003	EU 509
							Stand: 30.03.1998

Titel der Unterlage:

Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers durch bestimmte gefährliche Stoffe (ET-IB-94-REV-3)

Ersteller:

BfS

Textnummer:

Stempelfeld:

Freigabe für Behörden:

Freigabe im Projekt:

21.04.98

Datum und Unterschrift

Diese Unterlage unterliegt samt Inhalt dem Schutz des Urheberrechts sowie der Pflicht zur vertraulichen Behandlung auch erung und Vernichtung und darf vom Empfänger nur auftragsbezogen genutzt, vervielfältigt und Dritten zugänglich gemacht werden. Eine andere Verwendung und Weitergabe bedarf der ausdrücklichen Zustimmung des BfS.

Revisionsblatt

Projekt	PSP-Element	Obj.Kenn.	Aufgabe	UA	Lfd.Nr.	Rev.	Seite: II
NAAN	NNNNNNNNNN	NNNNNN	AAAA	AA	NNNN	NNNN	
9K			MZZ	RB	0012	0000	Stand: 30.09.1997

Titel der Unterlage:

Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers durch bestimmte gefährliche Stoffe (ET-IB-94)

Rev.	Rev.-Stand Datum	UVST	Prüfer (Zeichn.)	rev. Seite	Kat. *)	Erläuterung der Revision
01	28.11.97	ET-S 1.1	Br	alle	R,V	Gesamtüberarbeitung der Unterlage
02	21.01.98	ET-S 1.1	Br	alle	R,V	Gesamtüberarbeitung der Unterlage (aufgrund des NMU-Schreibens 402-40326/03-6/1.10 vom 22. Dezember 1997)
03	30.03.98	ET-S 1.1	Br	alle	R,V	Gesamtüberarbeitung der Unterlage (insbesondere aufgrund des NMU-Schreibens (AZ: 402-40326/03-6/1.10) vom 09.02.1998, der beiden NMU-Schreiben (AZ: 402-40326/03-6/1.10) vom 17.02.1998 und der Fachgespräche am 09.02.1998 und 11.03.1998)

*) Kategorie R = redaktionelle Korrektur
 Kategorie V = verdeutlichende Verbesserung
 Kategorie S = substantielle Revision
 mindestens bei der Kategorie S müssen Erläuterungen angegeben werden

BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ

Fachbereich Nukleare Entsorgung und Transport

**Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des
Grundwassers durch bestimmte gefährliche Stoffe**

Interner Arbeitsbericht

Salzgitter, März 1998

ET-IB-94-REV-3

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Zusammenfassung	5
1. Einleitung	7
2. Endzulagernde radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung	8
3. Abschätzung der zu erwartenden Inventare organischer und anorganischer nichtradioaktiver Stoffe	9
3.1 Organische Stoffe	10
3.1.1 Organische chemotoxische Stoffe im Abfall	11
3.1.2 Umwandlung und Abbau organischer Stoffe	13
3.1.2.1 Hydrolyse und Redoxreaktionen	13
3.1.2.2 Radiolytische Prozesse	14
3.1.2.3 Mikrobielle Aktivitäten	14
3.1.2.4 Mineralisation	15
3.1.2.5 Schlußfolgerungen	15
3.2 Anorganische Stoffe	16
3.2.1 Anorganische chemotoxische Stoffe im Abfall	16
4. Modellbetrachtungen zur möglichen Verschmutzung des Grundwassers	19
4.1 Vorgehensweise	19
4.1.1 Annahmen und Randbedingungen	19
4.1.2 Verdünnungsfaktoren	21
4.1.3 Prüfwerte und Grenzkonzentrationen	23
4.2 Löslichkeiten	24
5. Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers	26
5.1 Chemotoxische organische Verbindungen	26
5.2 Grundwasserverordnung	30
5.2.1 Betrachtungen zu organischen Verbindungen	30
5.2.2 Grundwasserverordnung, Anlage: Liste I	33
5.2.3 Grundwasserverordnung, Anlage: Liste II	39
5.3 Anorganische Stoffe und Verbindungen	47
5.4 Aluminium	47
5.5 Wismut und Thorium	47
5.6 Belastung des oberflächennahen Grundwassers	48
6. Wahrung des Schutzgedankens aus § 34 Abs. 2 WHG	50
7. Zusammenfassende Bewertung	51
8. Literatur	53
9. Tabellen	63
Gesamtblattzahl	91

Zusammenfassung

Im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens für die Schachtanlage Konrad als Endlager für radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung ist von der Planfeststellungsbehörde eine Prüfung der möglichen Verschmutzung des Grundwassers durch die in der Anlage zur Grundwasserverordnung, Listen I und II, genannten Stoffe gefordert worden. Sie stellt den wesentlichen Teil einer Unterlage dar, die als Grundlage für die wasserrechtliche Erlaubnis gemäß § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG, § 4 Abs. 2 Nr. 2 NWG dienen soll.

Diese Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers durch organische und anorganische Stoffe ist mit Hilfe von sehr konservativen Modellbetrachtungen durchgeführt worden. Hierzu wurde insbesondere auf die ermittelten Inventare organischer und anorganischer nichtradioaktiver Bestandteile der radioaktiven Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung zurückgegriffen (Abfall, Fixierungsmittel, Abfallbehälter). Angaben zu Menge und radioaktivem Inventar der radioaktiven Abfälle, deren Endlagerung in der Schachtanlage Konrad vorgesehen ist, wurden ergänzend herangezogen.

Bei der Beurteilung der Inventare organischer chemotoxischer Stoffe ist zu berücksichtigen, daß diese Stoffe unter den Bedingungen der Endlagerung am Standort Konrad bei einem Zutritt von Tiefenwässern in der Nachbetriebsphase bei den langen Transferzeiten von mindestens 300.000 Jahren bis zum Eintritt in die Biosphäre nicht stabil sind. Sie werden durch chemische und strahlenchemische Reaktionen in sehr viel kürzerer Zeit umgewandelt bzw. abgebaut als ein Transport auf dem Wasserpfad von den Einlagerungshorizonten bis zur Biosphäre (oberflächennahes Grundwasser) benötigen würde.

Im Rahmen von sehr weit auf der sicheren Seite liegenden Modellbetrachtungen konnte insbesondere gezeigt werden, daß die Prüfwerte aus den Empfehlungen für die Erhebung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser nicht überschritten werden. Mit ihrer Unterschreitung gilt der Gefahrenverdacht in der Regel als ausgeräumt und somit auch die Besorgnis einer schädlichen Verunreinigung des Grundwassers oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung seiner Eigenschaften im Sinne des § 34 Abs. 2 WHG.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß nach den durchgeführten Betrachtungen und Untersuchungen die im Anhang der Grundwasserverordnung genannten Stoffe sowie in weiteren Unterlagen angegebene organische und anorganische Stoffe nicht oder nur in so geringer Menge und Konzentration ins Grundwasser gelangen, daß eine Gefahr der Grundwasserbeeinträchtigung nicht zu besorgen ist. Dies bedeutet, daß mit der beabsichtigten Endlagerung von radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung in der Schachtanlage Konrad keine Einwirkungen verbunden sind, die schädliche Veränderungen der physikalischen, chemischen oder biologischen Beschaffenheit des Grundwassers herbeiführen.

1. Einleitung

In seinem Schreiben vom 28. Juli 1997 [1] weist das Niedersächsische Umweltministerium (NMU) darauf hin, daß mit der Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 80/68/EWG des Rates vom 17. Dezember 1979 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe (Grundwasserverordnung) vom 18.03.1997 [2] der Besorgnisgrundsatz des § 34 'Reinhaltung' des Gesetzes zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG) konkretisiert wird [3]. Nach § 34 Abs. 2 WHG dürfen Stoffe nur so gelagert oder abgelagert werden, daß eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist. Hierzu ist entsprechend der Bitte des NMU neben der Belastung des Grundwassers durch die radioaktiven Abfälle insbesondere die mögliche Verschmutzung des Grundwassers durch die in der Anlage zur Grundwasserverordnung, Listen I und II, genannten Stoffe zu prüfen. Beide Listen sind in Tab. 1 und 2 wiedergegeben.

Da nach Auffassung des NMU die bisher vom Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) eingereichten Unterlagen für eine umfassende wasserrechtliche Prüfung nicht ausreichen, bittet die Planfeststellungsbehörde für die Erteilung der wasserrechtlichen Erlaubnis entsprechend den Anforderungen der Grundwasserverordnung unter Berücksichtigung der Ausführungen im o. a. Schreiben um Vorlage einer prüffähigen Unterlage. Mit seinen Schreiben vom 14. November 1997 [4] und vom 22. Dezember 1997 [5] konkretisiert das NMU Inhalt und Umfang dieser Unterlage dahingehend, daß Mengenangaben für die in den endzulagernden Abfallgebinden enthaltenen organischen Stoffe zu ergänzen sind und ihre chemische bzw. strahlenchemische Umwandlung bzw. ihr Abbau unter den Randbedingungen der am Standort Konrad vorherrschenden Bedingungen aufzuzeigen ist. In diesem Zusammenhang weist das NMU darauf hin, daß Grundlage einer wasserrechtlichen Bewertung nur die nach realistischer Einschätzung zu erwartenden oder tatsächlich einzulagernden Mengen sein können. Die radioaktiven Stoffe, die zur Endlagerung kommen sollen, sind analog mit Menge und radioaktivem Inventar anzugeben [4]. Diese Ergänzungen sind aus Sicht des NMU erforderlich, um die wasserrechtliche Erlaubnis gemäß § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG und § 4 Abs. 2 Nr. 2 Niedersächsisches Wassergesetz - NWG [6] erteilen zu können. Weiteren Informationsbedarf zu den organischen und anorganischen Stoffen, ihrer Erfassung und Kontrolle sowie zu den Abbauprozessen organischer Bestandteile führt das NMU in seinem Schreiben vom 09. Februar 1998 an [7]; parallel hierzu sind diese Sachverhalte in Fachgesprächen am 09. Februar 1998 und 11. März 1998 vertieft erörtert worden.

Endzulagernde Abfallgebinde setzen sich aus organischen und anorganischen nichtradioaktiven Stoffen zusammen, die als Bestandteile des Abfallbehälters, des Fixierungsmittels und des radioaktiven Abfalls auftreten können. Gegenüber den großen Massen dieser Stoffe sind die Massen der in den Abfallgebinden enthaltenen Radionuklide vergleichsweise gering. Um der o. a. Bitte der Planfeststellungsbehörde nachkommen zu können, wird auf Angaben über die stoffliche Zusammensetzung derjenigen Abfallgebinde zurückgegriffen, deren Endlagerung in der Schachanlage Konrad vorgesehen ist. Auf dieser Basis wird insbesondere die erbetene Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers durch das zu erwartende Inventar an organischen und anorganischen nichtradioaktiven Stoffen mit dem Ziel durchgeführt, aufzeigen zu können, welche Einwirkungen mit der beabsichtigten Endlagerung von radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung in der Schachanlage Konrad verbunden sind, die dauernd oder in einem nicht nur unerheblichem Ausmaß schädliche Veränderungen der physikalischen, chemischen oder biologischen Beschaffenheit des Grundwassers herbeiführen würden, oder ob solche Einwirkungen nicht zu besorgen sind.

2. Endzulagernde radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung

Bei der friedlichen Nutzung der Kernenergie und beim Umgang mit radioaktiven Stoffen fallen Reststoffe an. Soweit diese nicht schadlos verwertet werden können, müssen sie als radioaktive Abfälle geordnet und sicher beseitigt werden.

In der Schachtanlage Konrad ist die Endlagerung von allen Arten fester und verfestigter radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung vorgesehen. Derartige Abfälle fallen

- im nuklearen Kernbrennstoffkreislauf,
- im Bereich von Forschungs- und Entwicklungsarbeiten,
- bei der Radioisotopenanwendung in Gewerbe, Industrie und Medizin,
- bei der Stilllegung und dem Abbau kerntechnischer Einrichtungen sowie
- bei sonstigen Ablieferungs- und Abführungspflichtigen (hier: Landessammelstellen)

an. Darüber hinaus sind insbesondere radioaktive Abfälle zu berücksichtigen, die bei der Wiederaufarbeitung von ausgedienten Brennelementen aus deutschen Kernkraftwerken in Anlagen des europäischen Auslandes anfallen und zurückgeliefert werden und/oder bei der Konditionierung von ausgedienten Brennelementen für die direkte Endlagerung zu erwarten sind. Eine beispielhafte Beschreibung über Abfallgebinde, die in der Schachtanlage Konrad endgelagert werden sollen, ist im Plan Konrad enthalten [8]. In den dortigen Beschreibungen und tabellarisch wiedergegebenen Übersichten sind Angaben über die Abfallarten (Rohabfälle), Fixierungsmittel und Abfallbehälter verursachergruppenspezifisch zusammengefaßt worden.

Die im Plan Konrad in zusammenfassender Weise dargestellten radioaktiven Abfälle werden abfallkategorie-spezifisch in [9] sowie unter Berücksichtigung zusätzlicher Angaben und Informationen zu den Abfallarten und Radionuklidinventaren in [10] und [11] weiter untersetzt und detailliert wiedergegeben. Mit diesen Unterlagen werden die radioaktiven Abfälle, deren Endlagerung in der Schachtanlage Konrad vorgesehen ist, in belastbarer und abdeckender Weise hinsichtlich der Abfallarten, der Radionuklidinventare und der Abfallmengen beschrieben.

Nach den durchgeführten Planungsarbeiten kann ein Abfallgebindevolumen von insgesamt bis zu 650.000 m³ in dieser Anlage geordnet und sicher beseitigt werden. Die maximal einlagerbaren Aktivitäten relevanter Radionuklide wie H-3, C-14, J-129, Ra-226, Th-232, U-235, U-236, U-238, Pu-239 oder Pu-241 und Radionuklidgruppen am Ende der Betriebsphase des Endlagers Konrad sind in [12] angegeben. Danach können Alphastrahler mit einer Gesamtaktivität von $1,5 \cdot 10^{17}$ Bq und Beta/Gammastrahler mit einer Gesamtaktivität von $5,0 \cdot 10^{18}$ Bq in dieser Anlage entsorgt werden.

3. Abschätzung der zu erwartenden Inventare organischer und anorganischer nicht-radioaktiver Stoffe

Endzulagernde Abfallgebinde setzen sich aus einer Vielzahl von organischen und anorganischen nichtradioaktiven Stoffen zusammen. Um eine mögliche Verschmutzung des Grundwassers durch diese Stoffe prüfen und bewerten zu können, müssen Angaben über die stoffliche Zusammensetzung derjenigen Abfallgebinde herangezogen werden, deren Endlagerung in der Schachtanlage Konrad vorgesehen ist.

Die Ermittlung der erforderlichen Basisdaten erfolgte überwiegend im Rahmen einer Bestandsaufnahme bei den Ablieferungspflichtigen; ergänzend wurden umfangreiche Literaturlauswertungen vorgenommen. Dabei wurden alle radioaktiven Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung berücksichtigt, die nach gegenwärtigem Kenntnisstand in die Schachtanlage Konrad verbracht werden sollen (Abschnitt 2). Aus Gründen der Transparenz und Eindeutigkeit wurde bei der Ermittlung der Basisdaten zwischen solchen Stoffanteilen unterschieden, die dem eigentlichen radioaktiven Abfall, dem verwendeten Fixierungsmittel und den Abfallbehältern bzw. Verpackungen zuzuordnen sind. Diese Einzelangaben wurden dann zum Gesamtstoffinventar zusammengeführt und kumuliert.

Die Erfassung der stofflichen Bestandteile führte zu folgenden Ergebnissen:

- Der Anteil organischer Stoffe an der Gesamtmasse der endzulagernden Abfallgebinde (hier: bezogen auf ein Abfallgebindevolumen von ca. 650.000 m³) beträgt am Ende der Betriebsphase etwa $2,91 \cdot 10^4$ Mg (ca. 1,8 %). In dieser Masse sind auch organische chemotoxische Stoffe enthalten [13].
- Der Anteil anorganischer Stoffe an der Gesamtmasse der endzulagernden Abfallgebinde (hier: bezogen auf ein Abfallgebindevolumen von ca. 650.000 m³) beträgt am Ende der Betriebsphase etwa $1,63 \cdot 10^6$ Mg (ca. 98,2 %). In dieser Masse sind auch anorganische chemotoxische Stoffe enthalten [13].

Die Gesamtmasse der organischen und anorganischen Stoffe, die in dem zur Endlagerung vorgesehenen Abfallgebindevolumen von ca. 650.000 m³ enthalten sind, beläuft sich damit auf $1,66 \cdot 10^6$ Mg.

Die für die vorliegende Prüfung und Bewertung relevanten Teile aus der vorgenommenen Bestandsaufnahme bzw. Detailauswertungen der Datenbasis werden in den folgenden Abschnitten herangezogen und dargestellt. In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, daß die Bestandsaufnahme zunächst zu Materialmassen führte, die anschließend nach Element- und Komponentenmassen weiter detailliert wurden. Dies soll an einem Beispiel verdeutlicht werden: Die Masse aller Pb-haltigen Stoffe, die als Bestandteile von Abfallbehälter/Verpackung, Fixierungsmittel und radioaktivem Abfall spezifiziert worden sind, beträgt $5,43 \cdot 10^8$ kg. Die darin enthaltene Pb-Masse (Masse Element Pb) beläuft sich auf $3,34 \cdot 10^7$ kg. Die Masse der Bleiauskleidung/-abschirmung in Abfallbehältern/Verpackungen (Masse Komponente Pb-Auskleidung) beträgt $3,29 \cdot 10^7$ kg. Entsprechend dieser Vorgehensweise sind in den nachfolgenden Tabellen 4-8 die Massen der jeweiligen organischen und anorganischen Stoffe entweder unter Bezug auf das betreffende Element (z. B. Tab. 6: $8,62 \cdot 10^4$ kg Co) oder unter Bezug auf die betreffende Komponente (z. B. Tab. 4: $1,74 \cdot 10^5$ kg nichtionische Tenside) angegeben worden.

Um dem Schutzgedanken aus § 34 Abs. 2 WHG Rechnung zu tragen, soll die vom NMU erbetene Prüfung [1] der möglichen Verschmutzung des Grundwassers nicht nur auf die in der Anlage zur Grundwasserverordnung, Listen I und II, genannten Stoffe beschränkt, sondern es sollen

darüber hinaus auch weitere Stoffe in die Untersuchungen mit einbezogen werden, die in den hierfür heranzuziehenden einschlägigen Verordnungen, Regelwerken und Empfehlungen begrenzt sind. Daher erfolgt die Auswertung der o.a. Bestandsaufnahme unter Bezug auf diejenigen organischen und anorganischen Stoffe, die in dem Abfallgebinderolumen von ca. 650.000 m³ enthalten und insbesondere in

- der Anlage zur Grundwasserverordnung, Listen I und II [2],
- den Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [14] einschließlich der im Entwurf vorliegenden aktualisierten Prüfwerte [15],
- der Trinkwasserverordnung [16] und
- dem Regelwerk des Deutschen Vereins von Gas- und Wasserfachmännern e.V. [17]

angegeben sind. Dies gilt auch für diejenigen Stoffe aus [17], die nicht mit Normalanforderungen und Mindestanforderungen belegt sind. Ergänzend wird auf internationale Empfehlungen [18] und Untersuchungen zurückgegriffen, die im Rahmen der Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung [13] durchgeführt wurden; ferner werden weitere Unterlagen herangezogen, die im Zusammenhang mit karzinogenen, mutagenen und teratogenen Wirkungen organischer und anorganischer Stoffe stehen.

3.1 Organische Stoffe

Die Ermittlung von Basisdaten, die der Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung [13] zugrundegelegt wurden, basierte hinsichtlich organischer chemotoxischer Stoffe auf einer Zusammenstellung solcher Substanzen, die gleichzeitig

- persistent und toxisch für den Menschen oder für andere lebende Organismen,
- persistent und kanzerogen bzw. teratogen sind,

und für die aufgrund dieser Eigenschaften bereits einschlägige Vorschriften erlassen worden sind [19]. Als Grundlage für die o. a. Zusammenstellung dienten folgende Unterlagen:

- Liste des International Register of Potentially Toxic Chemicals (IRPTC) über "Products whose consumption and/or sale have been banned, withdrawn, severely restricted or not approved by governments",
- Arbeitsliste des International Program on Chemical Safety (IPCS),
- "Eignung von Oberflächenwasser als Rohstoff für die Trinkwasserversorgung" DVGW-Regelwerk, Arbeitsblatt W 151, Stand: Juli 1975,
- "Übereinkommen über die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Versenken von Abfällen und anderen Stoffen",
- Klärschlammverordnung vom 25. Juni 1982, Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1982, Teil I, S. 734-736,

- Liste der kanzerogenen Stoffe der International Agency for Research on Cancer (IARC) sowie
- einschlägige Literatur zur Ökologie.

Auf diese Weise wurden organische chemotoxische Stoffe identifiziert; sie konnten aufgrund von chemischen Ähnlichkeiten in acht Verbindungsklassen zusammengefaßt werden. In Tab. 3 sind diese acht Verbindungsklassen, die im Rahmen jeder Klasse betrachteten organischen Verbindungen und die typischen Klassenvertreter wiedergegeben. Es sei darauf hingewiesen, daß die Zusammenstellung der hier angegebenen Stoffe unabhängig davon erfolgte, ob sie in den Abfallgebinden enthalten sind oder nicht [19].

3.1.1 Organische chemotoxische Stoffe im Abfall

Um die Bestandsaufnahme der in radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung enthaltenen organischen chemotoxischen Stoffe abdeckend und umfassend durchführen zu können, wurden die in Tab. 3 angegebenen acht Verbindungsklassen, die im Rahmen jeder Klasse betrachteten organischen Verbindungen und die typischen Klassenvertreter hierfür verwendet und der Abfrage bei den Abfallverursachern zugrunde gelegt [13]. Das Ergebnis dieses Teils der Erfassung spiegelt sich in Tab. 4 wider. Danach ist festzuhalten, daß - von einigen wenigen Ausnahmen abgesehen - die Mehrzahl der in Tab. 3 aufgeführten organischen chemotoxischen Stoffe nicht in den radioaktiven Abfällen zu finden sein wird, die in der Schachanlage Konrad endgelagert werden sollen. Ausnahmen bilden insbesondere Tenside und Komplexbildner, die im Rahmen von Wasch- bzw. Reinigungs- und Dekontaminationsarbeiten eingesetzt werden. Der größte Anteil dieser Stoffe fällt beim Betrieb von Kernkraftwerken, bei Forschungs- und Entwicklungsarbeiten wie auch bei der Stilllegung und dem Abbau von kerntechnischen Einrichtungen an und ist insbesondere in Konzentraten enthalten (z. B. getrocknete Verdampferkonzentrate aus Druckwasser- und Siedewasserreaktoren). Dabei ist nicht auszuschließen, daß sich bei Reinigungs- und Dekontaminationsarbeiten ggf. nicht vollständig verbrauchte Tensid- und Komplexbildneranteile im radioaktiven Abfall befinden können. Weitere, aus dem Bereich der pharmazeutischen Forschung angegebene Massen organischer chemotoxischer Stoffe bewegen sich im Grammbereich, d. h. es handelt sich hier um verschwindend kleine Mengen. Nach Tab. 4 beläuft sich die kumulierte Masse dieser organischen chemotoxischen Stoffe auf $1,03 \cdot 10^3$ Mg, d. h. auf etwa 3,5 % des Anteils organischer Stoffe in Höhe von $2,91 \cdot 10^4$ Mg an der Gesamtmasse der endzulagernden Abfallgebinde (hier: bezogen auf ein Abfallgebinderolumen von ca. 650.000 m³) am Ende der Betriebsphase des Endlagers Konrad.

Dieses Ergebnis soll nachfolgend noch etwas genauer betrachtet werden:

Die Gesamtmasse der Tenside (Waschmittel bzw. grenzflächenaktive Stoffe) beläuft sich auf $7,38 \cdot 10^5$ kg, wobei der größte Anteil von den Ablieferungspflichtigen nicht weiter spezifiziert, sondern als Tenside mit einer Masse von $4,34 \cdot 10^5$ kg angegeben wurde. Neben nichtionischen und anionischen Tensiden sind auch $2,58 \cdot 10^2$ kg Benzalkoniumchlorid als kationisches Tensid genannt worden. Benzalkoniumchlorid (Alkylbenzoldimethylammoniumchlorid) spielt als Waschmittel eine geringe Rolle, wird jedoch aufgrund seiner bakteriziden Eigenschaften als Desinfektionsmittel verwendet [20].

Die Gesamtmasse der Komplexbildner, die überwiegend als Chelatbildner oder als Bestandteile von Waschmitteln zur Bindung von Schwermetallionen bzw. Metallionen verwendet werden, beläuft sich auf $2,96 \cdot 10^5$ kg. Komplexbildner werden beim Betrieb von Kernkraftwerken, in der Forschung und Entwicklung, bei der Wiederaufarbeitung sowie in der kerntechnischen und pharmazeutischen Industrie eingesetzt. Dabei sind in Tab. 3, Verbindungsklasse 7 "Kom-

plexbildner" u. a. Citronensäure und Weinsäure angegeben. Bei beiden organischen Säuren handelt es sich nicht um chemotoxische Verbindungen:

- Citronensäure und Weinsäure bzw. ihre Salze (Tartrate) werden beide in der Lebensmittelindustrie und Pharmazie im technischen Meßstab eingesetzt [21, 22]; in der Natur kommen sie in zahlreichen Früchten und Pflanzen vor.
- Beide Säuren sind in Tab. 3 aufgrund ihrer Eigenschaft aufgenommen worden, mit Metallionen - insbesondere Schwermetallionen - stabile Komplexverbindungen einzugehen [21, 22]. Aus diesem Grunde werden sie im kerntechnischen Bereich bevorzugt im Rahmen von Reinigungs- und Dekontaminationsarbeiten eingesetzt.
- Tab. 4 gibt die von den Abfallverursachern zu diesen beiden Säuren und ihren Salzen gemachten Angaben wieder.

In bezug auf halogenierte Verbindungen (Tab. 3, Verbindungsklasse 5 "Halogenierte Phenole und Phenoxyverbindungen", Verbindungsklasse 4 "Anellierte Aromaten" und Verbindungsklasse 2 "Halogenierte Benzole und Phenyllderivate") wurde das Auftreten von vier Verbindungen in den radioaktiven Abfällen aus der pharmazeutischen Forschung genannt, und zwar von o-, m-, p-Chlorphenol, 2-Chlornaphthalin, Monochlorbiphenyl und Hexachlorbenzol. Ferner wurde Hexachlorcyclohexan für Verbindungsklasse 1 "Alizyklische und aliphatische Verbindungen" spezifiziert. Die Massen aller fünf Verbindungen betragen jeweils nicht mehr als einige Gramm.

Außer den bisher beschriebenen organischen chemotoxischen Stoffen sind in dem endzulagernden Abfallgebinderolumen von ca. 650.000 m³ weitere organische Verbindungen enthalten, die im Rahmen der Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers berücksichtigt werden müssen. Hierzu zählen insbesondere diejenigen Verbindungen, die in der Anlage zur Grundwasserverordnung, Listen I und II, aufgeführt [2] bzw. darüber hinaus in [14-17] genannt sind. Eine diesbezügliche Auswertung dieses Teils der o. a. Bestandsaufnahme führt zu den in Tab. 5 angegebenen Verbindungen und Massen. Danach beläuft sich die kumulierte Masse dieser organischen Verbindungen auf $3,05 \cdot 10^3$ Mg, d. h. auf etwa 10,5 % des Anteils organischer Stoffe in Höhe von $2,91 \cdot 10^4$ Mg an der Gesamtmasse der endzulagernden Abfallgebinder mit einem Volumen von ca. 650.000 m³.

Phosphorsäureester sind gebräuchliche Wirkstoffe in sauren Reinigungsmitteln [23] oder sind in Beiz- und Haftmitteln enthalten [24]. Sie fallen beim Betrieb von Kernkraftwerken wie auch bei der Forschung und Entwicklung im Rahmen von Reinigungs- und Dekontaminationsarbeiten (z. B. bei der Metalloberflächenbehandlung) an. Tributylphosphat (TBP) wird als Extraktionsmittel bei der Wiederaufarbeitung ausgedienter Brennelemente wie auch bei diesbezüglichen experimentellen Untersuchungen im Forschungs- und Entwicklungsbereich verwendet. Dabei ist TBP einer gewissen Umwandlung unterworfen, die auf Verseifung und Radiolyse beruht und zu Dibutylphosphat (DBP) als Hauptumwandlungsprodukt führt. Das im Grammbereich spezifizierete Hexamethylphosphorsäuretriamid stammt aus dem Bereich der pharmazeutischen Forschung. Ölrückstände und Öle mit einer Gesamtmasse von $1,22 \cdot 10^5$ kg sind in Abfällen aus dem Kernkraftwerksbetrieb, der Forschung und der Stilllegung bzw. dem Abbau kerntechnischer Anlagen enthalten.

Die Gesamtmasse der Kohlenwasserstoffe, d. h. der nur aus Kohlenstoff und Wasserstoff bestehenden organischen Verbindungen, beläuft sich auf etwa $2,8 \cdot 10^6$ kg; der größte Anteil entfällt dabei auf Polystyrol. Daneben ist zwischen festen Stoffen wie Polyethylen (PE) bzw. Polypropylen (PP), die sich z. B. als Folien im Abfall wiederfinden, und Divinylbenzol, das als Bestandteil von Ionenaustauschern [20, 25] im Abfall enthalten ist, und flüssigen bzw. zähflüssigen

Stoffen wie Alkane (Paraffine), Tolnol, Xylole und Kerosin zu unterscheiden, die überwiegend in Konzentraten aus Forschung und Entwicklung oder in Dekontaminations- und Prozessabwässern aus der Wiederaufarbeitung vorliegen.

Mikrobiozide werden überwiegend als Desinfektionsmittel eingesetzt oder sind in Handreinigungsmitteln/Handwaschpasten enthalten; sie wurden für Betriebsabfälle aus Kernkraftwerken genannt. Bei den $7,48 \cdot 10^4$ kg Siliziumverbindungen (org.) handelt es sich überwiegend um Silikonkautschuk (Siloxanelastomer), der in radioaktiven Abfällen aus der Kernbrennstoffkreislaufindustrie, der Wiederaufarbeitung und dem Forschungsbereich enthalten ist, sowie um $1,48 \cdot 10^4$ kg Platinen aus dem Kernkraftwerksbereich. Siliconöl (lineare Polydimethylsiloxane) ist für radioaktive Abfälle aus Forschung und Entwicklung angegeben worden. Die größten Beiträge zu den organischen Fluoriden liefern Polytetrafluorethylene (PTFE), Polyvinylidenfluoride (PVDF) und Fluorkautschuk. PTFE und PVDF werden z. B. als Folien oder als Beschichtungen und Auskleidungen verwendet; sie fallen gleichermaßen bei Forschungs- und Entwicklungsarbeiten und bei der Wiederaufarbeitung als radioaktive Abfälle an. Von der kerntechnischen Industrie sind PTFE und Fluorkautschuk als Abfallbestandteile genannt worden. Da die organischen Fluorverbindungen wie z. B. die Fluorkohlenwasserstoffe oft auch als Fluoride benannt werden [25], ist vor dem Hintergrund der gewählten, sehr weit auf der sicheren Seite liegenden Vorgehensweise die Masse der Fluoride in Tab. 5 als Masse F gesamt (org.) - bezogen auf ca. 650.000 m^3 Abfallgebinder Volumen - angegeben worden.

Mit diesen beiden Teilen der Erfassung organischer Stoffe bzw. der Auswertung der o. a. Bestandsaufnahme sind diejenigen Organika in dem Abfallgebinder Volumen von ca. 650.000 m^3 beschrieben worden, die im Hinblick auf die Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers von Bedeutung sind.

3.1.2 Umwandlung und Abbau organischer Stoffe

Die Arbeiten, die im Zusammenhang mit der Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung [12] durchgeführt wurden, umfaßten auch umfangreiche Untersuchungen zum chemischen Abbau bzw. strahlenchemischen Abbau oder Aufbau organischer chemotoxischer Stoffe. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in [18] und [24] dokumentiert; im Hinblick auf die Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers durch bestimmte gefährliche Stoffe können sie unmittelbar herangezogen und uneingeschränkt verwendet werden.

3.1.2.1 Hydrolyse und Redoxreaktionen

Ausgangspunkt für die Untersuchung der chemischen Umwandlung bzw. des chemischen Abbaus organischer chemotoxischer Stoffe sind die in Tab. 3 angegebenen typischen Klassenvertreter. Ihre Reaktionen bzw. ihr Verhalten wurde unter den Randbedingungen der Endlagerung in der Schachanlage Konrad analysiert. Die in [19] beschriebenen Untersuchungen beschränken sich daher auf die Hydrolyse in neutraler und basischer Lösung sowie auf Redoxreaktionen; ergänzend wird die Wasserstoffbildung in Abfallgebinder und das Verhalten von chlorierten Kohlenwasserstoffen in verschiedenen Abfallmatrices behandelt. Aufgrund von umfangreichen Literaturrecherchen konnten für einen Großteil der Verbindungen umfassende Angaben und Informationen zur Hydrolysekinetik ermittelt werden, die entweder direkt oder für Umrechnungen mit Hilfe der Arrhenius-Gleichung auf die Konrad-Bedingungen verwendet wurden. Die Reaktionsraten sind für die Temperatur im Endlager von $60 \text{ }^\circ\text{C}$ und $\text{pH}=7$ berechnet worden. Dies entspricht einer insgesamt eher konservativen Beurteilung der Umwandlungs- bzw. Abbaugeschwindigkeiten, sind doch normalerweise die Geschwindigkeitskonstanten in neutralem Milieu minimal. Die wahren Umwandlungs- bzw. Abbaugeschwindigkeiten sind entweder gleich groß

oder aber bedeutend größer. Auf diese Weise sind das hydrolytische Umwandlungs- bzw. Abbauverhalten organischer chemotoxischer Stoffe umfassend untersucht und die jeweiligen Produkte und Raten angegeben worden [19]. Die Reaktionsgeschwindigkeiten lassen sich dabei entweder als Geschwindigkeitskonstanten oder - zum besseren Verständnis - als "Halbwertszeiten" der jeweiligen Reaktionen darstellen. Die so ermittelten "Halbwertszeiten" der betrachteten Verbindungen bewegen sich im Bereich von einigen Stunden bis zu 1370 Jahren. Dieser Ansatz bzw. diese Vorgehensweise ermöglichte es, Aussagen über die identifizierten organischen chemotoxischen Stoffe (Tab. 3) machen zu können - auch wenn sie zum gegenwärtigen Zeitpunkt kein Bestandteil der radioaktiven Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung sind. Durch diese Erweiterung des Untersuchungsrahmens zur Chemotoxizität dieser Abfälle [13] konnte eine umfassende und abdeckende Prüfung und Bewertung vorgenommen werden, die insbesondere auf zukünftig möglicherweise in ihnen enthaltene organische chemotoxische Stoffe abstellt und somit in vorsorglich durchgeführter Betrachtungsweise entsprechende Aussagen erlaubt.

Außer der chemischen Umwandlung bzw. dem chemischen Abbau wurden in [19] auch mögliche Reaktionen zwischen Verbindungen von verschiedenen Stoffklassen untersucht, und zwar die gegenseitige Beeinflussung der Abbaukinetik verschiedener Reaktanden und die Bildung neuer Reaktionsprodukte. In diesem Zusammenhang wurden mögliche Einflußfaktoren wie z. B. Verschiebungen des pH-Wertes auf die Reaktionsraten kurz dargestellt sowie Kondensationsreaktionen und die elektrophile Substitution (Reaktion nach Friedel-Craft) behandelt. Derartige Reaktionen werden jedoch im Endlager Konrad kaum eine bedeutende Rolle spielen; ihre Bedeutung ist eher als gering einzustufen.

3.1.2.2 Radiolytische Prozesse

In Ergänzung dazu wird in [24] der strahlenchemische Abbau oder Aufbau organischer chemotoxischer Stoffe untersucht. Auch hier wurden zunächst umfangreiche Literaturrecherchen mit dem Ziel durchgeführt, die vorhandenen Angaben und Informationen zur Umwandlung bzw. zum Abbau derartiger Verbindungen durch ionisierende Strahlung zusammenzustellen und auszuwerten. Dabei wurden insbesondere die aus der Fachliteratur verfügbaren G-Werte auf ihre Anwendbarkeit unter den im Endlager Konrad herrschenden Randbedingungen überprüft. Die hier zu erwartende Dosisleistung ist vergleichsweise niedrig. Selbst Dosiswerte in der Größenordnung von bis zu 10^8 Gray sind für strahlenchemische Umwandlungs- bzw. Abbaureaktionen nicht sehr hoch, da nur kleine Ausbeuten erreicht werden. Die hierfür erforderlichen sehr langen Zeiträume von etwa 10^6 Jahren lassen andere Reaktionen - wie die chemische Umwandlung bzw. den chemischen Abbau - geschwindigkeitsbestimmend werden. Radiolytische Prozesse werden daher keine entscheidenden Beiträge zur Zersetzung von organischen chemotoxischen Stoffen leisten; hier übernehmen chemische Reaktionen die dominierende Rolle [26].

3.1.2.3 Mikrobielle Aktivitäten

Zu den Reaktionen, die in Abfallgebinden und in einem Endlager während der Betriebs- und Nachbetriebsphase ablaufen können, zählen auch mikrobiell induzierte Prozesse. Um die Auswirkungen eventueller mikrobiologischer Prozesse im Endlager Konrad abschätzen und bewerten zu können, wird auf die in [17] dargestellten notwendigen Voraussetzungen, Einflußparameter und Randbedingungen zurückgegriffen. Als wesentliches Ergebnis dieser Betrachtungen bleibt festzuhalten:

- In der Betriebsphase des Endlagers Konrad stellen Trockenheit, ein begrenztes Angebot an Nährstoffen und Energiequellen sowie der erhöhte Strahlenpegel die wichtigsten wachstumshemmenden Parameter für Mikroorganismen im Grubengebäude dar.

- In der Nachbetriebsphase des Endlagers Konrad sind insbesondere aufgrund der sich im Grubengebäude einstellenden Bedingungen wie Dunkelheit, anaerobe und reduzierende Verhältnisse, Salinität der zutretenden Tiefenwässer, sehr starke Verschiebungen von Eh- und pH-Werten, Toxizität der aus den Abfallgebänden freigesetzten Schwermetalle, Mangel an Nährstoffen und Elektronenakzeptoren sowie der ionisierenden Strahlung keine nennenswerte mikrobielle Aktivitäten zu erwarten.

Damit läßt sich insgesamt feststellen, daß mikrobielle Aktivitäten im Endlager Konrad vernachlässigbar gering ausfallen werden. Im Hinblick auf die organischen Bestandteile der Abfallgebände bedeutet dies, daß zwar mikrobiell induzierte Prozesse nicht ausgeschlossen werden können, hier aber keine signifikanten Beiträge zu Umwandlungen oder zum Abbau organischer Stoffe zu erwarten sind.

3.1.2.4 Mineralisation

Im Rahmen der standortspezifischen Sicherheitsanalyse für die Nachbetriebsphase des Endlagers Konrad ist die Freisetzung von Radionukliden anhand von Modellrechnungen zur Grundwasserbewegung untersucht worden, um potentielle Ausbreitungswege bis in die Biosphäre ermitteln zu können. Dabei zeigt die Zusammenstellung der kürzesten Fließzeiten für die charakteristischen Ausbreitungswege des Referenzfalls "Störzonenmodell" sowie entsprechende Angaben für die Varianten 1 und 2 des "Schichtenmodells", daß diese Fließzeiten im Bereich von 330.000 Jahren bis zu 38,8 Millionen Jahren liegen [28]. Dieser Sachverhalt wird insbesondere dadurch gestützt, daß in den hochsalinen Tiefenwässern weder H-3 noch C-14 gefunden wurden. Eine Bestätigung dafür, daß es sich bei diesen Wässern aus der Grube Konrad um sehr alte fossile Wässer handelt, liefern sowohl die signifikante Abweichung von der üblichen isotopischen Zusammensetzung (Deuterium und O-18) meteorischer Wässer als auch hohe Gehalte an radiogenem Helium, welche für Verweilzeiten von Millionen Jahren sprechen [29].

Vor dem Hintergrund dieser sehr langen Zeiträume ist letztlich davon auszugehen, daß organische Stoffe als Bestandteile der im Endlager Konrad zu entsorgenden Abfallgebände mehr und mehr umgewandelt und schließlich bis zu ihrer anorganischen bzw. mineralischen Stufe abgebaut werden. Diese Mineralisation stellt also die komplizierte, in verschiedenen Schritten verlaufende Umwandlung organischer Substanzen bis hin zu ihrem vollständigen Abbau in die konstitutiven mineralischen, d. h. anorganischen niedermolekularen Verbindungen oder Elemente wie Sauerstoff, Wasserstoff, Stickstoff, Schwefel, Kohlendioxid, Nitrat, Phosphat, Sulfat, Wasser, ggf. Methan, Ammoniak oder Schwefelwasserstoff dar [30, 31, 32]. So entstehen beispielsweise bei der Mineralisation von Alkanen (Paraffinen) CO und CO₂ als Abbauprodukte [33] oder von Oxalsäure und Polyethylen jeweils CO₂ und H₂O [24, 34].

3.1.2.5 Schlußfolgerungen

Somit ist zusammenfassend festzustellen, daß die Inventare bestimmter gefährlicher organischer Stoffe, die in den endzulagernden Abfallgebänden enthalten sind (Tab. 4 und 5), unter den Bedingungen der Endlagerung in der Schachanlage Konrad bei einem Zutritt von Tiefenwässern in der Nachbetriebsphase bei den langen Transferzeiten im Bereich zwischen 330.000 Jahren und 38,8 Millionen Jahren [28] bis zum Eintritt in die Biosphäre nicht stabil sind und vor allem durch chemische und/oder strahlenchemische Reaktionen umgewandelt bzw. abgebaut werden [19, 26]. Dies erfolgt in sehr viel kürzerer Zeit als ein Transport vom Endlager bis zur Biosphäre benötigen würde. Eine Begrenzung derartiger Stoffe in endzulagernden Abfallgebänden erweist sich deshalb als nicht notwendig [13].

Vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse ist der Rückschluß plausibel, daß nicht nur die in Abschnitt 3.1.1 genannten organischen chemotoxischen Stoffe, sondern allgemein organische

Bestandteile der endzulagernden Abfallgebinde in vergleichsweise kurzen Zeiten umgewandelt bzw. abgebaut werden. Wie die organischen chemotoxischen sind auch diese Bestandteile der Abfallgebinde den gleichen Bedingungen der Endlagerung in der Schachtanlage Konrad ausgesetzt. Auch sie unterliegen dem dort herrschenden chemischen Milieu, auch sie sind der gleichen Strahlenbelastung durch die in den Abfallgebänden enthaltenen Radionuklide ausgesetzt. Die ablaufenden chemischen und/oder strahlenchemischen Reaktionen führen - wie bei den organischen chemotoxischen Bestandteilen - letztlich auch zu ihrer Umwandlung bzw. ihrem Abbau.

3.2 Anorganische Stoffe

Analog zur Erfassung der in den radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung enthaltenen organischen Stoffe sind die entsprechenden anorganischen Stoffe im Rahmen der o. a. Bestandsaufnahme als Basisdaten ermittelt worden.

3.2.1 Anorganische chemotoxische Stoffe im Abfall

Die Auswertung der ermittelten Basisdaten im Hinblick auf anorganische chemotoxische Stoffe, die im Rahmen der Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers berücksichtigt werden müssen, orientiert sich zunächst an denjenigen Stoffen (hier: Metalloide, Metalle und ihre Verbindungen), die in der Anlage zur Grundwasserverordnung, Listen I und II genannt sind [2]. Sie führt zu den in Tab. 6 angegebenen Stoffen mit ihren jeweils zugehörigen Massen. Danach beläuft sich die kumulierte Masse dieser Stoffe auf $6,75 \cdot 10^4$ Mg, d. h. auf etwa 4,1 % des Anteils anorganischer Stoffe in Höhe von $1,63 \cdot 10^6$ Mg an der Gesamtmasse der endzulagernden Abfallgebinde mit einem Volumen von ca. 650.000 m³. Die größten Beiträge zu der kumulierten Masse liefern die fünf Stoffe Pb, Ti, Ni, Cr gesamt und Cu; anteilmäßig sind sie am häufigsten in den radioaktiven Abfällen aus dem Betrieb von Kernkraftwerken (Pb, Ti, Ni, Cu, Cr gesamt), aus dem Bereich von Forschung und Entwicklung (Ti, Cr gesamt, Cu), der Stilllegung und dem Abbau von kerntechnischen Einrichtungen (Pb) und der Industrie des Kernbrennstoffkreislaufs (Ni) enthalten.

Außer diesen anorganischen chemotoxischen Stoffen sind in den Abfallgebänden weitere Bestandteile enthalten, die über die Grundwasserverordnung [2] hinaus

- im Zusammenhang mit karzinogenen, mutagenen und teratogenen Wirkungen von Metallen stehen [35],
- in weiteren einschlägigen Verordnungen, Regelwerken und Empfehlungen genannt sind [13-18].

Das Ergebnis dieses Teils der Erfassung spiegelt sich in Tab. 7 wider. Zum oberen Teil dieser Tabelle ist folgendes anzumerken: Von den hier aufgeführten Metallen, die hinsichtlich ihrer karzinogenen, mutagenen und teratogenen Wirkungen zu prüfen und zu bewerten sind, ist in der o. a. Bestandsaufnahme keine Angabe zu Germanium, Iridium, Osmium, Protactinium und Rhodium gemacht worden. Um sie dennoch entsprechend Liste I, lfd. Nr. 4 aus der Anlage zur Grundwasserverordnung [2] berücksichtigen zu können, ist vor dem Hintergrund der gewählten, sehr weit auf der sicheren Seite liegenden Vorgehensweise ihre Verteilung in der Gesamtmasse des Abfallgebindevolumens von ca. 650.000 m³ entsprechend ihrer Verteilung in der obersten, 16 km dicken Erdkruste angenommen worden [23, 24, 25, 36]. Unter Verwendung dieser Anteile sind die in Tab. 7 angegebenen Massen von Ge, Ir, Os und Rh berechnet worden. Bei Pa ist zusätzlich berücksichtigt, daß sein Anteil an Uranerzen etwa 0,1 - 0,3 ppm des Gehalts an Uran beträgt [23]. Danach kommen auf 1 Mg reines Uran 0,1-0,3 g Pa; unter Verwendung des Mittel-

wertes von 0,2 g Pa errechnet sich die Pa-Masse - bezogen auf die Masse der Uranisotope im Abfall und die Masse des Urans als Spurenelement (Tab. 6) - auf $4,00 \cdot 10^{-2}$ kg. Nach Tab. 7 beläuft sich die kumulierte Masse dieser anorganischen Stoffe auf $8,62 \cdot 10^5$ Mg, d. h. auf etwa 52,9 % des Anteils anorganischer Stoffe in Höhe von $1,63 \cdot 10^6$ Mg an der Gesamtmasse der endzulagernden Abfallgebände mit einem Volumen von ca. 650.000 m³. Die größten Beiträge zu der kumulierten Masse liefern die fünf Stoffe Fe, Ca, Al, Na und Mg; anteilmäßig sind sie am häufigsten in den radioaktiven Abfällen aus Forschung und Entwicklung (Fe, Ca, Mg, Na, Al), den Betrieb von Kernkraftwerken (Fe, Ca, Na, Mg) und in der Wiederaufarbeitung (Al) enthalten.

Zu den in Tab. 6 und 7 zusammengefaßten Ergebnissen sollen noch einige Anmerkungen gemacht werden:

- Die kumulierten Massen von Th und U sind mit $1,16 \cdot 10^4$ kg bzw. $2,35 \cdot 10^4$ kg angegeben. Zur Vermeidung etwaiger Mißverständnisse sei darauf hingewiesen, daß es sich hierbei ausschließlich um diejenigen Th- und U-Anteile handelt, die als Spurenelemente im Zement oder Beton von Fixierungsmitteln und Abfallbehältern vorkommen. Dies ist deutlich von den Massen der Th- und U-Isotope im radioaktiven Abfall zu trennen, die nach den Endlagerungsbedingungen Konrad [12] sehr viel größer sind. Nach Umrechnung der dort angegebenen maximal einlagerbaren Aktivitäten am Ende der Betriebsphase des Endlagers Konrad können bis zu $1,2 \cdot 10^2$ Mg Th-232, 2,5 Mg U-235, 0,4 Mg U-236 und $1,5 \cdot 10^2$ Mg U-238 endgelagert werden.
- Von den anorganischen Stoffen, die in Tab. 6 aufgeführt sind, fallen Ba, Se, Te, Ti, Tl und V insbesondere als Spurenelemente im Zement/Beton an, der z. B. für zylindrische Betonbehälter, für Betoncontainer oder als Fixierungsmittel verwendet wird. In getrockneten Verdampferkonzentraten aus dem Betrieb von Kernkraftwerken sowie aus dem Forschungs- und Entwicklungsbereich sind vor allem B, Co und Sb enthalten. Als Bestandteile von metallischen Abfällen/Schrott sind Ag, Cr gesamt, Mo, Ni und Zn spezifiziert worden. Pb findet sich überwiegend in Form von Behälterauskleidungen oder Abschirmungen im radioaktiven Abfall wieder; As tritt dabei hauptsächlich als Spurenelement auf. Cu und Sn sind mit großen Massenanteilen bei Altkabeln und Platinen vertreten.
- Von den anorganischen Stoffen, die in Tab. 7 aufgeführt sind, bilden Al, Ca, K, Mg und Th insbesondere Zement- und Betonteile, d. h. sie finden sich in Abfallbehältern, Fixierungsmitteln oder in radioaktiven Abfällen wieder. Bi und Ma zählen zu den Spurenelementen, die in Bleiauskleidungen oder -abschirmungen bzw. im Werkstoff für zylindrische Gußbehälter enthalten sind. Cd und Fe finden sich in metallischen Abfällen/Schrott; Cl und Hg sind in Kunststoffabfällen enthalten und Na fällt vor allem in getrockneten Verdampferkonzentraten aus dem Kernkraftwerksbetrieb an. Asbest ist insbesondere in radioaktiven Abfällen aus der Wiederaufarbeitung ausgedienter Brennelemente enthalten; eine kleinere Masse Asbest findet sich auch in den Betriebsabfällen aus Kernkraftwerken.
- Ein Vergleich der in Tab. 6 und 7 angegebenen kumulierten Massen für Ag, As, Be, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Te, Th, Tl, U, V und Zn mit den kumulierten Massen dieser Elemente im Konrad-Gestein des Einlagerungshorizontes [13] zeigt, daß diese Elemente alle in den Sedimenten des Einlagerungshorizontes vorhanden sind, und zwar mit bis zu fünf Zehnerpotenzen höheren Massen. Eine Ausnahme bilden Ag und Pb, deren kumulierte Massen in den Sedimenten des Einlagerungshorizontes um je eine Größenordnung kleiner ist.

Schließlich sind in dem insgesamt endzulagernden Abfallgebändevolumen noch anorganische Verbindungen enthalten, die ebenfalls für die durchzuführende Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers heranzuziehen sind. Hierzu zählen insbesondere

diejenigen anorganischen Verbindungen, die in der Grundwasserverordnung [2] und den Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [14, 15] genannt sind. Unter bezug auf diese Verbindungen führt die Auswertung der betreffenden Basisdaten zu den Angaben in Tab. 8. Danach beträgt die kumulierte Masse der hier genannten anorganischen Verbindungen $4,31 \cdot 10^3$ Mg, d. h. etwa 0,3 % des Anteils anorganischer Stoffe in Höhe von $1,63 \cdot 10^6$ Mg an der Gesamtmasse der endzulagernden Abfallgebinde. Die größten Beiträge zu der kumulierten Masse liefern die Verbindungen SO_4 , NH_4 , SiO_2 , NO_3 sowie die Phosphorverbindungen und Fluoride; anteilmäßig sind sie am häufigsten in den radioaktiven Abfällen aus der Forschung (NH_4 , SiO_2 , NO_3 , Phosphorverbindungen, Fluoride), aus dem Betrieb von Kernkraftwerken (SO_4 , Phosphorverbindungen, Fluoride) und aus der Wiederaufarbeitung (SiO_2 , Phosphorverbindungen, Fluoride) enthalten. Da zu den Fluoriden im weiteren Sinne auch Verbindungen des Fluors z. B. mit Nichtmetallen u. ä. mehr zählen [25], ist vor dem Hintergrund der gewählten, sehr weit auf der sicheren Seite liegenden Vorgehensweise die Masse der Fluoride in Tab. 8 als Masse F gesamt (anorg.) - bezogen auf ca. 650.000 m^3 Abfallgebindevolumen - angegeben worden.

Das o. a. Ergebnis soll nachfolgend noch etwas genauer erläutert werden:

NH_4 ist überwiegend in getrockneten Verdampferkonzentraten aus Kernkraftwerken und der Forschung und Entwicklung (F+E) enthalten; Nitrate finden sich hauptsächlich in den LAW- und MAW-Konzentraten aus dem F+E-Bereich. SiO_2 ist als Glasfaser vor allem in den radioaktiven Abfällen aus der Wiederaufarbeitung und der wiederaufarbeitungsbezogenen Forschung und Entwicklung enthalten. Cyanide fallen bei der Wiederaufarbeitung an; zu den anorganischen Fluoriden zählen z. B. NaF mit einer Masse von $6,96 \cdot 10^4$ kg in Dekontaminationsabwässern und -konzentraten aus Wiederaufarbeitung und Forschung. Nitrate liegen als NO_2 im LAW-Konzentrat aus Forschung und Entwicklung vor und sind als NaNO_2 in den radioaktiven Abfällen aus der kerntechnischen Industrie enthalten. Phosphate werden überwiegend für Wasch- und Reinigungszwecke verwendet und fallen insbesondere beim Betrieb von Kernkraftwerken, bei der Forschung und Entwicklung sowie bei der Wiederaufarbeitung von ausgedienten Brennelementen an. Komplexphosphate und Phosphonate werden als Extraktionsmittel oder komplexbildende Additive verwendet, um beispielsweise Metallionen aus wässrigen Lösungen zu entfernen [24, 37]. Zn-Phosphate/Oxide bilden Bestandteile von Kunstharzfarben; Phosphorpentoxid wird als Trocknungsmittel eingesetzt [23].

Mit diesen drei Teilen der Erfassung anorganischer Stoffe bzw. der Auswertung der o. a. Bestandaufnahme sind diejenigen Anorganika in dem Abfallgebindevolumen von ca. 650.000 m^3 beschrieben worden, die im Hinblick auf die Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers von Bedeutung sind.

4. Modellbetrachtungen zur möglichen Verschmutzung des Grundwassers

Die Ausbreitung von Schadstoffen aus einem Endlager in geologischen Formationen kann nur über Wasser als Transportmittel erfolgen. Beim Erreichen der Biosphäre kann eine Aufnahme von Schadstoffen durch den Menschen primär nur über den Ingestionspfad und hier speziell über das Trinkwasser erfolgen. Vor diesem Hintergrund soll die Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers anhand weit von auf der sicheren Seite liegenden Modellbetrachtungen vorgenommen werden; auf die hier zugrundegelegten Vorstellungen wird nachfolgend eingegangen.

4.1 Vorgehensweise

Die durchzuführenden Modellbetrachtungen basieren auf den ermittelten Inventaren an organischen und anorganischen nichtradioaktiven Stoffen, die zusammen mit den Radionukliden in das Endlager Konrad gelangen können. Sie lehnen sich an eine Vorgehensweise an, die im Rahmen der Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung verfolgt wurde [13]. Dort ist davon ausgegangen worden, daß die Konzentrationen chemotoxischer Stoffe in den Abfallgebänden nach einer Lösung in 10^6 m^3 Konrad-Tiefenwässern und einer Verdünnung auf ein Tausendstel während des Transportes durch die Geosphäre verglichen wird mit Grenzkonzentrationen chemischer Elemente im Trinkwasser.

4.1.1 Annahmen und Randbedingungen

Analog zu dieser Vorgehensweise werden die Modellbetrachtungen zur möglichen Verschmutzung des Grundwassers durch bestimmte gefährliche Stoffe durchgeführt.

Konkret werden die Konzentrationen der organischen und anorganischen Stoffe nach Auflösung im Tiefenwasser der Schachanlage Konrad und Verdünnung durch Dispersion und Diffusion während des Transportes durch die Geosphäre und im Quartär verglichen mit Konzentrationsbegrenzungen für chemische Elemente und organische bzw. anorganische Verbindungen im oberflächennahen Grundwasser bzw. im Trinkwasser. Dabei gelten folgende Annahmen bzw. Randbedingungen:

- Es wird von einem endgelagerten Abfallgebinderolumen von ca. 650.000 m^3 ausgegangen; dieses Volumen ist insbesondere auch in der Sicherheitsanalyse für die Nachbetriebsphase des Endlagers Konrad unterstellt worden [38]. Angaben zu den in diesem Abfallgebinderolumen enthaltenen Massen der hier zu betrachtenden organischen und anorganischen Stoffe sind in den Abschnitten 3.1 und 3.2 zusammengestellt.
- Zu Beginn der Nachbetriebsphase wird die Gesamtmasse dieses Abfallgebinderolumens modellmäßig als vollständig gelöst in 10^6 m^3 Konrad-Tiefenwasser angenommen (ungünstigste hypothetische Ausgangssituation). Von der Dynamik dieses Vorganges infolge der zunächst erforderlichen Aufsättigung der Resthohlräume im Grubengebäude durch langsam hinzutretendes Tiefenwasser und der allmählichen Lösung der Stoffe bei gleichzeitigem Abtransport wird im Rahmen dieses konservativen Ansatzes kein Kredit genommen. Dabei wird auch die Temperaturabhängigkeit der Löslichkeit von organischen und anorganischen Stoffen nicht betrachtet.
- Es wird kein Kredit davon genommen, daß durch die großen Zement- und Betonmassen im Endlager (Fixierungsmittel, Abfallbehälter) das chemische Milieu zunächst sehr weit in den alkalischen Bereich verschoben wird ($\text{pH} = 12$ bis $\text{pH} = 14$), in dem die Löslichkeit der Stoffe erheblich herabgesetzt sein kann. Auch Fällungs- und Flockungsreaktionen, die bei den be-

teiligten Reaktionspartnern in diesem chemischen Milieu zu deutlichen Konzentrationsabnahmen der gelösten Stoffe aufgrund der Bildung von schwerlöslichen oder unlöslichen Reaktionsprodukten führen können, werden im Rahmen dieser konservativen Modellbetrachtung nicht betrachtet. Andererseits werden auch keine Reaktionen berücksichtigt, die zu einer Löslichkeitserhöhung aufgrund der Bildung von leichtlöslichen Reaktionsprodukten führen können.

- Die nachfolgenden Betrachtungen werden so geführt, als seien die einzelnen Stoffe jeweils allein im Wasser gelöst. Wechselwirkungen, von denen aufgrund des tatsächlich vorhandenen Vielstoff- bzw. Vielkomponentensystems auszugehen ist, einschließlich etwaig damit verbundener Löslichkeitserhöhungen oder -minderungen werden im Rahmen dieser konservativen Modellbetrachtung nicht berücksichtigt. Dieser Ansatz steht im Einklang mit der Vorgehensweise bei der Festlegung von Grenzwerten für Trinkwasser: Auch dort werden stets nur Einzelsysteme untersucht, so daß Auswirkungen mehrerer Stoffe nicht erfaßt sind. Eine Untersuchung aller möglichen Kombinationen erscheint vom Aufwand her nicht vertretbar; Kombinationen wird im allgemeinen kein höheres toxisches Potential zugemessen als den einzelnen Stoffen [39].
- Für die im Tiefenwasser gelösten organischen und anorganischen Stoffe wird für ihren Transport durch die Geosphäre in der Regel keine Rückhaltung durch Sorptionsvorgänge an den Gesteinen unterstellt, d. h. von dieser Barrierewirkung der Schichten des Einlagerungshorizontes sowie der den Einlagerungshorizont über- und unterlagernden Schichten wird im Rahmen dieser konservativen Modellbetrachtung in der Regel kein Kredit genommen. Eine Reduktion der Konzentrationen gelöster organischer und anorganischer Stoffe - mit Ausnahme einiger weniger Elemente - wird damit von den Betrachtungen ausgeschlossen.
- Die Modellbetrachtungen konzentrieren sich insbesondere auf die Zusatzbelastung der Wässer durch die organischen und anorganischen Stoffe aus den Abfallgebänden und lassen unberücksichtigt, daß z. T. die gleichen anorganischen Stoffe z. B. in den Sedimenten des Einlagerungshorizontes in sehr großen Massen vorhanden sind ([13], Abschnitt 4.3.1).
- Für den Vergleich mit den Konzentrationsbegrenzungen für organische und anorganische Stoffe im oberflächennahen Grundwasser werden insbesondere die Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [14, 15] herangezogen sowie auf die Trinkwasserverordnung [16] und das DVGW-Regelwerk [17] zurückgegriffen. Diesbezügliche Einzelheiten sind in Abschnitt 4.1.3 angegeben. In den Abschnitten 5.1 bis 5.5 wird die zusätzliche Belastung des oberflächennahen Grundwassers durch organische und anorganische Stoffe aus den Abfallgebänden untersucht und an den Begrenzungen aus den o. a. Unterlagen gespiegelt. Im Abschnitt 5.6 wird diese Belastung zusammen mit der experimentell ermittelten natürlichen Belastung des oberflächennahen Grundwassers am Standort Konrad betrachtet und bewertet.

Im Zusammenhang mit den unterstellten Annahmen und Randbedingungen ist insbesondere darauf hinzuweisen, daß

- es aufgrund der durchgeführten experimentellen Untersuchungen am Standort Konrad fraglich ist, ob es überhaupt einen konvektiven Stofftransport des Tiefenwassers durch die Geosphäre bis in den Bereich des oberflächennahen Grundwassers geben kann. Das Alter des Konrad-Tiefenwassers von mindestens 10^7 Jahren, möglicherweise sogar $1,5 \cdot 10^8$ Jahren, entspricht dem Alter der geologischen Formation. Diese Zeiten deuten auf Grundwasserbewegungen im Bereich von weniger als 1 cm pro 10^3 Jahre bis auf stagnierendes Formationswasser [40-43].

- die Salinität der Tiefenwässer mit der Teufe zunimmt [44]. Ein Transport der aus den Einlagerungshorizonten stammenden Wässer müßte demnach gegen den durch den Anstieg der Salzkonzentration bedingten Dichtegradienten in Bereiche von Wässern mit kleineren Salzgehalten erfolgen. Die gemessene Dichteverteilung deutet neben anderen Indikatoren auf einen diffusionsdominierten vertikalen Salztransport und damit auf stagnierendes Tiefenwasser hin [45].
- bei einem Transport über den Wasserpfad gelöste Schadstoffe nicht schneller als die reine Wasserbewegung sein können. Da nach den Modellrechnungen
 - zur Grundwasserbewegung die kürzesten Fließzeiten für die charakteristischen Ausbreitungswege im Bereich von 330.000 Jahren bis zu 38,8 Millionen Jahren liegen [28],
 - zum Nachweis der Langzeitsicherheit des Endlagers Konrad der konservativ unterstellte Transport des Tiefenwassers bis in das oberflächennahe Grundwasser somit mindestens 300.000 Jahre dauert [46],

ist eine mögliche Verschmutzung dieser Wässer zumindest vor Ablauf des letztgenannten Zeitraums ausgeschlossen.

Vor dem Hintergrund der gesamten Annahmen und Randbedingungen, die der vorliegenden Prüfung und Bewertung zugrunde liegen, kann somit eindeutig festgestellt werden, daß es sich um eine außerordentlich konservative, d. h. sehr weit auf der sicheren Seite liegende Modellbetrachtung bzw. -untersuchung handelt. Damit stellt der hier verfolgte Ansatz eine vertrauensbildende Maßnahme dar und trägt zu einer Erhöhung der Akzeptanz bei. Aus diesem Grunde steht die gewählte Vorgehensweise auch im Einklang mit der Validierung und Vertrauensbildung für die sicherheitsmäßige Bewertung bei der schrittweisen Entwicklung von Endlagern, mit der sich eine von der OECD/NEA im April 1996 eingesetzte Arbeitsgruppe befaßt.

4.1.2 Verdünnungsfaktoren

In der Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung wurde eine Verdünnung für die Schadstoffkonzentrationen in den aus dem Grubengebäude austretenden Wässern bis zur Biosphäre auf etwa ein Tausendstel (10^{-3}) angesetzt. Als Begründung für diesen Verdünnungsfaktor wurde das Verhältnis der Salzkonzentrationen in den Tiefenwässern der Schachanlage Konrad und der Grenzkonzentration für Salzgehalte nach der Trinkwasserverordnung herangezogen. Im Bereich des Grubengebäudes der Schachanlage Konrad liegen die gemessenen Salzkonzentrationen im Tiefenwasser, das im Teufenbereich bei 1300 m und bei 800 m beprobt und analysiert wurde, bei ca. 220 g/l bzw. bei ca. 160 g/l [47]. In der o. a. Plausibilitätsbetrachtung wurde von etwa 180 g/l ausgegangen [13]. Im Bereich des Grundwasserleiters Hils (Unterkreide) beträgt die gemessene Salzkonzentration ca. 150 g/l; im Bereich des oberflächennahen Grundwassers (quartärer Grundwasserleiter) ergaben die Messungen eine Bandbreite von ca. 0,5 bis 1 g/l. Diese Salzkonzentration verringert sich weiter, wenn das nutzbare oberflächennahe Grundwasser als Trinkwasser aufbereitet wird. Unter Berücksichtigung, daß

- die Gesamtmasse des Natriums in den Abfallgebänden $5,86 \cdot 10^6$ kg beträgt (Tab. 7), die nach modellmäßig angenommener, vollständiger Auflösung in 10^6 m³ Tiefenwasser zu einer Konzentration von 5,86 g/l führt,
- die Natriumkonzentration in den Tiefenwässern (hier: Ort 300 in einer Teufe von 1000 m) 61,77 g/l beträgt [48],

ergibt sich die Na-Gesamtkonzentration im Tiefenwasser zu $6,76 \cdot 10^4$ mg/l. Unter Bezug auf die damals gültige Trinkwasserverordnung von 1986 [49], in der die Na-Konzentration auf 150 mg/l begrenzt war, läßt sich aus diesen beiden Werten ein Verdünnungsfaktor von $2,2 \cdot 10^{-3}$ unmittelbar ableiten. Aufgrund der genannten Salzkonzentrationen und der übrigen, in dieser Betrachtung getroffenen Annahmen ist es daher plausibel und zulässig, einen Verdünnungsfaktor von 10^{-3} anzusetzen. Die Verdünnung um einen solchen Faktor ist notwendig, um die Salzkonzentrationen in den Tiefenwässern auf zulässige Grenzwerte nach der Trinkwasserverordnung [49] reduzieren zu können.

Für die Bewertung, ob und in welchem Maß der in [13] verwendete Verdünnungsfaktor von 1000 eine Überschätzung der Verdünnungsverhältnisse darstellt, können die Modellrechnungen zur Radionuklidausbreitung in der Nachbetriebsphase des Endlagers Konrad herangezogen werden. Hier ist die Konzentrationsminderung für Radionuklide auf den untersuchten drei verschiedenen Ausbreitungswegen von besonderem Interesse. Aus den Werten für die jeweiligen Radionuklidkonzentrationen im Bereich des Grubengebäudes und am Ende der Ausbreitung im quartären Grundwasser lassen sich diesbezügliche Rückschlüsse ziehen. Das Verhältnis beider Werte ist ein Maß für die Barrierewirkung des Gebirges, die Verdünnung im quartären Grundwasser und den radioaktiven Zerfall. Vor diesem Hintergrund ergeben sich Konzentrationsminderungen bzw. "Verdünnungsfaktoren", die radionuklidabhängig größenordnungsmäßig bei mindestens 10^{-4} liegen [46]. Der Verdünnungsfaktor 10^{-4} gilt dabei gerade für langlebige Radionuklide mit Halbwertszeiten größer als $1 \cdot 10^5$ Jahre, für die keine Sorption unterstellt wurde. In [46] sind für die nicht sorbierenden und nicht löslichkeitsbestimmten Elemente Jod und Chlor Verdünnungsfaktoren von kleiner als 10^{-4} angegeben.

In bezug auf die hier zu untersuchenden Elemente und Verbindungen bedeutet dies, daß ihre Löslichkeit entscheidend ist:

- Elemente und Verbindungen, die ihre Löslichkeitsgrenze nicht erreichen, können von den Transportvorgängen her gesehen wie die in der standortspezifischen Sicherheitsanalyse für die radiologischen Langzeitauswirkungen betrachteten Radionuklide behandelt werden. Selbst ohne Berücksichtigung von Sorptionsvorgängen kann für derartige Elemente und Verbindungen ein Verdünnungsfaktor von 10^{-4} angesetzt werden.
- Hiervon abweichende Verhältnisse liegen bei Elementen und Verbindungen mit solchen Inventaren vor, daß die Löslichkeitsgrenzen weit überschritten werden. Sie werden über sehr lange Zeiträume aus dem Einlagerungsbereich freigesetzt, so daß die Freisetzungszeit nicht mehr kurz gegenüber der Transportzeit durch die Geosphäre ist. In diesem Fall verringert sich die dispersive und diffusive Konzentrationsminderung in der Geosphäre. Daher kann für solche Elemente und Verbindungen ohne Berücksichtigung von Sorption und Rückhaltung durch das Deckgebirge nur ein Verdünnungsfaktor von 10^{-3} angesetzt werden. Wenn Sorption und Rückhaltung berücksichtigt werden, lassen sich auch hier kleinere Verdünnungsfaktoren als 10^{-3} begründen.

Damit kann unmittelbar gefolgert werden, daß der in [13] angesetzte Verdünnungsfaktor für nicht sorbierende und nicht löslichkeitsbestimmte Elemente um den Faktor 10 zu groß angesetzt wurde. In den nachfolgenden konservativen Modellbetrachtungen zur möglichen Verschmutzung des Grundwassers durch bestimmte gefährliche Stoffe wird daher von den beiden Verdünnungsfaktoren 10^{-3} und 10^{-4} ausgegangen.

4.1.3 Prüfwerte und Grenzkonzentrationen

Entsprechend der o. a. Modellbetrachtung (Abschnitt 4.1.1) wird bei den organischen und anorganischen Stoffen modellmäßig davon ausgegangen, daß sie zu Beginn der Nachbetriebsphase in 10^6 m^3 Tiefenwasser vollständig aufgelöst sind. Unter Heranziehung der erwarteten Massen dieser Stoffe kann somit ihre theoretische Konzentration im Tiefenwasser bestimmt werden. Falls diese Konzentrationswerte kleiner als die Löslichkeit der betreffenden organischen oder anorganischen Stoffe sind, werden mit dem Verdünnungsfaktor 10^{-4} Obergrenzen für ihre Konzentration im oberflächennahen Grundwasser abgeleitet. Bei einem Überschreiten der Löslichkeiten wird mit der Löslichkeitsgrenze und dem Verdünnungsfaktor 10^{-3} weitergerechnet; im Einzelfall werden auch Sorption und Rückhaltung berücksichtigt und damit ein größerer Verdünnungsfaktor begründet (Abschnitt 4.1.2).

Die auf diese Weise modellmäßig ermittelten Konzentrationen im quartären Grundwasser werden dann insbesondere mit Prüfwerten aus den Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) verglichen [14, 15]. Da sich die Modellbetrachtungen insbesondere auf die Zusatzbelastung der Wässer durch die organischen und anorganischen Stoffe aus den Abfallbinden konzentrieren, können die Prüfwerte für Basisparameter zur Vor- und Hauptuntersuchung von Grundwasser, die sich auf die Mindeständerung im Vergleich zum Oberstrom (Differenzwert) beziehen ([14], Tabelle 1), als Bewertungsmaßstab herangezogen werden. Für die Bewertung von Absolutkonzentrationen sind diese Prüfwerte allerdings nicht geeignet. Darüber hinaus werden die jeweiligen Grenzkonzentrationen aus der Trinkwasserverordnung [16] und dem DVGW-Regelwerk [17] herangezogen. In diesem Zusammenhang sei angemerkt, daß das Merkblatt W 251 des DVGW-Regelwerks kleinere Grenzkonzentrationen - insbesondere in Form von Normalanforderungen - im Vergleich zu den Begrenzungen in der Trinkwasserverordnung enthält. Für die einzelnen Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen werden die zugehörigen Literaturzitate jeweils mit angegeben. Diese Vorgehensweise steht in vollem Einklang mit entsprechenden Untersuchungen im Rahmen der Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung [13]. Das Heranziehen der Begrenzungen aus [16] und [17], die für Trinkwasser (d.h. für aufbereitetes Grundwasser) gelten, unterstreicht nochmals die außerordentlich konservative Vorgehensweise der vorliegenden Prüfung und Bewertung in deutlicher Weise.

Im Hinblick auf die gewählte Vorgehensweise soll darauf hingewiesen werden, daß aus den Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser nur auf diejenigen Begrenzungen zurückgegriffen wird, die in Tabelle 1: Prüfwerte für Basisparameter zur Vor- und Hauptuntersuchung von Grundwasser angegeben sind [14]. Die in Tabelle 2: Prüf- und Maßnahmenschwellenwerte für einige Leitparameter der Hauptuntersuchung von Grundwasser angegebenen Begrenzungen werden nicht herangezogen, sondern statt dessen die aktualisierten Prüfwerte der LAWA-Empfehlungen mit Stand: 03. Dezember 1996 [15]. Diese aktualisierten Werte sind im LAWA-Arbeitskreis 'Grundwasserschutz bei Abfallverwertung und Produkteinsatz' zwar erarbeitet, aber in der übergeordneten LAWA-Arbeitsgruppe 'Grundwasserschutz und Wasserversorgung' noch nicht verabschiedet worden. Daher sind sie noch als Entwurf zu bezeichnen; an den Begrenzungen selbst wird sich jedoch kaum noch etwas verändern. In Tab. 9 sind die Prüfwerte aus den LAWA - Empfehlungen [14] und die aktualisierten Prüfwerte [15] einander gegenübergestellt.

Diesen Prüfwerten kommt ein hoher Stellenwert zu, da bei ihrer Unterschreitung in der Regel der Gefahrenverdacht - und somit auch die Besorgnis einer schädlichen Verunreinigung des Grundwassers oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung seiner Eigenschaften im Sinne des § 34 Abs. 2 WHG - als ausgeräumt gilt [14].

Der Vergleich der sich für einen organischen bzw. anorganischen Stoff im oberflächennahen Grundwasser einstellenden Konzentration mit der zugehörigen Begrenzung wird so durchgeführt, daß jeweils der restriktivste Wert aus [14-17] verwendet wird, d. h. die Verwendung von Prüfwerten (hier: Tabelle 1 aus [14]) bzw. von aktualisierten Prüfwerten [15] und von Normalanforderungen statt Mindestanforderungen [17]. Damit wird für die Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers durch bestimmte gefährliche Stoffe stets von der restriktivsten Begrenzung ausgegangen.

Aus den getroffenen Annahmen und Randbedingungen, die den durchgeführten Modellbetrachtungen zugrunde liegen (Abschnitt 4.1.1), und der gewählten Vorgehensweise, jeweils von den restriktivsten Begrenzungen auszugehen, folgt unmittelbar, daß die von der Planfeststellungsbehörde erbetene Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers durch bestimmte gefährliche Stoffe als worst case - Betrachtung vorgenommen wird.

4.2 Löslichkeiten

Vor dem Hintergrund der Bedeutung, die den Löslichkeiten der organischen und anorganischen Stoffe im Rahmen der Modellbetrachtungen zukommt, sind in den nachfolgenden Tab. 10 - 13 die herangezogenen Löslichkeiten zusammengestellt. Hierbei mußte insbesondere auf Löslichkeitswerte in Wasser bei etwa 20 °C zurückgegriffen werden, da Löslichkeiten der zu untersuchenden Stoffe in den Wässern des Standortes Konrad nur zum Teil vorliegen.

Für organische Stoffe sind einschlägige Lehr- und Handbücher [20-25, 50, 51] wie auch insbesondere Literaturangaben [34, 52-66] ausgewertet worden. Bei den anorganischen Stoffen wurden die in [13] und [48] genannten Löslichkeiten übernommen; ferner wurden Löslichkeitswerte aufgrund von ähnlichen chemischen Eigenschaften abgeschätzt oder es wurde auf die Bestandsaufnahme zurückgegriffen, je nach anorganischem Stoff die Komponente mit dem größten Massenanteil ermittelt und für sie aus einschlägigen Tabellenwerken [50] der jeweilige Löslichkeitswert entnommen. Hierbei lagen z. B. die folgenden Stoffbezüge zugrunde:

anorganische Stoffe	anorganische Verbindungen	anorganische Stoffe	anorganische Verbindungen
Au	Au (Metall)	Mn	Mn(NO ₃) ₂
B	H ₃ BO ₃	Na	NaNO ₃
Ba	BaSO ₄	NH ₄	NH ₄ NO ₃
Ca	CaSiO ₃	NO ₃	NaNO ₃
Cd	CdO	Os	Os (Metall)
Cl	NaCl	Pt	Pt (Metall)
Cr	CrO	Rh	Rh (Metall)
Cr	Cr ₂ O ₃	Sb	Sb ₂ O ₃
Ge	GeO	SO ₄	BaSO ₄
Ir	Ir (Metall)	Sr	SrHPO ₄
K	K ₂ SO ₄	Th	ThO ₂
Li	Li ₃ PO ₄	Ti	TiO ₂
Mg	MgO	U	UO ₂

Da für die zu untersuchenden organischen und anorganischen Stoffe nicht in allen Fällen Löslichkeitsdaten zur Verfügung standen oder einschlägige Handbücher und Tabellenwerke z. T. nur qualitative Angaben wie 'schwerlöslich' oder 'unlöslich' enthalten, ist auch auf allgemeine Löslichkeitsangaben zurückgegriffen worden [51]. Danach gilt:

sehr löslich	= löslich in weniger als 1 Teil Lösungsmittel
leicht löslich	= löslich in 1-10 Teilen Lösungsmittel
löslich	= löslich in 10-30 Teilen Lösungsmittel
wenig löslich	= löslich in 30-100 Teilen Lösungsmittel
schwer löslich	= löslich in 100-1000 Teilen Lösungsmittel
sehr schwer löslich	= löslich in 1000-10000 Teilen Lösungsmittel
praktisch unlöslich	= löslich in mehr als 10000 Teilen Lösungsmittel.

Unlöslichen organischen oder anorganischen Stoffen ist in Tab. 10, 11 und 13 unter Bezug auf [51] die Löslichkeit $1,0 \cdot 10^{-4}$ g/l zugeordnet worden.

5. Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers

Die Ergebnisse der durchgeführten konservativen Modellbetrachtungen werden in den nachfolgenden Abschnitten und Tabellen vorgestellt. Dabei wird schrittweise vorgegangen, und zwar werden zunächst die in Tab. 4 aufgeführten organischen chemotoxischen Stoffe und dann die in der Anlage zur Grundwasserverordnung [2] genannten Stofffamilien und Stoffgruppen listenweise betrachtet. Daran anschließend werden weitere anorganische Stoffe behandelt, die in den Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [14, 15], der Trinkwasserverordnung [16] oder dem DVGW-Regelwerk [17] begrenzt sind oder in der Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung [13] untersucht wurden. Abschließend wird die natürlich bedingte Belastung des oberflächennahen Grundwassers am Standort Konrad in die Betrachtungen mit einbezogen.

Wenn für einen Stoff mehrere Löslichkeitswerte bekannt sind (Tab. 10 und 11), wird der jeweils kleinste Wert herangezogen. Er kann am ehesten von der Konzentration des im Tiefenwasser als vollständig aufgelöst angenommenen Stoffes überschritten werden, so daß dann nicht mit dem Verdünnungsfaktor 10^{-4} , sondern mit dem Verdünnungsfaktor 10^{-3} weitergerechnet werden muß (Abschnitt 4.1.2).

5.1 Chemotoxische organische Verbindungen

Die ermittelten organischen chemotoxischen Stoffe sind in Tab. 4 angegeben; die für sie jeweils heranzuziehenden Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen sind in Tab. 14 zusammengestellt. Hierbei wurden folgende Zuordnungen getroffen:

- Nichtionische und anionische Tenside sind als oberflächenaktive Stoffe in der Trinkwasserverordnung [16] wie auch im DVGW-Regelwerk [17] begrenzt. An diesen Begrenzungen wird die Gesamtheit der Tenside, nichtionischen Tenside, anionischen Tenside und des Benzalkoniumchlorids gespiegelt. (Anmerkung: Benzalkoniumchlorid zeigt wie alle quartären Ammoniumverbindungen kationensidische Eigenschaften. Prüfwerte und/oder Grenzkonzentrationen für kationische Tenside sind weder in [14, 15] noch in [16] enthalten; in [17] zählen kationische Tenside zu den nicht mit Normalanforderungen und Mindestanforderungen belegten Parametern).
- EDTA und NTA sind im DVGW-Regelwerk [17] begrenzt.
- Oxal- und Citronensäure einschließlich ihrer Salze sowie Na_2 -Tartrat sind in [14-17] nicht begrenzt. Citronen- und Weinsäure sind keine organischen chemotoxischen Stoffe (Abschnitt 3.1.1). In Ermangelung von diesbezüglichen Begrenzungen wird daher hilfsweise auf die Begrenzung für Kohlenwasserstoffe (ohne Aromaten) aus [15] zurückgegriffen. Dabei wird nur der Prüfwert von $1,0 \cdot 10^{-4}$ g/l an sich herangezogen, und zwar ohne Berücksichtigung seines inhaltlichen Bezuges. Dies erscheint als plausibel, da zu den Kohlenwasserstoffen auch gesundheitlich bzw. physiologisch unbedenkliche organische Stoffe wie Polyethylen oder Polystyrol zählen (Tab. 5), zu deren Bewertung dieser Prüfwert verwendet wird (Tab. 16).
- Für 2-Chlornaphthalin wird der Prüfwert bzw. die Grenzkonzentration für polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) aus [15] und [17] herangezogen.
- Chlorphenole sind zwar in den Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [14, 15] begrenzt; diese Begrenzungen werden aber aufgrund des im radioaktiven Abfall vorhandenen Hexachlorbenzols nicht herangezogen ([14]: Tab. 1, Fußnote 8).

- Für o-, m-, p-Chlorphenol, Monochlorbiphenyl, Hexachlorbenzol und γ -Hexachlorcyclohexan (Lindan) werden die Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen für polychlorierte Biphenyle (PCB) aus [15] und [16] verwendet, und zwar jeweils in der Begrenzung als Einzelstoff bzw. als einzelne Substanz. An dieser Stelle sei angemerkt, daß
 - im DVGW-Regelwerk [17] polychlorierte, polybromierte Biphenyle und Terphenyle zu den nicht mit Normalanforderungen und Mindestanforderungen belegten Parametern zählen,
 - die o. a. Zuordnung des Prüfwertes von 0,00001 mg/l zu Hexachlorbenzol im Einklang mit den Empfehlungen der World Health Organization (WHO) steht [18]; bei γ -Hexachlorcyclohexan (Lindan) ist nach den WHO-Empfehlungen der dreifach größere Wert im Vergleich zu der o. a. Zuordnung möglich.

Ausgehend von den kumulierten Massen dieser Verbindungen in ca. 650.000 m³ Abfallgebundevolumen werden ihre Konzentrationen im Tiefen- und oberflächennahen Grundwasser berechnet. Sofern keine Löslichkeiten für einzelne Stoffe vorliegen, wird mit dem theoretischen Konzentrationswert in 10⁶ m³ Tiefenwasser bei Annahme vollständiger Auflösung (Abschnitt 4.1.1) weitergerechnet. Bei den Prüfwerten bzw. Grenzkonzentrationen wird der jeweils restriktivste Wert aus Tab. 14 herangezogen.

Als wesentliches Ergebnis dieser Modellbetrachtung bleibt festzuhalten (Tab. 15), daß die jeweiligen Begrenzungen von allen hier betrachteten organischen chemotoxischen Stoffen durch die berechneten Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser unterschritten werden, und zwar im Bereich von bis zu sechs Zehnerpotenzen. Damit ist eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften durch diese Verbindungen nicht zu besorgen.

Dieses Ergebnis gilt um so mehr, da

- während des Transportes über den Wasserpfad durch die Geosphäre weder eine Rückhaltung durch Sorption noch eine Filterwirkung der Gesteine in Ansatz gebracht wurde,
- in dieser Modellbetrachtung keine Umwandlung der organischen chemotoxischen Stoffe durch chemische und/oder strahlenchemische Reaktionen unterstellt wurde, und
- eine unter den Bedingungen der Endlagerung am Standort Konrad zu erwartender Umwandlung dieser Verbindungen bis letztlich zu ihrem Abbau (Abschnitt 3.1.2) realistischerweise zu kleineren Stoffkonzentrationen im Wasser führen muß.

Wird z.B. für EDTA die in [19] ermittelte Halbwertszeit von 1370 Jahren herangezogen, so folgt unmittelbar aus der Transferzeit von mindestens 300.000 Jahren, daß für die Umwandlung von $2,5 \cdot 10^4$ kg Na-EDTA/EDTA (Tab. 4) etwa 220 Halbwertszeiten zur Verfügung stehen. Im Falle des Monochlorbiphenyls stehen bei einer Halbwertszeit von 1157 Jahren [19] für die Umwandlung von 1,72 g etwa 260 Halbwertszeiten zur Verfügung. Damit ist sichergestellt, daß weder Na-EDTA/EDTA noch Monochlorbiphenyl Anlaß zur Besorgnis geben. Im Zusammenhang mit dem hier betrachteten Abbau organischer chemotoxischer Verbindungen ist insbesondere darauf hinzuweisen, daß die in [19] genannten Halbwertszeiten für weitere, u. a. in Tab. 4 genannte organische chemotoxische Stoffe zum Teil um mehrere Zehnerpotenzen unter den genannten Zeiten für Na-EDTA/EDTA und Monochlorbiphenyl liegen und damit eine wesentlich größere Anzahl an Halbwertszeiten für die Umwandlung dieser Verbindungen zur Verfügung stehen.

Bei Unterstellung einer chemischen Umwandlung der organischen chemotoxischen Stoffe ist nach [19] mit folgenden Umwandlungsprodukten zu rechnen:

Edukte	Umwandlungsprodukte
Tenside/nichtionische Tenside/ anionische Tenside	Alkohole, Phenole, Dióle
Na- EDTA/EDTA	HEIDA, IDA, Ethylenglykol; MIDA [71]
Na-NTA	(Decarboxylierung)
Oxalsäure/Na ₂ -Oxalat	(Decarboxylierung)
Citronensäure/NH ₄ -Citrat/Trinatrium- citrat/Dinatriumhydrogencitrat	(Decarboxylierung)
Na ₂ -Tartrat	(Decarboxylierung)
2-Chlornaphthalin	2-Naphthol
o-Chlorphenol	Brenzcatechin, Dihydroxydiphenylether, Dihydroxybenzole, Trihydroxybiphenyle,
m-Chlorphenol	Resorcin, Dihydroxydiphenylether, Dihydroxybenzole, Trihydroxybiphenyle
p-Chlorphenol	Hydrochinon, Dihydroxydiphenylether, Dihydroxybenzole, Trihydroxybiphenyle
Monochlorbiphenyl	Hydroxybiphenyl
Hexachlorbenzol	Chlorphenole
γ-Hexachlorcyclohexan (Lindan)	Trichlorbenzol, Pentachlorcyclohexen Trichlortrihydroxycyclohexan

Mit diesen Abbauprodukten liegen einerseits Phenole bzw. Chlorphenole, Phenyle bzw. Biphenyle und Benzole vor, die auch bei den Edukten vorhanden sind und somit bereits bewertet wurden (s. o.), und andererseits eine Reihe von weiteren organischen Verbindungen, auf die nachfolgend kurz eingegangen werden soll.

Dióle (Dialkohole), zu denen auch Ethylenglykol, Brenzcatechin, Resorcin und Hydrochinon zählen, ist die Gruppenbezeichnung für aliphatische und alicyclische Verbindungen, die zwei Hydroxy-Gruppen im Molekül enthalten [25]. Technisch sind Dióle als Zwischenprodukte für Pharma- und Pestizid-Wirkstoffe oder als Lackrohstoffe von erheblicher Bedeutung. HEIDA ist die Abkürzung für Hydroxyethyliminodiacetic Acid, d. h. für Hydroxyethyliminoessigsäure; IDA ist die Abkürzung für Iminodiacetic Acid, d. h. für Iminodiessigsäure. Als weiteres Umwandlungsprodukt ist MIDA (Methyliminodiacetic Acid, d. h. Methyliminodiessigsäure) zu berücksichtigen [71]. Essigsäure zählt nicht zu den organischen chemotoxischen Stoffen; sie wird im technischen Maßstab in der Nahrungsmittelindustrie verwendet. Das stark hygroskopische, mit Was-

ser mischbare Ethylenglykol ist insbesondere von seiner Verwendung als Frostschutzmittel in Motorkühlsystemen sowie als Diol zur Polyesterherstellung bekannt [25]. Mit '(Decarboxylierung)' sollen Abbauprodukte bezeichnet werden, die bei Abspaltung von Kohlendioxid aus freien Carbonsäuren (wie z. B. Essigsäure) bzw. ihren Salzen entstehen. Im weiteren Sinne ist Naphthole die Bezeichnung für Hydroxyderivate des Naphthalins mit einer oder mehreren OH-Gruppen; im engeren Sinne für die beiden Monohydroxynaphthaline, die seit jeher α - und β -Naphthol genannt werden [24]. Beide Verbindungen haben für die Farbstoffsynthese große Bedeutung erlangt; Derivate werden als pharmazeutische Wirkstoffe eingesetzt. Brenzcatechin (1,2-Benzoldiol), Resorcin (1,3-Benzoldiol) und Hydrochinon (1,4-Benzoldiol) werden z. B. in der Phototechnik, Farbmittelindustrie und im pharmazeutischen Bereich eingesetzt [21, 23, 36]. Das in Wasser unlösliche Cyclohexen wird im Laboratorium benutzt; Derivate werden als Arzneimittel verwendet [25].

Für diese Umwandlungsprodukte sind in den LAWA-Empfehlungen [14,15], der Trinkwasserverordnung [16] und dem DVGW-Regelwerk [17] keine Begrenzungen angegeben; sie müßten daher in analoger Weise an den in Tab. 14 genannten Begrenzungen gespiegelt werden. Besorgnisse dürften unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus Tab. 15 und der o. a. Ausführungen zu diesen Stoffen nicht zu erwarten sein.

Im Hinblick auf die weitere Umwandlung dieser organischen chemotoxischen Stoffe bis zu ihrer Mineralisation (Abschnitt 3.1.2.4) sollen noch einige ergänzende Ausführungen gemacht werden:

- Nach dem Gesetz über die Umweltverträglichkeit von Wasch- und Reinigungsmitteln [67] bzw. nach der Verordnung über die Abbaubarkeit anionischer und nichtionischer grenzflächenaktiver Stoffe in Wasch- und Reinigungsmitteln [68] müssen diese Stoffe mindestens zu 80 % auf biologischem Wege abbaubar sein. Unter biologischer Abbaubarkeit wird die Eigenschaft eines organischen Stoffes verstanden, durch Mikroorganismen zersetzt zu werden [30, 32]. Dies ist insbesondere im Zusammenhang mit den für Wasch- und Reinigungszwecke eingesetzten Tensiden zu diskutieren:
 - Die Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des oberflächennahen Grundwassers durch Waschmittel bzw. grenzflächenaktive Stoffe (hier: Tenside, nichtionische Tenside, anionische Tenside und Benzalkoniumchlorid als kationisches Tensid) hat gezeigt, daß kein Anlaß zur Besorgnis einer Verunreinigung oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung der Eigenschaften des Grundwassers gegeben ist (Tab. 15).
 - Diesem Ergebnis kommt eine besondere Bedeutung zu, da es ohne Berücksichtigung des biologischen Abbaus ermittelt wurde. Da im Endlager Konrad durch mikrobiell induzierte Prozesse keine signifikanten Beiträge zu Umwandlungen oder zum Abbau organischer Stoffe zu erwarten sind (Abschnitt 3.1.2.3), könnte es - ohne Berücksichtigung chemischer und/oder strahlenchemischer Reaktionen - ggf. nicht ausgeschlossen werden, daß Waschmittel bzw. grenzflächenaktive Stoffe auf dem Wasserpfad durch die Geosphäre allmählich bis in die Biosphäre gelangen. Aufgrund der hier vorherrschenden Randbedingungen würden jedoch sofort entsprechende Umwandlungsprozesse bis hin zum vollständigen Abbau (Mineralisation) einsetzen. Beispielsweise sind lineare Alkylbenzolsulfate (LAS), die zu den wichtigsten anionischen Tensiden zählen, biologisch unter aeroben Bedingungen gut und rasch abbaubar [69]; nach [32] führt der Endabbau von anionischen Tensiden zu CO_2 , Wasser und Biomasse. Damit besteht auch in einem solchen Fall kein Anlaß zur Besorgnis einer schädlichen Verunreinigung des Grundwassers oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung seiner Eigenschaften.
 - Die meisten eingesetzten Waschmittel bzw. grenzflächenaktiven Stoffe (Tenside) übertreffen deutlich die gesetzliche Anforderung nach 80 %igem biologischen Abbau. Für die

technisch und mengenmäßig wichtigsten Tenside liegt die Totalabbaubarkeit - einem i. a. besseren Bewertungsmaßstab für die Abbaubarkeit - im Bereich von 73 % bis 99 % [70]. Detailliertere Angaben zum biologischen Abbau von Tensiden bzw. zu den erzielten Abbauraten (hier: OECD-Screeningtest (Primärabbau), MOST - Modifizierter Screeningtest (Endabbau), GF - Geschlossener Flaschentest) finden sich in [30] und [32].

- Die Umwandlung bzw. der Abbau von EDTA und NTA sind umfangreich untersucht worden [71-74]. Als wesentliche Ergebnisse bleiben festzuhalten:
 - EDTA und seine Metallkomplexe werden in HEIDA, IDA und MIDA umgewandelt; unter Bildung von methyl- und ethylsubstituierten Aminen wird EDTA vollständig abgebaut [71]. Die Umwandlung von EDTA wird durch Silikate und Phosphate katalysiert [72], so daß die Umwandlungsreaktionen in kürzeren Zeiträumen und bei niedrigeren Temperaturen erfolgen; Silikate sind im Deckgebirge und Phosphate als Bestandteile der radioaktiven Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung vorhanden (Tab. 8).
 - NTA und seine Metallkomplexe sind von adaptierten Mikroorganismen aerob biochemisch abbaubar [32]. Dabei wird NTA schnell abgebaut (Halbwertszeit: < 1 Tag) und vollständig zu anorganischen Endprodukten mineralisiert [54], ohne daß organische Metabolite meßtechnisch nachweisbar wären. Darüber hinaus ist NTA auch anaerob in Gegenwart von Nitraten abbaubar [75]; Nitrate sind im radioaktiven Abfall vorhanden, und zwar mit einer kumulierten Masse von $6,32 \cdot 10^5$ kg (Tab. 8).
- Schließlich wird Oxalsäure über die Decarboxylierung umgewandelt und letztlich zu CO_2 und Wasser abgebaut [24].

5.2 Grundwasserverordnung

5.2.1 Betrachtungen zu organischen Verbindungen

Die Listen I und II aus der Anlage zur Grundwasserverordnung enthalten sowohl organische als auch anorganische Stoffe, die eine schädliche Wirkung auf das Grundwasser haben können [2]. Für die hier genannten Stofffamilien und Stoffgruppen sind die in den endzulagernden Abfallgebänden enthaltenen organischen Verbindungen im Überblick in Tab. 5 zusammengestellt (Abschnitt 3.1.1). Die für sie jeweils heranzuziehenden Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen sind in Tab. 16 angegeben. Da für die hier genannten organischen Verbindungen weder in den LAWA-Empfehlungen [14, 15] noch in der Trinkwasserverordnung [16] oder in dem DVGW-Regelwerk [17] gesonderte Begrenzungen angegeben sind, werden folgende Zuordnungen getroffen:

- Phosphorsäureester, Tributylphosphat, Dibutylphosphat und Hexamethylphosphorsäuretriamid sind in [14-17] nicht begrenzt. In Ermangelung von diesbezüglichen Begrenzungen wird daher auf die Begrenzung für Phosphate (anorg.) aus [14, 16, 17] zurückgegriffen. Dies ist plausibel, da diese organischen Stoffe nach Umwandlung bzw. Abbau bis zu dem mineralischen Bestandteil Phosphat zersetzt werden (Abschnitt 3.1.2). An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, daß Phosphorsäureester nach [23] gut abbaubar sind.
- Für die Kohlenwasserstoffe Ölrückstände, Öl, Polystyrol, Polyethylen (PE), PE/PP, Divinylbenzol, Polypropylen (PP), Alkane (Paraffine), Toluol, Xylole und Kerosin werden die Begrenzungen für Kohlenwasserstoffe (ohne Aromaten) aus [15], gelöste oder emulgierte Kohlenwasserstoffe; Mineralöle aus [16] und Kohlenwasserstoffe aus [17] herangezogen.
- Für Toluol und Xylole gilt auch der Prüfwert für BTX-Aromaten, gesamt aus [15] (Anmerkung: In der Trinkwasserverordnung [16] finden sich keine diesbezüglichen Grenz-

konzentrationen und im DVGW-Regelwerk [17] zählen leicht flüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe (BTX) (Benzol, Toluol, Xylol, usw.) zu den nicht mit Normalanforderungen und Mindestanforderungen belegten Parametern).

- Für Mikrobiozide werden der Prüfwert für PSM, gesamt aus [15], der Grenzwert (hier: insgesamt) für organisch-chemische Stoffe zur Pflanzenbehandlung und Schädlingsbekämpfung einschließlich ihrer toxischen Hauptabbauprodukte und polychlorierte, polybromierte Biphenyle und Terphenyle aus [16] und die Normalanforderung für organisch-chemische Stoffe zur Pflanzenbehandlung und Schädlingsbekämpfung (gelöst) aus [17] herangezogen.
- Siliciumverbindungen (org.) und Siliconöl werden zusammen mit SiO_2 bewertet (Abschnitt 5.2.3, lfd. Nr. 4).
- Fluoride (org.) sind in [14-17] nicht begrenzt. In Ermangelung von diesbezüglichen Begrenzungen wird daher in Analogie zur Vorgehensweise bei Phosphorsäureester, Tributylphosphat, Dibutylphosphat und Hexamethylphosphorsäuretriamid auf die Begrenzungen für Fluorid (anorg.) aus [15, 16, 17] zurückgegriffen.

Ausgehend von den kumulierten Massen der o. a. organischen Stoffe in ca. 650.000 m³ Abfallgebindevolumen (Tab. 5) werden ihre Konzentrationen im Tiefen- und oberflächennahen Grundwasser berechnet. Wenn keine Löslichkeitswerte zur Verfügung standen, wird mit dem theoretischen Konzentrationswert in 10^6 m^3 Tiefenwasser bei Annahme vollständiger Auflösung (Abschnitt 4.1.1) weitergerechnet.

Als wesentliches Ergebnis dieser Modellbetrachtung bleibt festzuhalten, daß - die Kohlenwasserstoffe und Mikrobiozide zunächst ausgenommen - die jeweiligen Begrenzungen durch die berechneten Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser unterschritten werden, und zwar je nach Einzelfall um zwei bis neun Zehnerpotenzen (Tab. 17). Eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Beeinträchtigung seiner Eigenschaften ist demzufolge nicht zu besorgen.

Im Zusammenhang mit der für Phosphorsäureester, Tributylphosphat, Dibutylphosphat und Hexamethylphosphorsäuretriamid getroffenen Zuordnung sei nochmals der weit auf der sicheren Seite liegende Charakter der hier durchgeführten Untersuchung hervorgehoben. In den LAWA-Empfehlungen [14], der Trinkwasserverordnung [16] und dem DVGW-Regelwerk [17] sind die für Phosphat angegebenen Begrenzungen jeweils auf das Phosphation PO_4^{3-} bezogen. In Tab. 17 werden die jeweils kumulierten Massen der o. a. organischen Stoffe herangezogen, ihre Konzentration im Tiefenwasser und im oberflächennahen Grundwasser berechnet sowie in der Bewertung auf das Phosphation abgestellt. Damit wurde die ungünstigste Bewertungssituation zugrunde gelegt. Sofern die hier zu prüfenden und zu bewertenden organischen Stoffe auch unter Bezug auf PO_4^{3-} angegeben wären, würde dies zu noch größeren Unterschieden zwischen den sich dann ergebenden Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser und den Begrenzungen aus [14, 16, 17] führen.

Für die einzelnen Kohlenwasserstoffe (hier: Ölrückstände bis Kerosin) sind die jeweils ermittelten Konzentrationen in oberflächennahen Grundwasser in Tab. 17 angegeben; ihre gemeinsame Bewertung als Kohlenwasserstoffe führt zu der 'Summenkonzentration' von $4,7 \cdot 10^{-5} \text{ g/l}$, die primär durch die Konzentration des Divinylbenzols von $4,6 \cdot 10^{-5} \text{ g/l}$ bestimmt wird. Diese 'Summenkonzentration' für Kohlenwasserstoffe im oberflächennahen Grundwasser

- unterschreitet den aktualisierten LAWA-Prüfwert für Kohlenwasserstoffe (ohne Aromaten) von $1,0 \cdot 10^{-4}$ g/l [15] wie auch die Grenzkonzentration für Kohlenwasserstoffe von $5,0 \cdot 10^{-5}$ g/l aus dem DVGW-Regelwerk [17],
- überschreitet die Grenzkonzentration für gelöste oder emulgierte Kohlenwasserstoffe; Mineralöle von $1,0 \cdot 10^{-5}$ g/l aus der Trinkwasserverordnung [16], wobei rein rechnerisch der Faktor 1,0 um das 4,7-fache überschritten, die Größenordnung 10^{-5} jedoch eingehalten wird.

Eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Beeinträchtigung seiner Eigenschaften ist trotz dieser rein rechnerischen Überschreitung der TWVO-Grenzkonzentration nicht zu besorgen, da

- insbesondere der hier für das Grundwasser heranzuziehende aktualisierte Prüfwert aus den Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [15] eingehalten wird,
- während des Transports über den Wasserpfad durch die Geosphäre weder eine Rückhaltung durch Sorption noch eine Filterwirkung der Gesteine in Ansatz gebracht wurde,
- in dieser Modellbetrachtung keine Umwandlung der organischen Stoffe durch chemische und/oder strahlenchemische Reaktionen unterstellt wurde, und
- eine unter den Bedingungen der Endlagerung am Standort Konrad zu erwartende Umwandlung dieser organischen Verbindung bis letztlich zu ihrem Abbau (Abschnitt 3.1.2) realistischweise zu kleineren Stoffkonzentrationen im Wasser führen muß.

Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, daß die Toxizität von Divinylbenzol bei oraler Aufnahme gering ist [60].

In Abschnitt 3.1.1 ist angegeben, daß Mikrobiozide überwiegend als Desinfektionsmittel eingesetzt oder in Handreinigungsmitteln/Handwaschpasten enthalten sind; sie finden sich nur in den Betriebsabfällen aus Kernkraftwerken. Vor diesem Hintergrund kann festgehalten werden, daß mit der o. a. Zuordnung ein strenger Bewertungsmaßstab herangezogen worden ist. Die ermittelte Mikrobiozidkonzentration in oberflächennahen Grundwasser (Tab. 17)

- unterschreitet den aktualisierten LAWA-Prüfwert (hier: Summenwert) von $5,0 \cdot 10^{-7}$ g/l [15] wie auch den entsprechenden Grenzwert (hier: Summenwert) von $5,0 \cdot 10^{-7}$ g/l aus der Trinkwasserverordnung (16),
- überschreitet die Normalanforderung (hier: Einzelsubstanz) von $1,0 \cdot 10^{-7}$ g/l aus dem DVGW-Regelwerk [17], wobei rein rechnerisch der Faktor 1,0 um das 4,6-fache überschritten, die Größenordnung 10^{-7} jedoch eingehalten wird.

Die Verwendung der Summenwerte aus [15] und [16] ist zulässig; sie führt auch zu keinerlei Schwierigkeiten, wenn die bisher als Einzelsubstanzen geprüften und bewerteten halogenierten Kohlenwasserstoffe o-, m-, p-Chlorphenol, 2-Chlornaphthalin, Monochlorbiphenyl, Hexachlorbenzol und γ -Hexachlorcyclohexan (Lindan) mit hinzugenommen werden. Ihre Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser liegen im Bereich von 10^{-13} g/l und sind damit um sechs Zehnerpotenzen kleiner als die Mikrobiozidkonzentration von $4,6 \cdot 10^{-7}$ g/l.

Aufgrund der hier festgestellten Überschreitung ist jedoch kein Anlaß zur Besorgnis gegeben, da

- insbesondere die hier heranzuziehenden Begrenzungen aus den Empfehlungen der LAWA [15] und der Trinkwasserverordnung [16] eingehalten werden,
- das DVGW-Regelwerk [17] sich auf Fließgewässer und nicht auf Grundwasser bezieht, und
- weder eine Rückhaltung durch Sorption noch eine Filterwirkung der Gesteine noch eine Umwandlung der Mikrobiozide durch chemische und/oder strahlenchemische Reaktionen bis hin zu ihrem Abbau (Mineralisation) berücksichtigt wurde.

Für die Bewertung von Tensiden, nichtionischen Tensiden, anionischen Tensiden und Benzalkoniumchlorid als kationisches Tensid sind die in Tab. 14 genannten Begrenzungen aus der Trinkwasserverordnung und dem DVGW-Regelwerk herangezogen worden, auf die auch im Falle der Fluoride (org.) zurückgegriffen wird. Wenn die entsprechenden Einzelkonzentrationen für die o. a. organischen Stoffe aus Tab. 15 mit der Konzentration für Fluoride (org.) aus Tab. 17 zu einer 'Summenkonzentration' im oberflächennahen Grundwasser zusammengefaßt werden, zeigt sich unmittelbar, daß auch in diesem Fall die Grenzkonzentration von $2,0 \cdot 10^{-4}$ g/l aus [16] und [17] unterschritten wird. Insofern führt die gemeinsame Bewertung von Tensiden, nichtionischen Tensiden, anionischen Tensiden, Benzalkoniumchlorid und Fluoriden (org.) zu keinen abweichenden Ergebnissen oder neuen Erkenntnissen.

Nach Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser ist eine separate Prüfung und Bewertung von Toluol und Xylolen möglich, wobei der Prüfwert für BTX-Aromaten, gesamt von 0,01 mg/l heranzuziehen ist [15]. Der Vergleich ihrer 'Summenkonzentration' von $1,94 \cdot 10^{-7}$ g/l im oberflächennahen Grundwasser mit diesem Prüfwert zeigt, daß die Begrenzung von $1,0 \cdot 10^{-5}$ g/l um zwei Zehnerpotenzen unterschritten wird. Damit gibt auch die separate Bewertung von Toluol und Xylolen keinen Anlaß zu etwaigen Besorgnissen.

In einem abschließenden Schritt sollen die o. a. Untersuchungen zu den organischen Stoffen auch auf die gesamten organischen Bestandteile der endzulagernden Abfallgebände erweitert werden, und zwar unter der sehr konservativen und modellhaft abdeckenden Annahme, daß diese Bestandteile in ihrer Gesamtheit als gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) vorliegen. Nach Abschnitt 3 beträgt der Anteil organischer Stoffe an der Gesamtmasse der endzulagernden Abfallgebände etwa $2,91 \cdot 10^4$ Mg; da der Anteil des Kohlenstoffs in den organischen Verbindungen nicht 100% beträgt, ist hier eine Gesamtmasse von $< 2,91 \cdot 10^4$ Mg anzusetzen. Damit folgt unmittelbar die theoretische Konzentration in 10^6 m³ Tiefenwasser zu $2,91 \cdot 10^1$ g/l und - da Löslichkeiten nicht zur Verfügung stehen - die Konzentration im oberflächennahen Grundwasser zu $< 2,91 \cdot 10^{-3}$ g/l. Dieser Wert unterschreitet sowohl den Prüfwert von $4,0 \cdot 10^{-3}$ g/l für 'gel. organisch geb. Kohlenstoff (DOC)' aus den LAWA-Empfehlungen [14] als auch die Normalanforderung von $4,0 \cdot 10^{-3}$ g/l für 'org. Kohlenstoff (gel.) (DOC)' aus dem DVGW-Regelwerk [17]. Es sei darauf hingewiesen, daß hierbei weder eine Rückhaltung durch Sorption noch eine Filterwirkung der Gesteine noch eine Umwandlung der organischen Stoffe durch chemische und/oder strahlenchemische Reaktionen bis hin zu ihrem Abbau (Mineralisation) berücksichtigt wurde. Damit ist auch für die gesamten organischen Bestandteile der endzulagernden Abfallgebände mit einem Volumen von ca. 650.000 m³ unter der getroffenen Annahme eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen.

5.2.2 Grundwasserverordnung, Anlage: Liste I

Liste I in der Anlage zur Grundwasserverordnung ist in Tab. 1 wiedergegeben. Zu den unter der lfd. Nr. 1 aufgeführten organischen Halogenverbindungen und Stoffen, die im Wasser derartige Verbindungen bilden können, zählen die folgenden organischen Stoffe (Tab. 4 und 5):

o-, m-, p-Chlorphenol
 2-Chlornaphthalin
 Monochlorbiphenyl
 Hexachlorbenzol
 γ -Hexachlorcyclohexan (Lindan).

Ferner sollen noch Mikrobiozide berücksichtigt werden, sofern sie halogenhaltig sind.

In den Abschnitten 5.1 und 5.2.1 ist gezeigt worden, daß diese organischen Stoffe keinen Anlaß zur Besorgnis einer Verunreinigung oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung der Eigenschaften des oberflächennahen Grundwassers geben.

Unter der lfd. Nr. 2 sind organische Phosphorverbindungen aufgeführt, denen nach Tab. 3 die folgenden Stoffe zugeordnet werden:

Phosphorsäureester
 Tributylphosphat
 Dibutylphosphat
 Hexamethylphosphorsäuretriamid.

In Abschnitt 5.2.1 ist gezeigt worden, daß diese organischen Phosphorverbindungen keinen Anlaß zur Besorgnis einer Verunreinigung oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung der Eigenschaften des oberflächennahen Grundwassers geben.

Zu den unter der lfd. Nr. 3 aufgeführten organischen Zinnverbindungen haben die Abfallverursacher im Rahmen der o. a. Bestandsaufnahme (Abschnitt 3) keine Angaben gemacht. Ergänzend hierzu durchgeführte Literaturrecherchen führten zu dem Ergebnis, daß organische Zinnverbindungen hauptsächlich zur Stabilisierung von PVC-Kunststoffen für Lebensmittelverpackungen und als Biozide in der Landwirtschaft verwendet werden [20, 76]. Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß derzeit keine Hinweise auf das Vorhandensein organischer Zinnverbindungen in den radioaktiven Abfällen vorliegen, die im Endlager Konrad entsorgt werden sollen.

Unter der lfd. Nr. 4 aufgeführte Stoffe, die im oder durch Wasser krebserregende, mutagene oder teratogene Wirkung haben, zu denen auch Stoffe aus der Liste II [2] gehören, soweit sie diese Wirkungen haben, werden nachfolgend behandelt. Dabei wird zunächst auf organische und anschließend auf anorganische Stoffe eingegangen.

Unter Carcinogenen werden chemische Substanzen mit krebserzeugender Wirkung verstanden; Mutagene sind chemische Agenzien oder physikalische Einflüsse, die geeignet sind, Mutationen (erbgutverändernde Eigenschaften) auszulösen; als Teratogene werden Agenzien bezeichnet, die durch Schädigung von Embryonen zu Mißbildungen führen können, also fruchtschädigend sind [32].

Zu denjenigen organischen Stoffen, die krebserregende, mutagene oder teratogene Wirkung haben, und die als Bestandteil von radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung in der Schachanlage Konrad entsorgt werden sollen, zählen die folgenden Verbindungen (Tab. 4 und 5):

NTA
 Monochlorbiphenyl

Hexachlorbenzol
 γ -Hexachlorcyclohexan (Lindan)
 Phosphorsäureester
 Hexamethylphosphorsäuretriamid
 Toluol
 Xylole.

Ferner sind noch Ölrückstände, Öl und Kerosin sowie Fluoride (org.) zu berücksichtigen, sofern ihnen Fluorkohlenwasserstoffe wie R 1132a (1,1-Difluorethen) zugeordnet werden können.

Für NTA ist die krebserregende Wirkung nachgewiesen worden [18, 32]; mutagene oder teratogene Effekte wurden nicht festgestellt. Monochlorbiphenyl und Hexachlorbenzol zeigen krebserregende, aber keine mutagene Wirkung [18, 56, 57]. Bei dem Phosphorsäureester Trimethylphosphat besteht Carcinogen-Verdacht [23]; Hexamethylphosphorsäuretriamid hat sich eindeutig als krebserregend erwiesen [51]. Toluol und Xylole haben teratogene Wirkung [22, 65]. In Ölrückständen, Öl und Kerosin sind krebserzeugende Stoffe enthalten, wobei insbesondere die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe zu nennen sind [63]; als krebserzeugend ist auch der Fluorkohlenwasserstoff R 1132a (1,1-Difluorethen) eingestuft worden [25].

In den Empfehlungen der World Health Organization [18] finden sich Hinweise auf weitere organische Stoffe wie das toxische γ -Hexachlorcyclohexan (Lindan), für das ein Richtwert von $3,0 \cdot 10^{-6}$ g/l vorgeschlagen wird. Für diese Verbindung sind im Tierversuch Lebertumore nachgewiesen worden; bei Arbeitnehmern in Hexachlorcyclohexan- und Lindan-Produktionsbetrieben konnte auch nach langjähriger Exposition keine Gesundheitsgefährdung festgestellt werden [36].

In den Abschnitten 5.1 und 5.2.1 ist gezeigt worden, daß diese organischen Stoffe keinen Anlaß zur Besorgnis einer Verunreinigung oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung der Eigenschaften des oberflächennahen Grundwassers geben.

Zu denjenigen anorganischen Stoffen, die krebserregende, mutagene oder teratogene Wirkung haben, und als Bestandteil von radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung in der Schachanlage Konrad entsorgt werden sollen, zählen die folgenden Stoffe (Tab. 6 und 7):

krebserregend	As, Be, Cd, Co, Cr, Pb, Ni, Zn
mutagen	Ag, As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Se, Te, Tl, V, Zn
teratogen	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Te, Zn.

Diese Angaben gehen auf [35] zurück; zusammenfassend wird dort ausgeführt, daß nur für sehr wenige Metalle (Chrom, Arsen, Quecksilber sowie einige Schwermetall-Kombinationen) eine Mutagenität beim Menschen angenommen werden kann, die in den meisten Fällen durch die Toxizität übertroffen werden dürfte. Hinsichtlich der Karzinogenität beruflicher Exposition liegen dagegen etwas klarere epidemiologische Daten vor, aufgrund derer mit einer karzinogenen Wirksamkeit vor allem für Arsen, Beryllium, Cadmium, Chrom und Nickel in gewissen Oxidationsstufen zu rechnen ist.

Die o. a. anorganischen Stoffe werden in den Abschnitten 5.2.3 und 5.3 im Hinblick auf eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung

seiner Eigenschaften geprüft und bewertet; es zeigt sich, daß hier kein Anlaß zur Besorgnis besteht.

In Ergänzung dazu werden in [35] weitere Stoffe genannt, die insbesondere mutagene Wirkung haben (Tab. 7):

Au, Cs, Ge, Ir, Li, Os, Pa, Pt, Rb, Rh und Sr.

Hierbei handelt es sich um Metalle, für deren Ionen und/oder Verbindungen Reaktionen mit DNA oder Induktionen von Punkt- (Gen-) Mutationen bzw. die Induktion von Chromosomen- und Genom-Mutationen beobachtet wurden [35]. Ferner ist noch Asbest als anorganischer krebserzeugender Stoff zu berücksichtigen [18]. Die Prüfungen und Bewertungen in den Abschnitten 5.2.3 und 5.3 umfassen diese Stoffe nicht; daher soll nachfolgend auf sie eingegangen werden.

Die Ermittlung der Massen für die o. a. anorganischen Stoffe, die mutagene Wirkung haben, ist in Abschnitt 3.2.1 beschrieben; die entsprechenden Massen sind in Tab. 7 angegeben. Für alle diese Stoffe sind in den Empfehlungen der LAWA [14, 15], der Trinkwasserverordnung [16] und dem DVGW-Regelwerk [17] keine Prüfwerte, Grenzkonzentrationen oder Normal- bzw. Mindestanforderungen enthalten. Sie wurden auch nicht im Rahmen der bisher durchgeführten Arbeiten zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung betrachtet [13, 19, 26]. In Ermangelung von diesbezüglichen Begrenzungen wird daher hilfsweise auf den kleinsten Prüfwert aus den aktualisierten LAWA-Empfehlungen [15] bzw. die kleinste Grenzkonzentration aus der Trinkwasserverordnung [16] für anorganische Stoffe zurückgegriffen. Diese kleinste Begrenzung beläuft sich jeweils auf 0,001 mg/l und ist in [15] für Nickel bzw. in [16] für Quecksilber angegeben.

Ausgehend von den kumulierten Massen der hier betroffenen anorganischen Stoffe in ca. 650.000 m³ Abfallgebindevolumen werden ihre Konzentrationen im Tiefen- und oberflächennahen Grundwasser berechnet. Bei den Löslichkeiten wird auf [48] und [50] zurückgegriffen (Tab. 12). Als wesentliches Ergebnis dieser Modellbetrachtung bleibt festzuhalten (Tab. 18), daß

- Au, Ge, Ir, Os, Pa, Pt, Rh und Sr die Begrenzung von $1,0 \cdot 10^{-6}$ g/l unterschreiten, und zwar im Bereich von einer bis zu sechs Zehnerpotenzen,
- Cs, Li und Rb die Begrenzung von $1,0 \cdot 10^{-6}$ g/l rein rechnerisch überschreiten, wobei allerdings nur der Faktor, nicht aber die Größenordnung von 10^{-6} überschritten wird.

Eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Beeinträchtigung seiner Eigenschaften ist trotz dieser rein rechnerischen Überschreitung der hilfsweise angenommenen Begrenzung nicht zu besorgen, da

- bei einem etwaigen Gefährdungspotential entsprechende Prüfwerte, Grenzkonzentrationen und Normal- bzw. Mindestanforderungen für Cs, Li und Rb in den LAWA-Empfehlungen, der Trinkwasserverordnung und dem DVGW-Regelwerk angegeben wären,
- während des Transportes über den Wasserpfad durch die Geosphäre weder eine Rückhaltung durch Sorption noch eine Filterwirkung der Gesteine in Ansatz gebracht wurde.

In den radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, die in der Schachtanlage Konrad entsorgt werden sollen, ist Asbest mit einer Masse von $1,5 \cdot 10^6$ kg enthalten (Tab. 7). Asbest zählt zu den krebserregenden anorganischen Stoffen. Hier ist allerdings zu beachten, daß Asbestose und Krebs nur durch Asbest in Form von Feinstaub ausgelöst werden, d. h.

durch Inhalation [21, 30]. Bei der Ingestion, z. B. in Form von asbesthaltigem Trinkwasser, ist die Gesundheitsgefährdung deutlich geringer. Bisher konnte hier eine krebserregende Wirkung nicht eindeutig nachgewiesen werden [82]. Dies könnte auch erklären, warum Asbest weder in den LAWA-Empfehlungen [14, 15], der Trinkwasserverordnung [16] und dem DVGW-Regelwerk [17] aufgenommen bzw. begrenzt ist. In internationalen Empfehlungen zur Trinkwasserqualität wird Asbest bei der Bewertung anorganischer Stoffe, die potentiell gesundheitsgefährdend sind, mit der Maßgabe "no guideline value set" eingestuft [18]. Somit gibt Asbest keinen Anlaß zur Besorgnis einer Verunreinigung oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung der Eigenschaften des oberflächennahen Grundwassers.

Unter der lfd. Nr. 5 sind Quecksilber und Quecksilberverbindungen aufgeführt; unter der lfd. Nr. 6 Cadmium und Cadmiumverbindungen. Hier werden nach Tab. 5 die folgenden Stoffe zugeordnet:

Hg
Cd.

Beide Stofffamilien sollen gemeinsam abgehandelt werden. Ausgehend von den kumulierten Massen beider Stoffe in ca. 650.000 m³ Abfallgebinder Volumen (Tab. 6) werden ihre Konzentrationen im Tiefenwasser und anschließend im oberflächennahen Grundwasser berechnet. Die Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen in Tab. 19 einander gegenübergestellt. Als wesentliches Ergebnis dieser Modellbetrachtung (Tab. 20) bleibt festzuhalten, daß die Quecksilber- und Cadmiumkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser die Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen nicht überschreiten, sondern um drei bzw. um zwei Zehnerpotenzen unterschreiten. Damit ist eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften durch diese anorganischen Stoffe nicht zu besorgen.

Zu den unter der lfd. Nr. 7 aufgeführten Mineralölen und Kohlenwasserstoffen zählen nach Tab. 5 die folgenden Stoffe:

Ölrückstände
Öl
Polystyrol
Polyethylen (PE)
PE/PP
Divinylbenzol
Polypropylen (PP)
Alkane (Paraffine)
Toluol
Xylol
Kerosin.

Das in Tab. 5 weiterhin aufgeführte Siliconöl wird hier nicht mit berücksichtigt, sondern im Zusammenhang mit SiO₂ geprüft und bewertet (Abschnitt 5.2.3).

Diese organischen Stoffe sind als Abfallbestandteil nur in geeignet verarbeiteter (ggf. verfestigter) Form zu erwarten, da Flüssigkeiten als Abfallbestandteil ausgeschlossen sind. Nach den Endlagerungsbedingungen Konrad [12] müssen die Abfallprodukte in fester Form vorliegen und dürfen bis auf sinnvoll erreichbare und nicht vermeidbare Restgehalte keine Flüssigkeiten enthalten, die sich in Ampullen, Flaschen oder sonstigen Behältern befinden.

In Abschnitt 5.2.1 ist gezeigt worden, daß Ölrückstände, Öl und Kohlenwasserstoffe (hier: Polystyrol bis Kerosin) keinen Anlaß zur Besorgnis einer Verunreinigung oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung der Eigenschaften des oberflächennahen Grundwassers geben.

Im Rahmen der o. a. Bestandsaufnahme (Abschnitt 3) wurden von den Abfallverursachern Angaben zu den unter der lfd. Nr. 8 genannten Cyaniden gemacht, und zwar in der Form von Kalium- und Nickelferrocyaniden (Kalium- und Nickelhexacyanoferrate) mit einer kumulierten Masse von $2,74 \cdot 10^4$ kg in ca. 650.000 m³ Abfallgebinderolumen (Tab. 8). Ausgehend von dieser Masse sind die Cyanidkonzentrationen im Tiefen- und oberflächennahen Grundwasser berechnet und mit den entsprechenden Prüfwerten bzw. Grenzkonzentrationen verglichen worden (Tab. 21 und 22).

Dabei gilt folgendes:

- Zu den Ferrocyaniden (Hexacyanoferraten) ist grundsätzlich anzumerken [77], daß
 - die Komplexionen $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$, Hexacyanoferrat (II) - Ion, und $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{3-}$, Hexacyanoferrat (III) - Ion, sehr stabile Durchdringungskomplexe und für viele Kationen mit der Ladung +2 wie z.B. Ni^{2+} schwer löslich sind, und
 - das komplexe Hexacyanoferrat (II) - Ion zu den chemisch beständigsten Komplexionen gehört.
- Da es sich bei Kalium- und Nickelferrocyanid (Kalium- und Nickelhexacyanoferrat) um sehr stabile Komplexverbindungen handelt, ist von den aktualisierten Prüfwerten der LAWA [15] die Begrenzung für Cyanid, gesamt mit $5,0 \cdot 10^{-5}$ g/l herangezogen worden (Tab. 21). Es sei darauf hingewiesen, daß die in Tab. 22 verwendete restriktivere Grenzkonzentration von $1,0 \cdot 10^{-5}$ g/l aus dem DVGW-Regelwerk [17] auch die Begrenzung für Cyanid, leicht freisetzbar aus [15] abdeckt.
- Die Kaliumhexacyanoferrate (II) und (III) - Blutlaugensalze - sind beide in Wasser löslich [21]; ihre Löslichkeit wird in [50] mit $9,0 \cdot 10^2$ g/l angegeben. Nickelferrocyanid (Nickelhexacyanoferrat) ist nach [77] schwerlöslich bzw. nach [50] unlöslich. Im Sinne der hier gewählten, sehr weit auf der sicheren Seite liegenden Vorgehensweise wird für beide Komplexverbindungen, d.h. für das lösliche Kaliumferrocyanid und das schwer- bzw. unlösliche Nickelferrocyanid die o.a. Löslichkeit verwendet. Als Ergebnis bleibt festzuhalten, daß die modellmäßig berechnete Cyanidkonzentration um eine Zehnerpotenz unter der Grenzkonzentration aus dem DVGW-Regelwerk [17] liegt (Tab. 22).
- Eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften durch Kalium- und Nickelferrocyanid (Kalium- und Nickelhexacyanoferrat) ist daher nicht zu besorgen.

Ergänzend sei noch auf folgenden Sachverhalt aufmerksam gemacht: Im Unterschied zu den normalen, leicht freisetzbaren Cyaniden werden die stabilen Kaliumhexacyanoferrate (II)- gelbes Blutlaugensalz - und (III) - rotes Blutlaugensalz - als nahezu ungiftig beurteilt, da diese stabilen Komplexe im Organismus keine Cyanid - Ionen abgeben [78]. Insbesondere Kaliumhexacyanoferrat (II) wird in der Medizin aufgrund seiner Eignung als Gegenmittel bei Vergiftungen mit ätzenden Kupfer- und Eisensalzen [79] und im Lebensmittelbereich verwendet, wo es z.B. einerseits dem gewöhnlichen Speisesalz zur Erhaltung der Rieselfähigkeit zugesetzt wird [80] und andererseits zur Stabilisierung von Weinen dient [81]. Dies steht im Einklang mit internationalen Empfehlungen für die Trinkwasserqualität, nach denen die Ferrocyanide mit der Maßgabe "no action required" eingestuft sind [18].

Im Zusammenhang mit der für Kalium- und Nickelferrocyanide getroffenen Zuordnung sei nochmals der weit auf der sicheren Seite liegende Charakter der hier durchgeführten Untersuchung hervorgehoben. In den aktualisierten LAWA-Empfehlungen [15], der Trinkwasserverordnung [16] und dem DVGW-Regelwerk [17] sind die für Cyanid angegebenen Begrenzungen jeweils auf das Cyanidion CN^- bezogen. In Tab. 21 werden die jeweils kumulierten Massen der Kalium- und Nickelhexacyanoferrate herangezogen, ihre Konzentration im Tiefenwasser und im oberflächennahen Grundwasser berechnet sowie in der Bewertung auf das Cyanidion abgestellt. Damit wurde die ungünstigste Bewertungssituation zugrunde gelegt. Sofern die hier zu prüfenden und zu bewertenden Kalium- und Nickelferrocyanide auch unter Bezug auf CN^- angegeben wären, würde dies zu noch größeren Unterschieden zwischen den sich dann ergebenden Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser und den Begrenzungen aus [15, 16, 17] führen.

5.2.3 Grundwasserverordnung, Anlage: Liste II

Liste II in der Anlage zur Grundwasserverordnung ist in Tab. 2 wiedergegeben. Unter der lfd. Nr. 1 sind Metalloide, Metalle und ihre Verbindungen aufgeführt. Hierzu zählen die folgenden anorganischen chemotoxischen Stoffe:

Zink	Antimon	Uran
Kupfer	Molybdän	Vanadium
Nickel	Titan	Kobalt
Chrom	Zinn	Thallium
Blei	Barium	Tellur
Selen	Beryllium	Silber
Arsen	Bor	

Ausgehend von den kumulierten Massen dieser Stoffe in ca. 650.000 m³ Abfallgebinder Volumen (Tab. 6) werden ihre Konzentrationen im Tiefenwasser und anschließend im oberflächennahen Grundwasser modellmäßig berechnet. Bei den Löslichkeiten wird u. a. auf [48], [50] und [83] zurückgegriffen (Tab. 12). Für die jeweils betroffenen Stoffe sind die Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen in Tab. 23 einander gegenübergestellt. In diesem Zusammenhang sei angemerkt, daß Antimon, Barium, Beryllium, Kobalt, Silber und Vanadium im DVGW-Regelwerk zu den nicht mit Normalanforderungen und Mindestanforderungen belegten Parametern zählen. Ferner fällt auf, daß Beryllium, Tellur, Titan und Uran in [14-17] nicht begrenzt sind. Für Beryllium wird daher auf das DVGW-Regelwerk von 1975 [84] und für Tellur auf die Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung [13] zurückgegriffen. In Ermangelung von diesbezüglichen Begrenzungen für Titan und Uran wird daher hilfsweise auf die Begrenzung von $1,0 \cdot 10^{-7}$ g/l zurückgegriffen, da Schadstoffkonzentrationen in dieser Größenordnung und kleiner als gesundheitlich nicht relevant angesehen werden.

Ferner ist folgende Erweiterung vorgenommen worden: Nach den Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [14, 15] werden Prüfwerte für Cr gesamt (Chrom) und Cr (VI) (Chromat) getrennt ausgewiesen, da die toxischen Wirkungen von Chrom und seinen Verbindungen im wesentlichen an die sechswertige Form gebunden sind [21, 85, 86, 87]. In den radioaktiven Abfällen, die in der Schachanlage Konrad endgelagert werden sollen, ist Chrom insbesondere als Legierungsbestandteil in metallischen Komponenten enthalten und liegt entweder in metallischer oder oxidischer Form vor. Chromat bildet einen Teil des Zementsteins, wobei es als Calciumchromat (CaCrO_4) bei der Erhärtung des Zements fest in die Hydratationsprodukte eingebaut wird [81, 88]. Der Gesamtchromgehalt der Zemente liegt zwischen 20 und 100 ppm, d. h. zwischen 0,002 und 0,01 Massen-% Cr [22, 81, 88], und stammt fast ausschließlich aus

den Rohstoffen, die zur Zementherstellung verwendet werden. Der Gehalt an löslichem Chromat der Zemente liegt zwischen 1 und 30 ppm, d. h. zwischen 0,0001 und 0,003 Massen-% Cr. Vom Gesamtchromgehalt der Zemente sind demnach im Durchschnitt nur 20 % des Chroms als Chromat löslich [88].

Vor diesem Hintergrund ist bei der Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des oberflächennahen Grundwassers durch Metalloide, Metalle und ihre Verbindungen gemäß Liste II, lfd. Nr. 1 aus der Anlage zur Grundwasserverordnung [2] nicht nur auf Chrom, sondern sowohl auf Cr gesamt und Cr (VI) abgestellt worden. Als wesentliche Ergebnisse dieser konservativen Modellbetrachtung (Tab. 24) bleiben festzuhalten:

- Aus dem Vergleich der Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser mit der jeweiligen Begrenzung folgt unmittelbar, daß die Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen - mit Ausnahme der nachfolgend diskutierten anorganischen chemotoxischen Stoffe - um eine bis fünf Zehnerpotenzen unterschritten werden. Unter Berücksichtigung der getroffenen Annahmen und Randbedingungen ist somit nicht zu besorgen, daß die betreffenden Stoffe zu einer schädlichen Verunreinigung des Grundwassers oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung seiner Eigenschaften beitragen.
- Für Silber stimmt zwar die im Rahmen dieser konservativen Modellbetrachtung abgeschätzte Konzentration im oberflächennahen Grundwasser rein rechnerisch mit der Grenzkonzentration aus der Trinkwasserverordnung überein, aber auch in diesem Fall ergibt sich kein Anlaß zur Besorgnis:
 - Silber ist in den Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser nicht begrenzt; in [14, 15] ist kein Prüfwert angegeben.
 - Da Silber im umwelt- und trinkwasserrelevanten Konzentrationsbereich für den Menschen kein nachweisbares Gesundheitsrisiko darstellt [17, 89] und die aktuellen Konzentrationen im Rohwasser mit durchschnittlich 1 bis $3 \cdot 10^{-6}$ g/l [89] deutlich unter dem Grenzwert von $1,0 \cdot 10^{-5}$ g/l für Trinkwasser [16, 89] liegen, wird im DVGW-Regelwerk auf die Festlegung einer Normalanforderung und einer Mindestanforderung verzichtet [17].
 - Im Hinblick auf Silberkonzentrationen im Trinkwasser ist auch der Sachverhalt mit einzu- beziehen, daß Silber, Silberchlorid, Natriumsilberchloridkomplex und Silbersulfat zugelassene Zusatzstoffe bei der Trinkwasseraufbereitung sind [16, 89]. Der Grenzwert nach Aufbereitung - einschließlich der Gehalte vor der Aufbereitung und aus anderen Aufbereitungsschritten - beträgt $8,0 \cdot 10^{-5}$ g/l, d. h. er ist um das achtfache größer als die in Tab. 24 diesbezüglich für Ag angegebenen Konzentrationen.
 - Nach den internationalen Empfehlungen der World Health Organization wird es nicht als notwendig erachtet, einen Richtwert ("guideline value") für Silber im Trinkwasser anzugeben [18].
 - Bei der Modellbetrachtung wurden insbesondere keine Barrierenfunktionen der geologischen Formationen für Silber in Ansatz gebracht. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, daß die Löslichkeit des Silbers mit abnehmender Salzkonzentration sinkt [13].
- Für Titan sind weder in den Empfehlungen der LAWA [14, 15] noch in der Trinkwasserverordnung [16] noch im DVGW-Regelwerk [17] Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen angegeben. Die Unbedenklichkeit der abgeschätzten Ti-Konzentration ergibt sich aus folgendem:
 - Ti zählt nicht zu den anorganischen chemotoxischen Elementen und stellt kein Risiko dar [13, 90,91].

- Die modellmäßig ermittelte Ti-Konzentration im oberflächennahen Grundwasser liegt um eine Zehnerpotenz unterhalb des Wertes von $1,0 \cdot 10^{-7}$ g/l (Tab. 24), für den Schadstoffkonzentrationen als gesundheitlich nicht relevant angesehen werden.
 - Es bestehen keine Anhaltspunkte dafür, daß eingenommenes oder injiziertes Titandioxid im Körper akkumuliert wird, oder daß Titan ein essentielles Element für Menschen oder Tiere ist [91]. Der menschliche Körper scheint jedenfalls eine hohe Toleranz gegenüber Titan zu besitzen. Nach einem Hinweis in [91] nimmt der Mensch nach Valentin und Schaller am Tag 0,3 bis 1 mg Titan auf, scheidet aber den größten Teil mit dem Stuhl wieder aus. Der Körper von Erwachsenen enthält etwa 15 mg Titan, hauptsächlich in der Lunge. Valentin und Schaller halten eine Überwachung der Titankonzentration im menschlichen Körper für nicht notwendig; dies gilt auch für Titandioxid, der von der Industrie am häufigsten verwendeten Titanverbindung.
 - Nach internationalen Empfehlungen für die Trinkwasserqualität [18] zählt es nicht zu gesundheitsgefährdenden Stoffen, die in ihrer Konzentration zu begrenzen wären. Im Rahmen einer Bewertung anorganischer Stoffe, die potentiell gesundheitsgefährdend sind, wird Ti dort mit der Maßgabe "no action required" eingestuft.
 - Auch in abfallspezifischen Unterlagen wird Ti weder als "hazardous constituent" eingestuft [92] noch bei der Zuordnung von Abfällen zur oberirdischen Ablagerung genannt bzw. begrenzt [93].
 - Nach einem Hinweis in [63] geben Selyankina und Nekrasova für Titan in Gewässern einen Wert von $1,0 \cdot 10^{-4}$ g/l an. Bei Unterstellung dieses Wertes als Prüfwert bzw. Grenzkonzentration ist mit keiner Besorgnis zu rechnen, da er durch die modellmäßig ermittelte Titankonzentration im oberflächennahen Grundwasser (Tab. 24) um vier Zehnerpotenzen unterschritten wird.
- Für Uran sind weder in den Empfehlungen der LAWA [14, 15] noch in der Trinkwasserverordnung [16] noch im DVGW-Regelwerk [17] Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen angegeben. Die Unbedenklichkeit der abgeschätzten U-Konzentrationen ergibt sich aus folgendem:
 - Uran liegt in oxidischer, sehr schwer löslicher Form vor. In [83] ist die Löslichkeit von Uran in Wasser - mit dem Stoffbezug auf UO_2 - mit $1,0 \cdot 10^{-9}$ g/l angegeben.
 - Die modellmäßig ermittelte U-Konzentration im oberflächennahen Grundwasser liegt um fünf Zehnerpotenzen unterhalb des Wertes von $1,0 \cdot 10^{-7}$ g/l (Tab. 24), für den Schadstoffkonzentrationen als gesundheitlich nicht relevant angesehen werden.
 - Nach internationalen Empfehlungen für die Trinkwasserqualität [18] wird Uran im Rahmen einer Bewertung anorganischer Stoffe, die potentiell gesundheitsgefährdend sind, mit der Maßgabe "no action required" eingestuft.
 - Für Cr gesamt ergibt sich keine Überschreitung der Normalanforderung von $3,0 \cdot 10^{-5}$ g/l. Hier ist zu berücksichtigen, daß Chrom in metallischer oder oxidischer Form im radioaktiven Abfall vorliegt. Nach [50] sind das metallische Chrom wie auch die Chromoxide CrO , CrO_2 oder Cr_2O_3 unlöslich; in [83] wird die Löslichkeit von Chrom - mit dem Stoffbezug auf Cr_2O_3 - in Wasser bei 25 °C mit $2,4 \cdot 10^{-11}$ g/l angegeben. Unter Bezug auf Abschnitt 4.2 und [51] wird für die Löslichkeit von Cr gesamt der Wert $1,0 \cdot 10^{-4}$ g/l verwendet (Tab. 12 und 24).
 - Für Chromat ergibt sich in Abhängigkeit von der verwendeten Löslichkeit eine Unter- bzw. Überschreitung des aktualisierten Prüfwertes von $8,0 \cdot 10^{-6}$ g/l. Für die Löslichkeit von $CaCrO_4$ werden in der Literatur unterschiedliche Angaben gemacht:
 - In [50] wird die Löslichkeit von Calciumchromat in kaltem Wasser mit $1,63 \cdot 10^2$ g/l und in heißem Wasser mit $1,82 \cdot 10^2$ g/l angegeben.
 - Dies steht im Widerspruch zu den Angaben aus [85], wonach Calciumchromat in Wasser nur gering löslich ist, und zwar mit 4,3 Massen-% bei 0 °C und 0,42 % Massen-% bei

100 °C. Hieraus läßt sich eine Löslichkeit bei 25 °C von etwa 3,3 Massen-% entsprechend etwa $3,3 \cdot 10^1$ g/l ableiten.

- In [77] wird ein kleinerer Wert für die Löslichkeit von Ca CrO_4 angegeben, und zwar $2,18 \cdot 10^1$ g/l.
- Nach [21] ist Ca-Chromat schwer löslich, d. h. unter Bezug auf Abschnitt 4.2 und [51] kann die Löslichkeit zu $1,0 \cdot 10^{-4}$ g/l angesetzt werden.

Damit liegen Löslichkeitsangaben für Calciumchromat größenordnungsmäßig im Bereich von 10^{-4} g/l bis 10^2 g/l. Der maximale und minimale Wert sind in Tab. 12 und 24 angegeben.

Die Verwendung des kleineren Löslichkeitswertes führt rein rechnerisch zu einer Unterschreitung des aktualisierten Prüfwertes von $8,0 \cdot 10^{-6}$ g/l. Wenn der größere Löslichkeitswert herangezogen wird, ergibt sich rein rechnerisch eine Überschreitung des Prüfwertes um etwa eine Zehnerpotenz. Hier besteht aber kein Anlaß zur Besorgnis, denn nach [37] sind Chromate (VI) stark oxidierend. Die Reaktion $\text{CrO}_4^{2-} \rightarrow [\text{Cr}(\text{OH})_6]^{3-}$ weist im stark basischen Milieu (pH = 14) ein Normalpotential von -0,11 V auf. In diesem Milieu wird Chromat (VI) beispielsweise von metallischem Eisen zu Cr (III) reduziert (Normalpotential $\text{Fe} + 2 \text{OH}^- \leftrightarrow \text{Fe}(\text{OH})_2 + 2\text{e}^-$: -0,877 V bei pH = 14 [37]). Die Gesamtmasse des Eisens in den endzulagernden Abfallgebänden (ca. 650.000 m³) beträgt $6,32 \cdot 10^8$ kg (Tab. 7), die des Chromats $6,04 \cdot 10^5$ kg.

Damit ist zusammenfassend festzustellen, daß eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften durch Cr gesamt und Cr (VI) nicht zu besorgen ist.

- Für Kobalt, Kupfer, Nickel, Blei und Antimon werden die jeweiligen Begrenzungen aus [15, 16, 17] überschritten, und zwar führt hier die modellmäßige Abschätzung der Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser - mit der Ausnahme von Nickel - zu Überschreitungen bei den Faktoren, nicht jedoch bei den Größenordnungen (Tab. 24). Im Falle von Nickel überschreitet die im oberflächennahen Grundwasser abgeschätzte Ni-Konzentration von $5,9 \cdot 10^{-5}$ g/l den aktualisierten Prüfwert von $1,0 \cdot 10^{-6}$ g/l um etwa eine Zehnerpotenz (Tab. 24).

Ein Anlaß zur Besorgnis ist aber auch in diesen Fällen nicht gegeben:

- Für Co, Cu, Ni, Pb und Sb überschreitet die theoretische Konzentration im Tiefenwasser die jeweilige Löslichkeit, d.h. hier ist der Verdünnungsfaktor 10^{-3} für die weitere Berechnung verwendet worden.
- Nach der gewählten Vorgehensweise (Abschnitte 4.1.2 und 4.1.3) lassen sich kleinere Verdünnungsfaktoren als 10^{-3} begründen, wenn Sorption und Rückhaltung berücksichtigt werden. Von dieser Möglichkeit soll hier Gebrauch gemacht werden. Im Sinne einer konservativen, sehr weit auf der sicheren Seite liegenden Modellbetrachtung soll dabei zunächst auf die für das Grubengebäude verwendeten K_d -Werte zurückgegriffen werden, die in die standortspezifische Sicherheitsanalyse für die radiologischen Langzeitauswirkungen eingeflossen sind. Da der Tonanteil im Gestein des Einlagerungshorizonts im Vergleich zu den Gesteinen im Deckgebirge am niedrigsten ist, werden damit auch die kleinsten K_d -Werte herangezogen.
- Angaben zu K_d -Werten für das Grubengebäude finden sich in [94], und zwar wird für Nickel der K_d -Wert von 0,9 ml/g, für Zinn der K_d -Wert von 0,6 ml/g und für Blei der K_d -Wert von 0,6 ml/g angegeben. Nach dem Periodensystem der Elemente zählen die Metalle Kobalt, Nickel und Kupfer zur Gruppe der Übergangsmetalle bzw. zu den Nebengruppenelementen, bei denen die Unterschiede in den Eigenschaften im allgemeinen weniger stark ausgeprägt sind. Daher erscheint es plausibel, für diese Elemente den K_d -Wert für Nickel

von 0,9 ml/g modellmäßig anzusetzen. Antimon ist ein Halbmetall. Zur Gruppe der Halbmetalle zählt auch Zinn, das mit Antimon im Periodensystem der Elemente direkt benachbart ist. Daher erscheint es in analoger Weise plausibel, für Antimon den K_d -Wert für Zinn von 0,6 ml/g modellmäßig anzusetzen.

- Ein K_d -Wert von 1 ml/g bedeutet, daß der Transport des entsprechenden Elementes im Grundwasser um das Zehnfache gegenüber nicht sorbierenden Stoffen wie z.B. Salz verzögert wird. Damit ist auch ein um das Zehnfache reduzierter Massenfluß gegenüber nicht sorbierenden Stoffen verbunden. Da für das nicht sorbierende Salz ein Verdünnungsfaktor in der Größenordnung von 10^{-3} angesetzt werden kann, ist für sorbierende Elemente mit einem K_d -Wert von 1 ml/g mit einer Verdünnung um den Faktor 10^{-4} zu rechnen.
- Vor diesem Hintergrund können für Kobalt, Chrom, Kupfer und Nickel jeweils der Verdünnungsfaktor $1/9 \cdot 10^{-3}$ sowie für Blei und Antimon jeweils der Verdünnungsfaktor $1/6 \cdot 10^{-3}$ angesetzt werden. Damit ergeben sich folgende Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser:

Co	$6,5 \cdot 10^{-6}$ g/l
Cu	$7,1 \cdot 10^{-6}$ g/l
Ni	$6,5 \cdot 10^{-6}$ g/l
Pb	$3,5 \cdot 10^{-6}$ g/l
Sb	$2,0 \cdot 10^{-6}$ g/l

- Alle diese Konzentrationen unterschreiten die in Tab. 24 angegebenen Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen, und zwar jeweils um ca. eine Zehnerpotenz.
- Es soll an dieser Stelle insbesondere darauf hingewiesen werden, daß diese Modellbetrachtung konservativerweise auf K_d -Werten basiert, die für den Bereich des Grubengebäudes und nicht für die geologischen Formationen in den Ausbreitungswegen gelten.
- Angaben zu K_d -Werten in der Geosphäre finden sich in [25], und zwar werden z.B. für Blei je nach geologischer Formation 40 ml/g (Kimmeridge) und 12 mg/l (Turon) angegeben. Die höheren Tonanteile in den Gesteinen des Deckgebirges bedingen entsprechend größere K_d -Werte. Diese beiden K_d -Werte bedeuten, daß der Transport des Bleis im Kimmeridge um etwa das Vierhundertfache bzw. im Turon um etwa das Einhundertzwanzigfache gegenüber nicht sorbierenden Stoffen verzögert wird. Damit kann für Blei je nach geologischer Formation der Verdünnungsfaktor $1/400 \cdot 10^{-3}$ bzw. $1/120 \cdot 10^{-3}$ angesetzt werden.
- Wird konservativerweise angenommen, daß der kleinere K_d -Wert von 12 ml/g die Sorption und Rückhaltung des Bleis in der Geosphäre beschreibt, führt dies zu einer Pb-Konzentration im oberflächennahen Grundwasser von $1,7 \cdot 10^{-7}$ g/l, d.h. der Prüfwert bzw. die Grenzkonzentration von $1,0 \cdot 10^{-5}$ g/l [15, 17] wird um zwei Zehnerpotenzen unterschritten.
- Auf diese Weise ist beispielhaft für Blei gezeigt worden, inwiefern sich die Berücksichtigung von Sorption und Rückhaltung in der Geosphäre auf die Konzentration im oberflächennahen Grundwasser auswirkt.
- Es sei betont, daß bei diesem Teil der Modellbetrachtung die Barriereigenschaften des Gebirges (Sorption und Rückhaltung) nur für einige wenige Elemente in Ansatz gebracht wurden; auf weitere Annahmen oder Randbedingungen aus Abschnitt 4.1.1 wurde nicht zurückgegriffen.
- Damit kann insgesamt festgehalten werden, daß durch Co, Cu, Ni, Pb und Sb eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist.

Bezüglich der unter der Ifd. Nr. 2 aufgeführten Biozide und davon abgeleitete Verbindungen, die nicht in der Liste I enthalten sind, ist in Abschnitt 5.2.1 gezeigt worden, daß Mikrobiozide keinen

Anlaß zur Besorgnis einer Verunreinigung oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung der Eigenschaften des oberflächennahen Grundwassers geben.

Unter der lfd. Nr. 3 werden Stoffe aufgeführt, 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. Zu denjenigen anorganischen Stoffen, die einerseits Bestandteil der im Endlager Konrad zu entsorgenden radioaktiven Abfälle sind und andererseits die Qualität des Grundwassers nachteilig beeinflussen können, zählen nach [18] und [63] die organischen Stoffe

o-, m-, p-Chlorphenol
Hexachlorbenzol
Ölrückstände
Öl
Kerosin

und die anorganischen Stoffe

Al, Ca, Cl, Cu, Fe
K, Mg, Mn, Na, Zn
CO₃, SO₄.

Ferner wird in [18] noch H₂S genannt, daß aber kein Bestandteil der im Endlager Konrad zu entsorgenden radioaktiven Abfälle ist, da nach den Endlagerungsbedingungen [12] die Abfallprodukte in fester Form vorliegen müssen und keine Gase enthalten dürfen, die sich in Ampullen, Flaschen oder sonstigen Behältern befinden.

Der Geschmack des Grundwassers kann schließlich auch durch die Gesamtmasse gelöster organischer und anorganischer Stoffe beeinträchtigt werden. Daher sehen die internationalen Empfehlungen zur Trinkwasserqualität hier eine Begrenzung von 1 g/l vor [18]. Nach der Bestandsaufnahme zur Erfassung der stofflichen Bestandteile der Abfallgebäude (Abschnitt 3) beläuft sich die Gesamtmasse der organischen und anorganischen Stoffe auf $1,66 \cdot 10^6$ Mg. Die theoretische vollständige Auflösung dieser Masse in 10^6 m³ Tiefenwasser führt zu einer Konzentration von $1,66 \cdot 10^3$ g/l. Damit ergeben sich die Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser ohne Berücksichtigung von Löslichkeiten entweder zu 1,66 g/l, wenn mit dem Verdünnungsfaktor 10^{-3} gerechnet wird, oder zu 0,16 g/l, wenn mit dem Verdünnungsfaktor 10^{-4} gerechnet wird. Im Mittel wird also die in [18] empfohlene Konzentration von 1 g/l eingehalten.

Für alle diese Stoffe wurde in den vorhergehenden Abschnitten bzw. wird in den nachfolgenden Abschnitten gezeigt, daß die aus den konservativen Modellbetrachtungen ermittelten Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser nicht die Prüfwerte aus den Empfehlungen der LAWA [14, 15], nicht die Grenzkonzentrationen aus der Trinkwasserverordnung [16] und auch nicht die Grenzkonzentrationen des DVGW-Regelwerks [17] überschreiten. Damit ist auch an dieser Stelle gezeigt, daß eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist. Insofern ergeben sich hier keine zusätzlich zu berücksichtigenden Aspekte.

Zu den unter der lfd. Nr. 4 aufgeführten giftigen oder langlebigen organischen Siliziumverbindungen und Stoffe, die im Wasser zur Bildung solcher Verbindungen führen können, mit Ausnahme derjenigen, die biologisch unschädlich sind oder sich im Wasser rasch in biologisch unschädliche Stoffe umwandeln, haben die Abfallverursacher im Rahmen der Bestandsaufnahme

Siliziumverbindungen (org.)

Siliconöl

genannt. Nach Abschnitt 3.1.1 handelt es sich bei den Siliziumverbindungen (org.) überwiegend um Siliconkautschuk (Siloxanelastomer) und um Platinen; mit Siliconöl liegen lineare Polydimethylsiloxane vor. Beide organischen Stoffe werden unter den Bedingungen der Endlagerung am Standort Konrad durch chemische und/oder strahlenchemische Prozesse umgewandelt und letztlich abgebaut (Abschnitt 3.1.2). Der Abbau erfolgt dabei bis zu ihrer Mineralisation zu SiO bzw. SiO₂. Die weitere Prüfung und Bewertung dieser organischen Stoffe soll daher zusammen mit dem in den radioaktiven Abfällen spezifizierten SiO₂ erfolgen.

Nach Tab. 8 beträgt die Masse an SiO₂ in ca. 650.000 m³ Abfallgebinder Volumen $7,34 \cdot 10^5$ kg; zusammen mit den Massen für Siliziumverbindungen (org.) und Siliconöl ergibt sich eine Gesamtmasse von $8,11 \cdot 10^5$ kg. SiO₂ ist nur in den Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser mit einem Prüfwert von $1,0 \cdot 10^{-2}$ g/l begrenzt; die Trinkwasserverordnung [16] und das DVGW-Regelwerk [17] beinhalten keine diesbezüglichen Begrenzungen.

Ausgehend von der Masse von $8,11 \cdot 10^5$ kg ergibt sich in 10^6 m³ Tiefenwasser eine Konzentration von $8,1 \cdot 10^{-1}$ g/l. Nach [50] sind sowohl SiO als auch SiO₂ unlöslich; unter Bezug auf Abschnitt 4.2 und [51] kann danach die Löslichkeit zu $1,0 \cdot 10^{-4}$ g/l angesetzt werden. Mit dem hier heranzuziehenden Verdünnungsfaktor 10^{-3} ergibt sich unmittelbar die SiO₂-Konzentration im oberflächennahen Grundwasser zu $1,0 \cdot 10^{-7}$ g/l, d. h. der Prüfwert von $1,0 \cdot 10^{-2}$ g/l wird um fünf Zehnerpotenzen unterschritten. Damit ist gezeigt, daß SiO₂ keinen Anlaß zur Besorgnis einer schädlichen Verunreinigung des Grundwassers oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung seiner Eigenschaften gibt.

Diesem Ergebnis kommt weiterhin die besondere Bedeutung zu, daß somit auch die als giftige oder langlebige organische Siliziumverbindungen angenommenen Siliziumverbindungen (org.) und Siliconöle keinen Anlaß zu etwaigen Besorgnissen geben. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, daß sich die in Tab. 8 angegebenen Massen auf Siliconkautschuk, Platinen und Siliconöl und nicht auf das darin enthaltene SiO bzw. SiO₂ beziehen. Damit kommt an dieser Stelle nochmals der sehr weit auf der sicheren Seite liegende Charakter der durchgeführten Modellbetrachtungen deutlich zum Ausdruck.

Unter der Ifd. Nr. 5 werden anorganische Phosphorverbindungen und reiner Phosphor aufgeführt. Hierzu zählen die folgenden anorganischen Verbindungen (Tab. 8):

Calciumpyrophosphat
 Phosphate
 Zn-Phosphat/Oxid
 Na₅-Tripolyphosphat
 Komplekxphosphate
 Phosphonate
 Kaliumpyrophosphat
 Natriumdihydrogenphosphat
 Phosphorpentoxid.

Im Rahmen der o. a. Bestandsaufnahme (Abschnitt 3) wurden von den Abfallverursachern keine Angaben zu reinem Phosphor gemacht. Das Vorhandensein dieses Stoffes im radioaktiven Abfall ist auch nicht zu erwarten, da reiner Phosphor aufgrund seiner hohen Reaktionsfähigkeit als Abfallbestandteil ausgeschlossen wird. Nach den Endlagerungsbedingungen Konrad [12]

- dürfen die Abfallprodukte bis auf sinnvoll erreichbare und nicht vermeidbare Restgehalte keine selbstentzündlichen Stoffe enthalten,
- müssen Reaktionen zwischen dem radioaktiven Abfall, dem Fixierungsmittel und der Verpackung auf eine sicherheitstechnisch zulässige Rate beschränkt sein.

Da es für die o. a. anorganischen Phosphorverbindungen in den LAWA-Empfehlungen [14, 15], der Trinkwasserverordnung [16] und dem DVGW-Regelwerk keine gesonderten Begrenzungen gibt, wird auf die dort jeweils angegebene Begrenzung für PO_4^{3-} zurückgegriffen. Die entsprechenden Prüfwerte und Grenzkonzentrationen sind in Tab. 25 zusammengestellt.

Ausgehend von den kumulierten Massen dieser Verbindungen in ca. 650.000 m³ Abfallgebinderolumen (Tab. 26) werden ihre Konzentrationen im Tiefen- und oberflächennahen Grundwasser berechnet. Dabei wird mit dem Konzentrationswert im Tiefenwasser weitergerechnet, wenn keine Löslichkeiten zur Verfügung stehen. Die sich im oberflächennahen Grundwasser ergebenden Konzentrationen der einzelner Phosphorverbindungen sind in Tab. 26 angegeben; die sich daraus resultierende 'Summenkonzentration' ergibt sich zu $2,5 \cdot 10^{-5}$ g/l. Diese 'Summenkonzentration' unterschreitet die Begrenzung von $1,5 \cdot 10^{-4}$ g/l um etwa eine Zehnerpotenz. Als wesentliches Ergebnis dieser Modellbetrachtung ist damit festzuhalten, daß die anorganischen Phosphorverbindungen keinen Anlaß zur Besorgnis einer schädlichen Verunreinigung des Grundwassers oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung seiner Eigenschaften geben.

Dieses Ergebnis gilt auch für den Fall, wenn die organischen und anorganischen Phosphorverbindungen gemeinsam bewertet werden: Nach Tab. 17 beträgt die 'Summenkonzentration' für Phosphorsäureester, Tributylphosphat, Dibutylphosphat und Hexamethylphosphorsäuretriamid im oberflächennahen Grundwasser $6,5 \cdot 10^{-6}$ g/l, d. h. sie ist um eine Zehnerpotenz kleiner als die 'Summenkonzentration' für die anorganischen Phosphorverbindungen. Damit führt die gemeinsame Bewertung von organischen und anorganischen Bewertungen dazu, daß kein Anlaß zur Besorgnis gegeben ist.

Unter den Ifd. Nr. 6 und 7 werden Fluoride, Ammoniak und Nitrite aufgeführt; sie sollen nachfolgend gemeinsam behandelt werden.

Im Rahmen der Bestandsaufnahme (Abschnitt 3) wurden von den Abfallverursachern keine Angaben zu Ammoniak gemacht. Sein Vorhandensein im radioaktiven Abfall ist auch nicht zu erwarten, da Gase nach den Endlagerungsbedingungen Konrad [12] als Abfallbestandteile ausgeschlossen sind.

Die hier heranzuziehenden Prüfwerte für Fluoride und Nitrite sind in Tab. 27 angegeben. Ausgehend von den kumulierten Massen beider anorganischen Verbindungen (Tab. 8) werden ihre Konzentrationen im Tiefen- und oberflächennahen Grundwasser berechnet (Tab. 28). Der Vergleich mit dem entsprechenden Prüfwert bzw. der entsprechenden Grenzkonzentration zeigt, daß bei den Fluoriden die Begrenzung um eine Zehnerpotenz und bei den Nitriten um zwei Zehnerpotenzen unterschritten werden.

Da für Fluoride (org.) die Konzentration im oberflächennahen Grundwasser $1,0 \cdot 10^{-7}$ g/l beträgt (Tab. 17), gibt auch die gemeinsame Bewertung von organischen und anorganischen Fluorverbindungen keinen Anlaß zur Besorgnis.

Als wesentliches Ergebnis dieser Modellbetrachtung bleibt wieder festzuhalten, daß die jeweiligen Begrenzungen um eine oder zwei Zehnerpotenzen unterschritten werden (Tab. 28). Somit

ist auch durch Fluoride (org. und anorg.) und Nitrite eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen.

5.3 Anorganische Stoffe und Verbindungen

Um die Grundlage der Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers durch bestimmte gefährliche Stoffe weiter auszudehnen und damit dem Schutzgedanken aus § 34 Abs. 2 WHG Rechnung zu tragen, sollen die bisher in den Modellbetrachtungen noch nicht berücksichtigten anorganischen Stoffe und Verbindungen herangezogen werden, die in [14] genannt sind. Dabei wird auf folgende Elemente und anorganische Stoffe und Verbindungen eingegangen: Ca, Cl, Fe, K, Mg, Mn, Na, NH_4 , NO_3 und SO_4 . Das hier auch genannte SiO_2 ist bereits im Abschnitt 5.2.3 unter der lfd. Nr. 4 behandelt worden.

Den Ausgangspunkt der Betrachtungen bilden wieder die kumulierten Massen dieser Stoffe in ca. 650.000 m³ Abfallgebinder Volumen (Tab. 7 und 8) und die entsprechenden Konzentrationen in den Tiefen- und oberflächennahen Grundwässern. Für die hier betroffenen Stoffe sind die Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen in Tab. 28 einander gegenübergestellt.

Als wesentliches Ergebnis dieser Modellbetrachtung (Tab. 30) bleibt folgendes festzuhalten: Aus dem Vergleich der Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser mit den jeweiligen Prüf- werten bzw. Grenzkonzentrationen folgt unmittelbar, daß die Begrenzungen stets unterschritten werden (in der Mehrzahl der Fälle um drei Zehnerpotenzen, maximal um vier Zehnerpotenzen). Unter Berücksichtigung der getroffenen Annahmen und Randbedingungen ist somit wieder nicht zu besorgen, daß die betreffenden anorganischen Stoffe und Verbindungen zu einer schädlichen Verunreinigung des Grundwassers oder einer sonstigen nachteiligen Veränderung seiner Eigenschaften beitragen.

5.4 Aluminium

Als weiterer Stoff wird Aluminium betrachtet, das in den Empfehlungen der LAWA [14, 15] nicht aufgeführt ist, aber in der Trinkwasserverordnung [16] und dem DVGW-Regelwerk [17] begrenzt wird.

Die kumulierte Masse des Aluminiums in ca. 650.000 m³ Abfallgebinder Volumen beläuft sich auf $3,2 \cdot 10^7$ kg (Tab. 7). Hiermit errechnet sich eine Konzentration im Tiefenwasser von $3,2 \cdot 10^1$ g/l. Da die Löslichkeit des Aluminiums mit $1,0 \cdot 10^{-2}$ g/l angesetzt werden kann (Tab. 12), folgt somit eine Konzentration im oberflächennahen Grundwasser von $1,0 \cdot 10^{-5}$ g/l. Die Grenzkonzentration für Aluminium beträgt nach [16] $0,2 \text{ mg/l} = 2,0 \cdot 10^{-4}$ g/l und nach [17] $0,1 \text{ mg/l} = 1,0 \cdot 10^{-4}$ g/l. Aus dem Vergleich der Al-Konzentration im oberflächennahen Grundwasser mit der restriktiveren Grenzkonzentration ist unmittelbar der Unterschied von 10^{-1} ersichtlich, d. h. auch bei Aluminium ist keine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften zu besorgen.

5.5 Wismut und Thorium

Die im Rahmen der Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung in analoger Weise untersuchten Elemente (siehe Tab. 15 in [13]) umfassen auch Wismut und Thorium. Beide Elemente sind in [14-18] nicht begrenzt. Zur Ergänzung bzw. Vervollständigung der Betrachtungen in den Abschnitten 5.2.2 und 5.2.3 sind daher in Tab. 31 die kumulierten Bi- und Th-Massen in ca. 650.000 m³ Abfallgebinder Volumen sowie die Konzentrationen im Tiefen- und oberflächennahen Grundwasser angegeben und mit den jeweiligen Grenzkonzentrationen verglichen worden. In Analogie zu der für Titan und Uran ge-

wählten Vorgehensweise (Abschnitt 5.2.3, lfd. Nr. 1) ist für Thorium hilfsweise auch die Begrenzung von $1,0 \cdot 10^{-7}$ g/l herangezogen worden. Thorium liegt in oxidischer, sehr schwer löslicher Form vor. In [83] ist die Löslichkeit von Thorium in Wasser - mit dem Stoffbezug auf ThO_2 - mit $6,8 \cdot 10^{-7}$ g/l angegeben.

Als Ergebnis ist festzuhalten, daß die modellmäßig berechnete Wismutkonzentration im oberflächennahen Grundwasser größenordnungsmäßig das 10^{-1} -fache des Wertes der Grenzkonzentration beträgt, während im Falle des Thoriums die Konzentration im oberflächennahen Grundwasser dem 10^{-3} -fachen der Grenzkonzentration entspricht. Somit ist auch bei Wismut und Thorium eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen.

Die in den Abschnitten 5.2.2, 5.2.3 und 5.5 durchgeführten Modellbetrachtungen stellen gleichzeitig eine Aktualisierung der Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung dar (hier: Abschnitt 4.5 und Tab. 15 in [13]), wobei die jeweiligen Begrenzungen aus den Empfehlungen der LAWA von 1993 bzw. von 1996, der Trinkwasserverordnung von 1990 und dem DVGW-Regelwerk von 1996 als Bezugsgrößen dienen.

5.6 Belastung des oberflächennahen Grundwassers

Im Einklang mit der Bitte des NMU [1] soll in einem weiteren Schritt untersucht werden, inwiefern die natürlich bedingte Belastung des oberflächennahen Grundwassers von der zu erwartenden einlagerungsbedingten zusätzlichen Belastung betroffen ist. Hierzu wird auf die Beprobung und Analyse des oberflächennahen Grundwassers zurückgegriffen [96, 97]. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden in den Zeiträumen Mai 1984 bis Juni 1985 und November 1985 an 14 Grundwassermeßstellen im Teufenbereich 5,8 m bis 45,8 m bzw. an 4 Grundwassermeßstellen im Teufenbereich 11,1 m bis 46,1 m Proben aus dem oberflächennahen Grundwasser entnommen und analysiert.

Um die zusätzliche Belastung des oberflächennahen Grundwassers prüfen und bewerten zu können, wurden die aus den o.a. Messungen resultierenden kleinsten Meßwerte mit den entsprechenden, für die jeweiligen anorganischen Stoffe und Verbindungen berechneten Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser verglichen (Tab. 32 und 33). Der Vergleich der gemessenen mit den berechneten Konzentrationen ergibt folgende wesentliche Ergebnisse:

- Das Element Br sowie die Verbindungen HCO_3 und CO_2 wurden im Rahmen der o.a. Bestandsaufnahme (Abschnitt 3) von den Abfallverursachern nicht genannt; daher werden diese Stoffe im folgenden nicht weiter betrachtet.
- Hinsichtlich von Karbonaten (CO_3) wurden $5,5 \cdot 10^3$ kg Na_2CO_3 und $1,9 \cdot 10^5$ kg CaCO_3 von den Abfallverursachern im Rahmen der Bestandsaufnahme spezifiziert. Bei Kalziumkarbonat (CaCO_3) handelt es sich um eine schwerlösliche Verbindung. Aufgrund der hohen Zement- und Betonmassen im Endlager Konrad steht ausreichend $\text{Ca}(\text{OH})_2$ zur Verfügung, so daß das Natriumkarbonat (Na_2CO_3) in schwerlösliches CaCO_3 umgewandelt wird.
- Die berechneten Konzentrationen überschreiten die experimentell bestimmten Konzentrationen (hier: kleinste (untere) Werte) in vier Fällen; alle anderen Konzentrationen von Elementen und anorganischen Verbindungen, die einlagerungsbedingt das oberflächennahe Grundwasser zusätzlich belasten können, unterschreiten die im Grundwasser gemessenen Stoffkonzentrationen (i.a. um ein bis zwei Zehnerpotenzen, maximal um sieben Zehnerpotenzen).

- Überschreitungen der kleinsten gemessenen Konzentrationen ergeben sich bei Si, NH₄, NO₃ und PO₄. Bei Si, NH₄ und NO₃ stimmen die entsprechenden Konzentrationswerte größenordnungsmäßig überein; leichte Überschreitungen sind bei den jeweiligen Faktoren festzustellen. Bei NO₃ und PO₄ zeigt der Vergleich der Konzentrationen, daß die gemessenen Werte einmal überschritten, einmal unterschritten werden.
- Werden statt der kleinsten die größten gemessenen Konzentrationen herangezogen, ergibt sich nur noch im Fall des Si eine leichte Überschreitung bei den Faktoren ($5,8 \cdot 10^{-3}$ g/l gegenüber $8,3 \cdot 10^{-3}$ g/l).
- Vor diesem Hintergrund kann festgestellt werden, daß die zu erwartende einlagerungsbedingte zusätzliche Belastung fast ausnahmslos unter bzw. im Bereich der Bandbreite der gemessenen Konzentrationen der vorhandenen natürlich bedingten Belastung des oberflächennahen Grundwassers liegt. Die hier rein rechnerisch ermittelten Belastungen werden aber durch die zugrunde gelegten, weit auf der sicheren Seite liegenden Annahmen und Randbedingungen (Abschnitt 4) deutlich relativiert. Damit ist auch letztlich in Bezug auf diesen Vergleich der Schluß zu ziehen, daß keine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften zu besorgen ist.

6. Wahrung des Schutzgedankens aus § 34 Abs. 2 WHG

Die vorliegende Prüfung und Bewertung einer Verschmutzung des Grundwassers durch bestimmte gefährliche Stoffe ist auf der Basis von Angaben, die im Rahmen einer Bestandsaufnahme bei den Abfallverursachern und ergänzend dazu in umfangreichen Literaturrecherchen ermittelt wurden, unter sehr weit auf der sicheren Seite liegenden Annahmen und Randbedingungen erfolgt. Die durchgeführten Modellbetrachtungen zeigen im Ergebnis auf, daß eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften im Sinne des § 34 Abs. 2 WHG nicht zu besorgen ist.

Dieses Resultat konnte insbesondere vor dem Hintergrund erzielt werden, daß die Barriereigenschaften des Deckgebirges - von einigen wenigen Ausnahmen abgesehen - nicht in Ansatz gebracht wurden; darüber hinaus sind die Annahmen und Randbedingungen zu berücksichtigen, die der durchgeführten worst case-Betrachtung zugrunde lagen. Wenn jedoch die hier unterstellten Konservativitäten im Einzelfall z. T. abgebaut und diese Barriereigenschaften in Ansatz gebracht werden (hier: Berücksichtigung von Sorption und Rückhaltung der organischen und anorganischen Stoffe auf den Transport durch die Geosphäre), konnte beispielhaft am Blei gezeigt werden, daß die berechnete Konzentration im oberflächennahen Grundwasser deutlich reduziert ist und die hier heranzuziehende Begrenzung der Pb-Konzentration um mehrere Zehnerpotenzen unterschritten wird.

Vor dem Hintergrund der zugrunde gelegten Datenbasis hinsichtlich der nichtradioaktiven organischen und anorganischen Bestandteile ist es weder gerechtfertigt noch notwendig, diese Stoffe in den radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, die in der Schachtanlage Konrad endgelagert werden sollen, durch die Endlagerungsbedingungen [12] zu begrenzen oder im Rahmen der Produktkontrolle zu überprüfen [98]. Ferner ist - wie das o. a. Beispiel für Blei zeigt - davon auszugehen, daß die durchgeführten Modellbetrachtungen so weit auf der sicheren Seite liegen bzw. durch die unterstellten, sehr konservativen Annahmen und Randbedingungen derartige Sicherheitsmargen vorliegen, daß auch etwaige zukünftige Schwankungen und Veränderungen der stofflichen Zusammensetzung der im Endlager Konrad zu entsorgenden radioaktiven Abfälle keinen Anlaß zur Besorgnis einer schädlichen Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften geben.

Ein Sicherheitsgewinn durch eine Begrenzung bzw. routinemäßige Überprüfung der nichtradioaktiven organischen und anorganischen Bestandteile radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung ist nach dem Gesamtergebnis der vorliegenden Untersuchung nicht zu erkennen. Durch Verzicht auf derartige Prüfungen entfallen auch erhebliche Strahlenexpositionen, mit denen bei etwaigen Prüf- und Kontrollmaßnahmen aufgrund der Vielzahl der organischen und anorganischen Stoffe gerechnet werden müßte.

Um dennoch unbeschadet vor diesem Sachverhalt den Schutzgedanken aus § 14 Abs. 2 WHG Rechnung zu tragen, wird beabsichtigt, in regelmäßigen Zeitabständen vor vier Jahren - entsprechend § 6 Abs. 5 (3) Grundwasserverordnung [2] - die vorliegenden Untersuchungen einschließlich der notwendigen Bestandsaufnahme bei den Abfallverursachern zu wiederholen und das aktualisierte Ergebnis, d. h. die Fortschreibung dieser Unterlage, der Aufsicht vorzulegen. Auf diese Weise wird sichergestellt, daß mit der beabsichtigten Endlagerung von radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung in der Schachtanlage Konrad keine Einwirkungen verbunden sind, die schädliche Veränderungen der physikalischen, chemischen oder biologischen Beschaffenheit des Grundwassers herbeiführen.

7. Zusammenfassende Bewertung

Die im Zusammenhang mit dem Planfeststellungsverfahren für die Schachanlage Konrad als Endlager für radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung geforderte Prüfung und Bewertung einer möglichen Verschmutzung des Grundwassers durch organische und anorganische Stoffe ist mit Hilfe von Modellbetrachtungen durchgeführt worden. Hier ist gezeigt worden, daß unter den getroffenen Annahmen und Randbedingungen - insbesondere im Hinblick darauf, daß Barriereigenschaften des Gebirges nur im Einzelfall für einige anorganische Stoffe in Ansatz gebracht wurden - die Prüfwerte der Empfehlungen der LAWA wie auch die Grenzkonzentrationen der Trinkwasserverordnung bzw. des DVGW-Regelwerks in der Regel um z. T. mehrere Zehnerpotenzen unterschritten werden. Dies gilt nicht nur für die in der Anlage zur Grundwasserverordnung, Listen I und II, genannten Stoffe, sondern darüber hinausgehend auch für weitere organische und anorganische Stoffe, die in o.a. Empfehlungen, Verordnung und Regelwerk begrenzt wie auch in der Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung und Analysen des oberflächennahen Grundwassers genannt sind. Mit dieser Erweiterung der vom NMU erbetenen Prüfung der möglichen Verschmutzung des Grundwassers wird insbesondere dem Schutzgedanken aus § 34 Abs. 2 WHG Rechnung getragen.

Als einziger anorganischer Stoff hat Silber - das in den Empfehlungen der LAWA nicht begrenzt ist - seine Grenzkonzentration aus der Trinkwasserverordnung erreicht. Angesicht der Randbedingungen (Abschnitt 4.1), die der hier durchgeführten, sehr weit auf der sicheren Seite liegenden Modellbetrachtung zugrunde liegen, ist - trotz rechnerischen Erreichens dieser Begrenzung - kein Anlaß zur Besorgnis gegeben.

Bei Berücksichtigung des gewählten Ansatzes, eine sehr weit auf der sicheren Seite liegende Modellbetrachtung (worst case - Betrachtung) durchzuführen, bei der

- Ergebnisse experimenteller Untersuchungen am Standort Konrad, die auf stagnierendes Formations- oder Tiefenwasser deuten, nicht berücksichtigt wurden,
- sich insbesondere auf die Zusatzbelastung der Wässer durch die organischen und anorganischen Stoffe aus den Abfallgebinden konzentriert und unberücksichtigt gelassen wird, daß z. T. die gleichen anorganischen Stoffe z. B. in den Sedimenten des Einlagerungshorizontes in sehr großen Massen vorhanden sind,
- jegliche Barrierewirkung der geologischen Formation (einschließlich von Sorptionsvorgängen und der Filterwirkung der Gesteine) in der Regel vernachlässigt wird,
- das sehr weit in den alkalischen Bereich verschobene chemische Milieu (einschließlich der Herauf- oder Herabsetzung von Löslichkeiten, von Fällungs- und Flockungsreaktionen sowie von Wechselwirkungen der gelösten Stoffe) nicht berücksichtigt wird,
- kein Kredit von der Umwandlung organischer Stoffe durch chemische und/oder strahlenchemische Reaktionen bis letztlich zu ihrem Abbau (Mineralisation) genommen wird,
- stets die restriktivste Begrenzung aus den Empfehlungen der LAWA, der Trinkwasserverordnung oder dem DVGW-Regelwerk herangezogen wird,

muß davon ausgegangen werden, daß sich in Wirklichkeit weitaus kleinere Konzentrationen der untersuchten organischen und anorganischen Stoffe im oberflächennahen Grundwasser einstellen werden. Dies unterstreicht den abdeckenden Charakter der in Abschnitt 5 dargestellten Ein-

zelergebnisse. Als Gesamtergebnis ist damit festzuhalten, daß insbesondere keine Überschreitungen der Prüfwerte aus den Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [14, 15] festgestellt werden konnten und damit ein jeglicher Gefahrenverdacht als ausgeräumt anzusehen ist. Nach den durchgeführten Betrachtungen und Untersuchungen können bestimmte gefährliche Stoffe aus den Abfallgebinden, die in der Schachanlage Konrad endgelagert werden sollen, nicht oder nur in so geringer Menge und Konzentration in das oberflächennahe Grundwasser gelangen; daß mit der Endlagerung von radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung in der Schachanlage Konrad

- nur anthropogen bedingte, geringfügige zusätzliche Belastungen des oberflächennahen Grundwassers verbunden sind, und
- die künftige Gefahr einer Beeinträchtigung der Grundwasserqualität bzw. eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften im Sinne des § 34 Abs. 2 WHG nicht zu besorgen ist.

Demzufolge ist es auch nicht notwendig, für nichtradioaktive Bestandteile der radioaktiven Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, die in der Schachanlage Konrad endgelagert werden sollen, eine Erfassung der tatsächlichen Einlagerungsmengen vorzusehen. Ein Sicherheitsgewinn durch eine quantitative Erfassung der nichtradioaktiven organischen und anorganischen Bestandteile dieser Abfälle ist nach dem Gesamtergebnis der vorliegenden Untersuchung nicht zu erkennen. Unbeschadet von diesem Sachverhalt muß bei einer solchen Erfassung, sofern sie durchgeführt werden sollte, die erhebliche Strahlenexposition des Personals, die mit derartigen Prüf- und Kontrollmaßnahmen insbesondere für die in Zwischenlagern befindlichen sog. Altabfälle verbunden ist, abgewogen und bewertet werden.

8. Literatur

- [1] Niedersächsisches Umweltministerium, Schreiben (AZ: 402-40326/03-6/1.10) vom 28. Juli 1997 zum Planfeststellungsverfahren Konrad, wasserrechtliche Erlaubnis gemäß § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG, § 4 Abs. 2 Nr. 2 NWG
- [2] "Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 80/68/EWG des Rates vom 17. Dezember 1979 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe (Grundwasserverordnung) vom 18. März 1997"
Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1997, Teil I, Nr. 18, S. 542-544
- [3] "Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG)"
Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1996, Teil I, Nr. 58, S. 1696-1711
- [4] Niedersächsisches Umweltministerium, Schreiben (AZ: 402-40326/03-6/1.10) vom 14. November 1997 zum Planfeststellungsverfahren Konrad, wasserrechtliche Erlaubnis gemäß § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG, § 4 Abs. 2 Nr. 2 NWG
- [5] Niedersächsisches Umweltministerium, Schreiben (AZ: 402-40326/03-6/1.10) vom 22. Dezember 1997 zum Planfeststellungsverfahren Konrad, wasserrechtliche Erlaubnis gemäß § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG, § 4 Abs. 2 Nr. 2 NWG, Revision 01 der EU 509
- [6] "Bekanntmachung der Neufassung des Niedersächsischen Wassergesetzes vom 20. August 1990"
Niedersächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt 44 (1990) Nr. 33, S. 371-420
- [7] Niedersächsisches Umweltministerium, Schreiben (AZ: 402-40326/03-6/1.10) vom 09. Februar 1998 zum Planfeststellungsverfahren Konrad, wasserrechtliche Erlaubnis gemäß § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG, § 4 Abs. 2 Nr. 2 NWG
- [8] "Plan, Endlager für radioaktive Abfälle, Schachanlage Konrad, Salzgitter"
Textband 1, 9/86 in der Fassung 4/90, Kap. 3.2.3.1 'Endlagerungsgut', S. 3.2.3.1-1 - 3.2.3.1-15
Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, April 1990
- [9] "Daten radioaktiver Abfälle für Sicherheitsanalysen zum Endlager Konrad unter Berücksichtigung von Berechnungen der Ortsdosisleistung von Abfallgebinden"
Interner Arbeitsbericht PTB-SE-IB-3; Braunschweig, Dezember 1984; BfS-Dok.-Nr. 9K/333623/LB/RB/0011, EU 36.01
- [10] "Aktivität sicherheitstechnisch relevanter Radionuklide am Ende der Betriebsphase des Endlagers Konrad und zeitliche Entwicklung der Aktivität und der Masse von Radionukliden in der Nachbetriebsphase"
Interner BfS-Bericht ET-IB-18-REV-1, Salzgitter, April 1991; BfS-Dok.-Nr. 9K/EEB/RB/0003, EU 327

- [11] "Auswirkungen des veränderten Abfallspektrums aufgrund des Wegfalls der Wiederaufarbeitungsanlage Wackersdorf auf die Aussagen zur statistischen Aktivitätsverteilung im geplanten Endlager Konrad"
Interner BfS-Bericht ET-IB-27, Salzgitter, Mai 1990; BfS-Dok.-Nr. 9K/EB/RB/0032, EU 366
- [12] "Anforderungen an endzulagernde radioaktive Abfälle (Endlagerungsbedingungen, Stand: Dezember 1995) - Schachanlage Konrad -"
Interner BfS-Bericht ET-IB-79, Salzgitter, Dezember 1995; BfS-Dok.-Nr.9K/212621/D/ED/0235, EU 117
- [13] "Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung"
Interner Arbeitsbericht PTB-SE-IB-45, Braunschweig, Januar 1989; BfS-Dok.-Nr. MZZ/RE/0001, EU 251
- [14] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
"Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden"
Stand: Oktober 1993
- [15] LAWA-Arbeitsgruppe 'Grundwasserschutz bei Abfallverwertung und Produkteinsatz'
"Aktualisierte Prüfwerte der LAWA-Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden"
Stand: 02. Dezember 1996
- [16] "Bekanntmachung der Neufassung der Trinkwasserverordnung vom 5. Dezember 1990"
Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1990, Teil I, Nr. 66, S. 2612-2629
- [17] Deutscher Verein von Gas- und Wasserfachmännern e.V.
"Eignung von Fließgewässern für die Trinkwasserversorgung"
DVGW-Regelwerk, Technische Mitteilung Merkblatt W 251, Stand: August 1996
- [18] World Health Organization
"Guidelines for Drinking-Water Quality, Vol 1: Recommendations"
WHO Publications, Genf (1984)
- [19] B. Buchheim/A. S. Ha/C. Leuenberger/D. Shavit/U. Weilenmann
"Chemischer Abbau toxischer Stoffe in radioaktiven Abfällen"
BfS-Dok.-Nr. MZZ/RB/0002, EU 318
- [20] H. Beyer/W. Walter
"Lehrbuch der organischen Chemie"
S. Hirzel Verlag, Stuttgart (1991)

- [21] J. Falbe/M. Regitz (Hrsg.)
"Römpp Lexikon Chemie, Bd. 1: A-Cl"
10., völlig überarbeitete Auflage
Georg Thieme Verlag, Stuttgart/NewYork (1996)
- [22] J. Falbe/M. Regitz (Hrsg.)
"Römpp Lexikon Chemie, Bd. 6: T-Z"
9., erweiterte und neu bearbeitete Auflage
Georg Thieme Verlag, Stuttgart/New York (1992)
- [23] J. Falbe/M. Regitz (Hrsg.)
"Römpp Lexikon Chemie, Bd. 5: Pl-S"
9., erweiterte und neubearbeitete Auflage
Georg Thieme Verlag, Stuttgart/New York (1992)
- [24] J. Falbe/M. Regitz (Hrsg.)
"Römpp Lexikon Chemie, Bd. 4: M-Pk"
9., erweiterte und neubearbeitete Auflage
Georg Thieme Verlag, Stuttgart/New York (1991)
- [25] J. Falbe/M. Regitz (Hrsg.)
"Römpp Lexikon Chemie, Bd. 2: Cm-G"
10., völlig überarbeitete Auflage
Georg Thieme Verlag, Stuttgart/New York (1997)
- [26] [REDACTED]
"Strahlenchemischer Abbau oder Aufbau chemotoxischer Stoffe in radioaktiven Abfällen"
BfS-Dok.-Nr. MZZ/RB/0001, EU 317
- [27] [REDACTED]
"Bewertung des möglichen Einflusses mikrobiologischer Vorgänge im geplanten Endlager Schachtanlage Konrad auf die Freisetzung und Ausbreitung von Radionukliden"
Interner Arbeitsbericht PTB-SE-IB-47, Braunschweig, Februar 1989; BfS-Dok.-Nr. 9K/21312.54/MRD/RE/0001, EU 254
- [28] "Plan, Endlager für radioaktive Abfälle, Schachtanlage Konrad, Salzgitter"
Textband 1, 9/86 in der Fassung 4/90, Kap. 3.1.10.4 'Modellrechnungen zur Grundwasserbewegung', S. 3.1.10.4-29 (Tab. 3.1.10.4/4)
Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, April 1990
- [29] " Plan, Endlager für radioaktive Abfälle, Schachtanlage Konrad, Salzgitter"
Textband 1, 9/86 in der Fassung 4/90, Kap. 3.1.9.6.4 'Hydrologie der präquartären Schichtenfolge', S. 3.1.9.6-18
Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, April 1990
- [30] M. Bahadir/H. Parlar/M. Spittler (Hrsg.)
"Springer Umweltlexikon"
Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York/London/Paris/Tokyo/Hong Kong/Barcelona/Budapest (1995)

- [31] Herder
"Lexikon der Biologie, Sechster Band: Minamata - Krankheit bis Prädisposition"
Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg/Berlin/Oxford (1994)
- [32] H. Hulpke/H.A. Koch/R. Wagner (Hrsg.)
"Römpp Lexikon Umwelt"
Georg Thieme Verlag, Stuttgart/New York (1993)
- [33] E. Beier
"Umweltlexikon für Ingenieure und Techniker"
VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim (1994)
- [34] "MSDS for Paraffin Oil"
<http://129.8.100.52/html/grad-lab/msds/P/PARAFFIN%20OIL>
(12. Februar 1998)
- [35] E. Gebhart
"Mutagenität, Karzinogenität, Teratogenität"
in: E. Merian (Hrsg.), "Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz", S. 237-247, Verlag Chemie, Weinheim/Deerfield Beach/Basel (1984)
- [36] J. Falbe/M. Regitz
"Römpp Lexikon Chemie, Bd. 3: H-L"
9., erweiterte und neu bearbeitete Auflage
Georg Thieme Verlag, Stuttgart/New York (1990)
- [37] A.F. Hollemann/E. Wiberg/ N. Wiberg
"Lehrbuch der Anorganischen Chemie"
Verlag Walter de Gruyter & Co., Berlin/New York (1995)
- [38] "Plan, Endlager für radioaktive Abfälle, Schachtanlage Konrad, Salzgitter"
Textband 2, 9/86 in der Fassung 4/90, Kap. 3.9.4 'Ausbreitung von Radionukliden im Grubengebäude', S. 3.9-9
Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, April 1990
- [39] U. Hässelbarth
"Die Bedeutung der Grenzwerte für chemische Stoffe in der Trinkwasserverordnung und die Regelungen beim Überschreiten von Grenzwerten"
in: K. Aurand/U. Hässelbarth/H. Lange-Asschenfeldt/W. Steuer (Hrsg.), "Die Trinkwasserverordnung - Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden", S. 126-140, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co, Berlin (1991)
- [40] A. G. Herrmann/H. Röthemeyer
"Radioaktive Abfälle und Reststoffe in der Geosphäre"
in: A. Siehl (Hrsg.), 'Umweltradioaktivität', S. 367-388, Ernst & Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH, Berlin [1996]
- [41] H. Röthemeyer
"Langzeitsicherheit von Endlagern"
atomwirtschaft-atomtechnik 39 (1994) Nr. 2, S. 136-139

- [42] K.-J. Brammer/B.J. Knipping
"The Origin of Formation Waters in the Abandoned Konrad Iron Ore Mine (Salzgitter, Germany)"
European Journal of Mineralogy 5 (1993) S. 787-797
- [43] C. Sonntag
"Environmental Isotopes and Noble Gases in Brines from the Konrad Iron Ore Mine, Salzgitter"
in: International Atomic Energy Agency, Proceedings of an International Symposium on 'Isotope Techniques in Water Resources Development', S. 447-462, IAEA, Wien (1992)
- [44] "Plan, Endlager für radioaktive Abfälle, Schachtanlage Konrad, Salzgitter"
Textband 1, 9/86 in der Fassung 4/90, Kap. 3.1.9.6.4 'Hydrologie der präquartären Schichtenfolge', S. 3.1.9.6-16 - 3.1.9.6-19
Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, April 1990
- [45] H. Klinge/P. Vogel/K. Schelkes
"Chemical Composition and Origin of Saline Formation Waters from the Konrad Mine, Germany"
in: Y. K. Kharaka/A. S. Maest (Hrsg.), "Waste-Rock Interaction", Proceedings of the 7th International Symposium on Water-Rock Interaction - WRI-7, Park City, 13.-18. Juli 1992, S. 1117-1120, Verlag A.A.Balkema, Rotterdam/Brookfield (1992)
- [46] "Plan, Endlager für radioaktive Abfälle, Schachtanlage Konrad, Salzgitter"
Textband 2, 9/86 in der Fassung 4/90, Kap. 3.9.5 'Ausbreitung von Radionukliden in der Geosphäre', S. 3.9-36 und 3.9-38 (Tab. 3.9.5/2)
Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, April 1990
- [47] [REDACTED]
"Hydrogeologie im Gebiet der Grube Konrad - Hydrochemie der Tiefenwässer aus der Grube Konrad"
BfS-Dok.-Nr. 9K/HG/RB/0002, EU 248
- [48] [REDACTED]
"Ableitung von Sorptionsdaten aus experimentellen Untersuchungen - Schachtanlage Konrad -"
Interner Arbeitsbericht PTB-SE-IB-7, Braunschweig, November 1986; BfS-Dok.-Nr. 9K/MR/RB/002, EU 113.4
- [49] "Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung - TrinkwV) vom 22. Mai 1986"
Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1986, Teil I, Nr. 22, S. 760-773
- [50] R.C. Weast/D.R. Lide/M.J. Astle/W.H. Beyer (Hrsg.)
"CRC Handbook of Chemistry and Physics"
70th Edition 1989-1990
CRC Press, Boca Raton (1990)

- [51] J. Falbe/M. Regitz (Hrsg.)
"Römpf Lexikon Chemie, Bd. 3: H-L"
10., völlig überarbeitete Auflage
Georg Thieme Verlag, Stuttgart/New York (1997)
- [52] J.R. Hart
"Ethylenediaminetetraacetic Acid and Related Chelating Agents"
in: W. Gerhartz (Hrsg.), "Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Vol. A10: Ethanolamines to Fibers, 4. Synthetic Organic", S. 95-100, VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim (1987)
- [53] L. Roth
"Wassergefährdende Stoffe"
Bd. 2
Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg/Lech (1982)
- [54] C. Gousetis/H.-J. Opgenorth
"Nitrilotriacetic Acid"
in: W. Gerhartz (Hrsg.), "Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Vol. A17: Naphthalene to Nuclear Technology", S. 377-381, VCH-Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim (1991)
- [55] N. Zullei
"Desinfektionsmittel in Gewässern und ihre Bedeutung für die Trinkwasseraufbereitung"
Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung 11 (1978) Nr. 6, S. 187-193
- [56] G. Shaw
"Polychlorinated Biphenyls (PCBs), Effects on Humans and the Environment"
in: M. Corn (Hrsg.), "Handbook of Hazardous Materials", S. 611-625, Academic Press Inc., San Diego/New York/Boston/London/Sydney/Tokyo/Toronto (1993)
- [57] R.A. Frakes/L.R. Hicks
"Fungicides"
in: M. Corn (Hrsg.), "Handbook of Hazardous Materials", S. 293-308, Academic Press Inc., San Diego/New York/Boston/London/Sydney/Tokyo/Toronto (1993)
- [58] L. Weil et al.
"Wasserlöslichkeit von insektiziden chlorierten Kohlenwasserstoffen und polychlorierten Biphenylen im Hinblick auf eine Gewässerbelastung mit diesen Stoffen"
Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung 7 (1974) Nr. 6, S. 169-175
- [59] C.-M. Eulitz/S. Scheuermann/H.-J. Thier (Red.)
"Fachlexikon ABC Chemie, Bd. 1: A-K"
Verlag Harri Deutsch, Frankfurt a.M./Thun (1976)
- [60] W. Gerhartz/B. Elvers (Hrsg.)
"Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Vol. A25: Starch and other Polysaccharides to Surfactants", VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim (1994)

- [61] "Physical Properties of Alkanes"
<http://edie.cprost.sfu.ca/~rhogan/alkanes.html#property>
(12. Februar 1998)
- [62] H. Eilers
Wasser-Boden-Luft 50 (1960) S. 58 ff.
- [63] K. Höll/S. Carlson/D. Lüdemann/H. Ruffer
"Wasser - Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie"
Verlag Walter de Gruyter, Berlin /New York (1986)
- [64] "Organic Compounds in Natural Waters"
<http://www.science.nottawa.ca/~users/clark/GEO4342/6-org.htm>
(12. Februar 1998)
- [65] "Xylenes"
<http://mail.odsnet.com/TRIFacts/86.html>
(12. Februar 1998)
- [66] A. Jori
"Xylenes"
in: M. Corn (Hrsg.), "Handbook of Hazardous Materials", S. 723-732, Academic Press Inc., San Diego/New York/Boston/London/Sydney/Tokyo/Toronto (1993)
- [67] "Gesetz über die Umweltverträglichkeit von Wasch- und Reinigungsmitteln (Waschmittelgesetz) vom 20. August 1975"
Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1975, Teil I, Nr. 100, S. 2255-2257
- [68] "Dritte Verordnung zur Änderung der Verordnung über die Abbaubarkeit anionischer und nichtionischer grenzflächenaktiver Stoffe in Wasch- und Reinigungsmitteln vom 4. Juni 1986"
Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1986, Teil I, Nr. 25, S. 851
- [69] "Untersuchung der Konzentrationen an tensidischen (LAS, MBAS) und nichttensidischen (NTA, EDTA) Wasch- und Reinigungsmittelinhaltstoffen"
http://www.ubavie.gv.at/info/wasser/jb/1996/c_fgw/c51d0001.htm
(16. Februar 1998)
- [70] J. Trénel
"Oberflächenaktive Stoffe - Bedeutung und Bestimmung"
in: K. Aurand/U. Hässelbarth/H. Lange-Asschenfeldt/W. Steuer (Hrsg.), "Die Trinkwasserverordnung - Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden", S. 432-437, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co, Berlin (1991)
- [71] J.S. Boles/K. Ritchie/D.A. Crerar
"Reducing the Potential for Migration of Radioactive Waste: Aqueous Thermal Degradation of the Chelating Agent Disodium EDTA"
Nuclear and Chemical Waste Management 7 (1987) Nr. 2, S. 89-93

- [72] R.J. Motekaitis/X.B. Cox, III/P. Taylor/A.E. Martell
"Thermal Degradation of EDTA Chelates in Aqueous Solution"
Canadian Journal of Chemistry 60 (1982) S. 1207-1213
- [73] R.J. Motekaitis/H. Hayes/A.E. Martell/W.E. Frenier
"Hydrolysis and Ammonolysis of EDTA in Aqueous Solution"
Canadian Journal of Chemistry 57 (1979) S. 1018-1024
- [74] A.E. Martell/R.J. Motekaitis/A.R. Fried/J.S. Wilson/D.T. Mc Millan
"Thermal Decomposition of EDTA, NTA, and Nitrilotrimethylenephosphonic Acid in Aqueous Solution"
Canadian Journal of Chemistry 53 (1975) S. 3471-3476
- [75] E. Kuhn/M. van Loosdrecht/W. Giger/R. Schwarzenbach
"Microbial Degradation of Nitrilotriacetat (NTA) during River Water/Groundwater Infiltration: Laboratory Column Studies"
Water Research 25 (1987) Nr. 1, S. 1237-1248
- [76] N.N. Greenwood/A. Earnshaw
"Chemie der Elemente"
VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim (1990)
- [77] G. Jander/E. Blasius
"Lehrbuch der analytischen und präparativen anorganischen Chemie"
S. Hirzel Verlag, Stuttgart (1985)
- [78] H. Althaus/H. Schössner
"Vorkommen, Bedeutung und Nachweis von Cyanid"
in: K. Aurand/U. Hässelbarth/H. Lange-Asschenfeldt/W. Steuer (Hrsg.), "Die Trinkwasserverordnung - Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden", S. 204-206, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co, Berlin (1991)
- [79] H. Remy
"Lehrbuch der Anorganischen Chemie"
Band II
Akademische Verlagsgesellschaft Geest und Portig K.-G., Leipzig (1973)
- [80] "Verordnung über die Zulassung von Zusatzstoffen zu Lebensmitteln (Zusatzstoff-Zulassungsverordnung) vom 20. Dezember 1977"
Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1977, Teil I, Nr. 88, S. 2711-2737
- [81] E. Bartholomé (Hrsg.)
"Ullmanns Enzyklopädie der technischen Chemie"
4., neubearbeitete und erweiterte Auflage, Bd. 24 'Wachse bis Zündhölzer', Verlag Chemie, Weinheim/Deerfield Beach/Basel (1983)
- [82] J.S. Webber
"Asbestos - contaminated Drinking Water"
in: M. Corn (Hrsg.), "Handbook of Hazardous Materials", S. 29-44, Academic Press Inc., San Diego/New York/Boston/London/Sydney/Tokyo/Toronto (1993)

- [83] R.K. Freier
"Aqueous Solutions"
Verlag Walter de Gruyter, Berlin/New York (1976) Vol. 1 'Data for Inorganic and Organic Compounds'
- [84] Deutscher Verein von Gas- Wasserfachmännern e.V.
"Eignung von Oberflächenwasser als Rohstoff für die Trinkwasserversorgung"
Technische Regeln, Arbeitsblatt W 151, Stand: Juli 1975, DVGW, Eschborn (1975)
- [85] E. Bartholomé (Hrsg.)
"Ullmanns Encyklopädie der technischen Chemie"
4., neubearbeitete und erweiterte Auflage, Bd. 9 'Butadien bis Cytostatica', Verlag Chemie, Weinheim/Bergstr. (1975)
- [86] J. Gauglhofer
"Chrom"
in: E. Merian (Hrsg.), "Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz", S. 409-424, Verlag Chemie, Weinheim/Deerfield Beach/Basel (1984)
- [87] E. Roßkamp
"Vorkommen, Bedeutung und Nachweis von Chrom"
in: K. Aurand/U. Hässelbarth/H. Lange-Asschenfeldt/W. Steuer (Hrsg.), "Die Trinkwasserverordnung - Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden", S. 200-203, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co, Berlin (1991)
- [88] H. Pisters
"Chrom im Zement und Chromatekzem"
Zement-Kalk-Gips 19 (1966) Nr. 10, S. 467-472
- [89] H. H. Dieter/R. Möller
"Vorkommen, Nachweis und Bedeutung von Silber"
in: K. Aurand/U. Hässelbarth/H. Lange-Asschenfeldt/W. Steuer (Hrsg.), "Die Trinkwasserverordnung - Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden", S. 420-423, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co, Berlin (1991)
- [90] E. Bartholomé (Hrsg.)
"Ullmanns Encyklopädie der technischen Chemie"
4., neubearbeitete und erweiterte Auflage, Bd. 23 'Textilhilfsmittel bis Vulkanfiber', Verlag Chemie, Weinheim/Deerfield Beach/Basel (1983)
- [91] J. Whitehead
"Titan"
in: E. Merian (Hrsg.), "Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz", S. 585-588, Verlag Chemie, Weinheim/Deerfield Beach/Basel (1984)
- [92] B. S. Bowerman/C. R. Kempf/D. R. MacKenzie/B. Siskind/P. L. Piciulo/S. A. Romano
"An Analysis of Low-Level Wastes: Review of Hazardous Waste Regulations and Identification of Radioactive Mixed Wastes"
Final Report NUREG/CR-4406 BNL-NUREG-51933, Brookhaven National Laboratory, Upton, December 1985

- [93] "Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Abfall) vom 10. April 1990 - Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen und biologischen Behandlung und Verbrennung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen" Gemeinsames Ministerialblatt 41 (1990) Nr. 11, S. 170-223
- [94] "Plan, Endlager für radioaktive Abfälle, Schachtanlage Konrad, Salzgitter" Textband 2, 9/86 in der Fassung 4/90, Kap. 3.9.4 'Ausbreitung von Radionukliden im Grubengebäude', S. 3.9-17 (Tab. 3.9.4/3) Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, April 1990
- [95] "Plan, Endlager für radioaktive Abfälle, Schachtanlage Konrad, Salzgitter" Textband 2, 9/86 in der Fassung 4/90, Kap. 3.9.5 'Ausbreitung von Radionukliden in der Geosphäre', S. 3.9-33 (Tab. 3.9.5/1) Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, April 1990
- [96] "Analysen quartären Grundwassers, I. Bauabschnitt, Hydrochemische Untersuchungen und Altersbestimmungen des oberflächennahen Grundwassers" BfS-Dok.-Nr. HG/RB/0048, EU 023
- [97] "Analysen quartären Grundwassers, II. Bauabschnitt, Hydrochemische Untersuchungen und Altersbestimmung des oberflächennahen Grundwassers (Endbericht)" BfS-Dok.-Nr. HG/RB/0023, EU 073.2
- [98] "Produktkontrolle radioaktiver Abfälle, - Schachtanlage Konrad -, Stand Dezember 1995" Interner BfS-Bericht ET-IB-45-Rev-3, Salzgitter, Dezember 1995, BfS-Dok.-Nr. MCD/RE/0001, EU 240

Liste I der Stofffamilien und Stoffgruppen

Die Liste I umfaßt die einzelnen Stoffe der nachstehend aufgeführten Stofffamilien und -gruppen mit Ausnahme der Stoffe, die aufgrund des geringen Toxizitäts-, Langlebigkeits- oder Bioakkumulationsrisikos als ungeeignet für die Liste I angesehen werden.

Stoffe, die im Hinblick auf Toxizität, Langlebigkeit oder Bioakkumulation für die Liste II geeignet sind, sind als Stoffe der Liste II zu behandeln.

1. Organische Halogenverbindungen und Stoffe, die im Wasser derartige Verbindungen bilden können
2. Organische Phosphorverbindungen
3. Organische Zinnverbindungen
4. Stoffe, die im oder durch Wasser krebserregende, mutagene oder teratogene Wirkung haben; dazu gehören auch Stoffe aus der Liste II, soweit sie diese Wirkungen haben
5. Quecksilber und Quecksilberverbindungen
6. Cadmium und Cadmiumverbindungen
7. Mineralöle und Kohlenwasserstoffe
8. Cyanid

Tab. 1 Grundwasserverordnung, Anlage: Liste I der Stofffamilien und Stoffgruppen [2]

Liste II der Stofffamilien und Stoffgruppen

Die Liste II umfaßt die einzelnen Stoffe und die Stoffkategorien aus den nachstehend aufgeführten Stofffamilien und Stoffgruppen, die eine schädliche Wirkung auf das Grundwasser haben können.

1. Folgende Metalloide und Metalle und ihre Verbindungen:

1.1 Zink	1.8 Antimon	1.15 Uran
1.2 Kupfer	1.9 Molybdän	1.16 Vanadium
1.3 Nickel	1.10 Titan	1.17 Kobalt
1.4 Chrom	1.11 Zinn	1.18 Thallium
1.5 Blei	1.12 Barium	1.19 Tellur
1.6 Selen	1.13 Beryllium	1.20 Silber
1.7 Arsen	1.14 Bor	

2. Biozide und davon abgeleitete Verbindungen, die nicht in der Liste I enthalten sind
3. 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
4. Giftige oder langlebige organische Siliziumverbindungen und Stoffe, die im Wasser zur Bildung solcher Verbindungen führen können, mit Ausnahme derjenigen, die biologisch unschädlich sind oder sich im Wasser rasch in biologisch unschädliche Stoffe umwandeln
5. Anorganische Phosphorverbindungen und reiner Phosphor
6. Fluoride
7. Ammoniak und Nitrite

Tab. 2 Grundwasserverordnung, Anlage: Liste II der Stofffamilien und Stoffgruppen [2]

Verbindungsklassen und Verbindungen	typische Vertreter
1. Alizyklische und aliphatische Verbindungen Gamma-Hexachlorcyclohexan Aldrin Dieldrin Endrin Chlordan Heptachlor Telodrin Stroban Toxaphen Mirex Kelevan Kepone halogenierte Kohlenwasserstoffe	Gamma-Hexachlorcyclohexan Heptachlor Mirex halogenierte Kohlenwasserstoffe
2. Halogenierte Benzole und Phenyllderivate Hexachlorbenzol polychlorierte Biphenyle andere halogenierte Biphenyle halogenierte Terphenyle	polychlorierte Biphenyle
3. Halogenierte Derivate von Diphenylmethan DDT DDD DDE Methoxychlor Dicofol Perthane	DDT

Tab. 3 Organische chemotoxische Stoffe - Verbindungsklassen, Verbindungen und typische Klassenvertreter

Verbindungsklassen und Verbindungen	typische Vertreter
4. Anellierte Aromaten halogenierte Naphthaline polykondensierte Aromaten (mit 4 und mehr Ringen)	Alpha-Chlornaphthalin Naphtacen
5. Halogenierte Phenole und Phenoxyverbindungen Pentachlorphenol Tetrachlorphenol Trichlorphenol halogenierte Diphenyläther	Trichlorphenol Diphenyläther
6. Heterozyklische Verbindungen halogenierte Dibenzodioxine halogenierte Dibenzofurane	chloriertes Dibenzofuran
7. Komplexbildner EDTA NTA Citronensäure Oxalsäure Weinsäure Harnstoff	EDTA Citronensäure
8. Tenside Fettaminäthoxylat Fettalkoholäthoxylat Alkylsulfonat Nonylphenolpolyäthoxylat Diäthylenglykolmonobutyläther Aethylendiaminpropylenoxyd (Blockpolymerisat) quartäre Ammoniumverbindungen	nichtionisches Tensid anionisches Tensid kationisches Tensid

Tab. 3 Organische chemotoxische Stoffe - Verbindungsklassen, Verbindungen und typische Klassenvertreter (Fortsetzung)

organischer chemotoxischer Stoff	kumulierte Masse in ca. 650.000 m ³ Abfallgebindevolumen [kg]	Verbindungs- klasse gemäß Tab. 3
Tenside	4,34 · 10 ⁵	8
nichtionische Tenside	1,74 · 10 ⁵	8
anionische Tenside	1,30 · 10 ⁵	8
Benzalkoniumchlorid	2,58 · 10 ²	8
Na-EDTA *)	2,10 · 10 ⁴	7
EDTA *)	3,96 · 10 ³	7
Na-NTA **)	1,94 · 10 ¹	7
Oxalsäure	7,41 · 10 ²	7
Na ₂ -Oxalat	1,21 · 10 ⁵	7
Citronensäure	1,55 · 10 ³	7
NH ₄ -Citrat	9,53 · 10 ⁴	7
Trinatriumcitrat	2,37 · 10 ⁴	7
Dinatriumhydrogencitrat	1,29 · 10 ⁴	7
Na ₂ -Tartrat (hier: für Weinsäure)	1,95 · 10 ⁴	7
halogenierte Phenole (hier: o-, m-, p-Chlorphenol)	8,60 · 10 ⁻³	5
halogenierte Naphthaline (hier: 2-Chlornaphthalin)	8,60 · 10 ⁻³	4
Biphenyle (hier: Monochlorbiphenyl)	1,72 · 10 ⁻³	2
Hexachlorbenzol	1,72 · 10 ⁻³	2
γ-Hexachlorcyclohexan (Lindan)	1,72 · 10 ⁻³	1
*) EDTA: Ethylendiamintetraessigsäure **) NTA: Nitrilotriessigsäure		

Tab. 4 Kumulierte Masse von organischen chemotoxischen Stoffen in ca. 650.000 m³ Abfallgebindevolumen

organische Verbindung	kumulierte Masse in ca. 650.000 m ³ Abfallgebindevolumen
	[kg]
Phosphorsäureester	$6,55 \cdot 10^4$
Tributylphosphat	$8,21 \cdot 10^2$
Dibutylphosphat	$7,89 \cdot 10^2$
Hexamethylphosphor- säuretriamid	$8,60 \cdot 10^{-3}$
Ölrückstände	$7,39 \cdot 10^4$
Öl	$4,84 \cdot 10^4$
Polystyrol	$2,45 \cdot 10^6$
Polyethylen (PE)	$1,44 \cdot 10^5$
PE/PP	$9,99 \cdot 10^4$
Divinylbenzol	$5,05 \cdot 10^4$
Polypropylen (PP)	$3,50 \cdot 10^4$
Alkane (Paraffine)	$2,77 \cdot 10^3$
Toluol	$9,79 \cdot 10^2$
Xylol	$9,79 \cdot 10^2$
Kerosin	$7,14 \cdot 10^1$
Mikrobiozid	$4,65 \cdot 10^3$
Siliziumverbindungen (org.)	$7,48 \cdot 10^4$
Siliconöl	$3,01 \cdot 10^3$
Fluoride (org.)	$5,96 \cdot 10^4$ *)
*) als Masse F gesamt (org.) berechnet	

Tab. 5 Kumulierte Masse von organischen Verbindungen in ca. 650.000 m³ Abfall-
gebindevolumen

anorganischer chemotoxischer Stoff	kumulierte Masse in ca. 650.000 m ³ Abfallgebindevolumen
	[kg]
Ag	$1,03 \cdot 10^5$
As	$3,37 \cdot 10^2$
B	$8,44 \cdot 10^5$
Ba	$7,74 \cdot 10^5$
Be	$2,45 \cdot 10^1$
Cd	$1,82 \cdot 10^5$
Co	$8,62 \cdot 10^4$
Cr gesamt	$3,05 \cdot 10^6$
Cr (VI)	$6,04 \cdot 10^5$
Cu	$2,63 \cdot 10^6$
Hg	$4,37 \cdot 10^1$
Mo	$1,69 \cdot 10^5$
Ni	$5,53 \cdot 10^6$
Pb	$3,34 \cdot 10^7$
Sb	$3,16 \cdot 10^4$
Se	$4,87 \cdot 10^1$
Sn	$7,24 \cdot 10^4$
Te	$3,24 \cdot 10^1$
Ti	$1,84 \cdot 10^7$
Tl	$6,49 \cdot 10^1$
U	$2,35 \cdot 10^4$
V	$1,34 \cdot 10^6$
Zn	$5,39 \cdot 10^5$

Tab. 6 Kumulierte Masse von anorganischen chemotoxischen Stoffen in ca. 650.000 m³ Abfallgebindevolumen

anorganischer Stoff	kumulierte Masse in ca. 650.000 m ³ Abfallgebindevolumen
	[kg]
Au	$1,47 \cdot 10^3$
Cs	$3,87 \cdot 10^3$
Ge *)	$8,96 \cdot 10^3$
Ir *)	$1,60 \cdot 10^0$
Li	$6,63 \cdot 10^4$
Os *)	$8,00 \cdot 10^1$
Pa *)	$4,00 \cdot 10^{-2}$
Pt	$1,03 \cdot 10^{-2}$
Rb	$7,10 \cdot 10^4$
Rh *)	$1,60 \cdot 10^0$
Sr	$8,08 \cdot 10^5$
Asbest	$1,50 \cdot 10^6$
Al	$3,20 \cdot 10^7$
Bi	$3,64 \cdot 10^4$
Ca	$1,80 \cdot 10^8$
Cl	$2,92 \cdot 10^5$
Fe	$6,32 \cdot 10^8$
K	$3,48 \cdot 10^6$
Mg	$7,65 \cdot 10^6$
Mn	$2,65 \cdot 10^6$
Na	$5,86 \cdot 10^6$
Th	$1,16 \cdot 10^4$
*) im Rahmen der Bestandsaufnahme nicht spezifiziert	

Tab. 7 Kumulierte Masse von anorganischen Stoffen in ca. 650.000 m³ Abfallgebindevolumen

anorganische Verbindung	kumulierte Masse in ca. 650.000 m ³ Abfallgebindevolumen
	[kg]
NH ₄	$8,16 \cdot 10^5$
NO ₃	$6,32 \cdot 10^5$
SiO ₂	$7,43 \cdot 10^5$
SO ₄	$1,31 \cdot 10^6$
Cyanide	$2,74 \cdot 10^4$
Fluoride (anorg.)	$2,90 \cdot 10^5$ *)
Nitrite	$1,29 \cdot 10^4$
Calciumpyrophosphat	$2,02 \cdot 10^5$
Phosphate	$1,65 \cdot 10^5$
Zn-Phosphat/Oxid	$6,46 \cdot 10^4$
Na ₅ -Tripolyphosphat	$4,32 \cdot 10^4$
Komplexphosphate	$2,06 \cdot 10^4$
Phosphonate	$1,61 \cdot 10^4$
Kaliumpyrophosphat	$1,16 \cdot 10^4$
Natriumdihydrogen- diphosphat	$1,89 \cdot 10^3$
Phosphorpentoxid	$7,39 \cdot 10^2$
*) als Masse F gesamt (anorg.) berechnet	

Tab. 8 Kumulierte Masse von anorganischen Verbindungen in ca. 650.000 m³ Abfallgebindevolumen

Parameter	Prüfwerte Stand: Oktober 1993	aktualisierte Prüfwerte Stand: 03. Dezember 1996
	[mg/l]	[mg/l]
Antimon (Sb)	0,002 - 0,01	0,01
Arsen (As)	0,002 - 0,01	0,01
Barium (Ba)	0,01 - 0,2	0,3
Blei (Pb)	0,01 - 0,04	0,01
Cadmium (Cd)	0,001 - 0,05	0,05
Chromat (Cr)	0,005 - 0,02	0,008
Kobalt (Co)	0,02 - 0,05	0,05
Kupfer (Cu)	0,02 - 0,05	0,05
Molybdän (Mo)	0,02 - 0,05	0,05
Nickel (Ni)	0,0005 - 0,001	0,001
Selen (Se)	0,005 - 0,01	0,01
Thallium (Tl)		0,008
Vanadium (V)		0,05
Zink (Zn)	0,1 - 0,3	0,3
Zinn (Sn)	0,01 - 0,04	0,04
Cyanid, gesamt (CN ⁻)	0,03 - 0,05	0,05
Cyanid, leicht freisetzbar (CN ⁻)	0,005 - 0,01	0,01
Fluorid (F)	0,05 - 1,5	0,75

Tab. 9 Vergleich der Prüfwerte aus den LAWA-Empfehlungen mit Stand: Oktober 1993 und der aktualisierten Prüfwerte mit Stand: 03. Dezember 1996

Parameter	Prüfwerte Stand: Oktober 1993	aktualisierte Prüfwerte Stand: 03. Dezember 1996
	[mg/l]	[mg/l]
PAK, gesamt *)	0,0001 - 0,0002	0,0002
Naphthalin als Einzelstoff	0,001 - 0,002	0,002
LHKW, gesamt **)	0,002 - 0,01	0,01
Σ LHKW, karzinogen	0,001 - 0,003	0,003
PSM, gesamt ***)	0,0001 - 0,0005	0,0005
PSM, Einzelstoff		0,0001
PCB, gesamt ****)	0,0001 - 0,0005	0,00005
PCB, Einzelstoff		0,00001
Kohlenwasserstoffe (ohne Aromaten)	0,1 - 0,2	0,1
BTX-Aromaten, gesamt †)	0,01 - 0,03	0,01
Benzol als Einzelstoff	0,001 - 0,003	0,001
Phenole, wasserdampf- flüchtig	0,01 - 0,02	0,02
Chlorphenole, gesamt	0,0005 - 0,001	0,001
Chlorbenzole, gesamt	0,0005 - 0,001	0,001
*) PAK: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe **) LHKW: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe ***) PSM: Pflanzenschutzmittel ****) PCB: Polychlorierte Biphenyle †) BTX-Aromaten: Leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe (Benzol, Toluol, Xylol, ...)		

Tab. 9 Vergleich der Prüfwerte aus den LAWA-Empfehlungen mit Stand: Oktober 1993 und der aktualisierten Prüfwerte mit Stand: 03. Dezember 1996 (Fortsetzung)

organischer chemotoxischer Stoff	Löslichkeit [g/l]	Zitat
Tenside (hier: Alkansulfonate)	gut löslich	[21]
nichtionische Tenside	gut löslich	[32]
anionische Tenside		
Benzalkoniumchlorid	leicht löslich	[21]
Na ₂ -EDTA	105	[52]
Na ₃ -EDTA	480	[52]
Na ₄ -EDTA	500	[52]
EDTA	0,1	[52]
EDTA	0,2	[53]
EDTA	0,4	[32]
Na-NTA (Trinatriumsalz)	640	[32]
Na-NTA (Säure)	1,3	[32, 54]
Oxalsäure	87	[53]
Na ₂ -Oxalat	37	[50]
Citronensäure	771	[53]
NH ₄ -Citrat	1000	[50]
Trinatriumcitrat	720	[50]
Dinatriumhydrogencitrat	926	[50]
Na ₂ -Tartrat	290	[50]
o-Chlorphenol	28	[55]
m-Chlorphenol	26	[55]
p-Chlorphenol	27	[55]
2-Chlornaphthalin	unlöslich 1,0 · 10 ⁻⁴	[50] [51]
Monochlorbiphenyl	1,0 · 10 ⁻³ bis 6,0 · 10 ⁻³ 4,13 · 10 ⁻³	[56] [52]
Hexachlorbenzol	unlöslich 5,0 · 10 ⁻⁶	[51, 57] [52]
γ-Hexachlorcyclohexan	7,8 · 10 ⁻³	[58]

Tab. 10 Löslichkeiten organischer chemotoxischer Stoffe in Wasser bei etwa 20 °C

organische Verbindung	Löslichkeit [g/l]	Zitat
Phosphorsäureester		
Tributylphosphat	schwer löslich $1,0 \cdot 10^{-3}$	[22, 50] [51]
Dibutylphosphat		
Hexamethylphosphorsäuretriamid	unlöslich $1,0 \cdot 10^{-4}$	[50] [51]
Kohlenwasserstoffe	alle fast nicht löslich	[59]
Ölrückstände	unlöslich $1,0 \cdot 10^{-4}$	[24, 25]
Öl	unlöslich $1,0 \cdot 10^{-4}$	[24, 25]
Polystyrol	unlöslich $1,0 \cdot 10^{-4}$	[50] [51]
Polyethylen (PE)	unlöslich $1,0 \cdot 10^{-4}$	[24, 50] [51]
PE / PP	unlöslich $1,0 \cdot 10^{-4}$	[24, 50] [51]
Divinylbenzol	$4,68 \cdot 10^{-2}$	[60]
Polypropylen (PP)	unlöslich $1,0 \cdot 10^{-4}$	[50] [51]
Alkane (Paraffine)	unlöslich $1,0 \cdot 10^{-4}$	[20, 21, 34, 61]
Toluol	0,47 0,515	[62, 63] [64]
Xylol	$1,0 \cdot 10^{-3}$ bis 1	[65]
o-, m-, p-Xylol (für alle Isomere)	0,18	[66]
o-Xylol	0,136	[62, 63]
Kerosin	$5,0 \cdot 10^{-3}$	[62, 63]
Mikrobiozid		
Siliziumverbindungen (org.)	unlöslich $1,0 \cdot 10^{-4}$	[51]
Siliconöl	unlöslich $1,0 \cdot 10^{-4}$	[23] [51]
Fluoride (org.) (hier: Fluorkohlenwasserstoffe)	unlöslich $1,0 \cdot 10^{-4}$	[25] [51]

Tab. 11 Löslichkeiten organischer Verbindungen in Wasser bei etwa 20 °C

anorganischer chemotoxischer Stoff	Löslichkeit [g/l]	anorganischer Stoff	Löslichkeit [g/l]
Ag	$1,1 \cdot 10^{-1}$	Au	$1,0 \cdot 10^{-4}$
As	$7,5 \cdot 10^{-2}$	Cs	$1,3 \cdot 10^0$
B	$6,3 \cdot 10^1$	Ge	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Ba	$2,2 \cdot 10^{-3}$	Ir	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Be	$9,0 \cdot 10^{-2}$	Li	$3,9 \cdot 10^{-1}$
Cd	$1,1 \cdot 10^{-5}$	Os	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Co	$5,9 \cdot 10^{-2}$	Pa	$2,3 \cdot 10^{-3}$
Cr gesamt	$1,0 \cdot 10^{-4}$	Pt	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Cr (VI)	$1,0 \cdot 10^{-4}$	Rb	$4,5 \cdot 10^3$
Cr (VI)	$1,6 \cdot 10^2$	Rh	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Cu	$6,4 \cdot 10^{-2}$	Sr	$8,7 \cdot 10^{-1}$
Hg	$1,0 \cdot 10^{-4}$	Al	$1,0 \cdot 10^{-2}$
Mo	$4,8 \cdot 10^{-5}$	Bi	$2,1 \cdot 10^{-2}$
Ni	$5,9 \cdot 10^{-2}$	Ca	$9,5 \cdot 10^{-2}$
Pb	$2,1 \cdot 10^{-2}$	Cl	$3,9 \cdot 10^2$
Sb	$1,2 \cdot 10^{-2}$	Fe	$1,0 \cdot 10^{-2}$
Se	$7,9 \cdot 10^{-1}$	K	$1,2 \cdot 10^2$
Sn	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Mg	$6,2 \cdot 10^{-3}$
Te	$1,3 \cdot 10^{-2}$	Mn	$2,0 \cdot 10^{-3}$
Ti	$4,8 \cdot 10^{-5}$	Na	$9,2 \cdot 10^2$
Tl	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Th	$6,8 \cdot 10^{-7}$
U	$1,0 \cdot 10^{-9}$		
V	$5,1 \cdot 10^{-6}$		
Zn	$6,5 \cdot 10^{-3}$		

Tab. 12 Löslichkeiten von anorganischen chemotoxischen Stoffen und anorganischen Stoffen in Wasser bei etwa 20 °C

anorganische Verbindung	Löslichkeit [g/l]	Zitat
NH ₄ (hier: NH ₄ NO ₃)	1,1 · 10 ³	[50]
NO ₃ (hier: NaNO ₃)	9,2 · 10 ²	[50]
SiO ₂	unlöslich 1,0 · 10 ⁻⁴	[50] [51]
SO ₄ (hier: BaSO ₄)	2,2 · 10 ⁻³	[50]
Kaliumferrocyanid	278	[50]
Nickelferrocyanid	unlöslich 1,0 · 10 ⁻⁴	[50] [51]
Fluoride (anorg.) (hier: NaF)	4,2 · 10 ¹	[50]
Nitrite (hier: NaNO ₂)	8,1 · 10 ²	[50]
Calciumpyrophosphat	unlöslich 1,0 · 10 ⁻⁴	[50] [51]
Phosphate		
Zn-Phosphat	unlöslich 1,0 · 10 ⁻⁴	[50] [51]
Zn-Oxid	1,6 · 10 ⁻³	[50]
Na ₅ -Tripolyphosphat	1,45 · 10 ²	[50]
Komplexphosphate		
Phosphonate	z. T. leicht, z. T. schwer löslich	[23]
Kaliumpyrophosphat	leicht löslich	[50]
Natriumdihydrogenphosphat	599	[50]
Phosphorpentoxid	zersetzt sich zu H ₃ PO ₄	[23, 50]

Tab. 13 Löslichkeiten von anorganischen Verbindungen in Wasser bei etwa 20 °C

organischer chemotoxischer Stoff	Prüfwert LAWA [mg/l]	Grenzkonzentration Trinkwasserverordnung [mg/l]	Grenzkonzentration *) DVGW-Regelwerk [mg/l]
Tenside			
nichtionische Tenside		} 0,2	0,1
anionische Tenside			0,1
Benzalkoniumchlorid			
Na-EDTA			} 0,05
EDTA			
Na-NTA			0,01
Oxalsäure			
Na ₂ -Oxalat			
Citronensäure			
NH ₄ -Citrat			
Trinatriumcitrat			
Dinatriumhydrogencitrat			
Na ₂ -Tartrat			
o-, m-, p-Chlorphenol	0,00001	0,0001	
2-Chlornaphthalin	0,0002	0,0002	0,0001
Monochlorbiphenyl	0,00001	0,0001	
Hexachlorbenzol	0,00001	0,0001	
Hexachlorcyclohexan (Lindan)	0,00001	0,0001	
*) Normalanforderungen			

Tab. 14 Vergleich der Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen für organische chemotoxische Stoffe

organischer chemotoxischer Stoff	Konzentration im Tiefenwasser [g/l]	Löslichkeit [g/l]	Konzentration im oberflächennahen Grundwasser [g/l]	Prüfwert/ Grenzkonzentration [g/l]	Zitat
Tenside	$4,3 \cdot 10^{-1}$		$4,3 \cdot 10^{-5}$	} $2,0 \cdot 10^{-4}$	[16, 17]
nichtionische Tenside	$1,7 \cdot 10^{-1}$		$1,7 \cdot 10^{-5}$		
anionische Tenside	$1,3 \cdot 10^{-1}$		$1,3 \cdot 10^{-5}$		
Benzalkoniumchlorid	$2,5 \cdot 10^{-4}$		$2,5 \cdot 10^{-8}$	} $5,0 \cdot 10^{-6}$	[17]
Na-EDTA	$2,1 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^2$	$2,1 \cdot 10^{-6}$		
EDTA	$3,9 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$3,9 \cdot 10^{-7}$	} $1,0 \cdot 10^{-5}$	[17]
Na-NTA	$1,9 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^2$	$1,9 \cdot 10^{-9}$		
Oxalsäure	} $2,9 \cdot 10^{-1}$	$3,7 \cdot 10^1$	$2,9 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	[15]
Na ₂ -Oxalat					
Citronensäure					
NH ₄ -Citrat					
Trinatriumcitrat					
Dinatriumhydrogencitrat					
Na ₂ -Tartrat					
o-, m-, p-Chlorphenol	$8,6 \cdot 10^{-9}$	$2,6 \cdot 10^1$	$8,6 \cdot 10^{-13}$	$1,0 \cdot 10^{-8}$	[15]
2-Chlor-naphthalin	$8,6 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$8,6 \cdot 10^{-13}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	[17]
Monochlorbiphenyl	$1,7 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-13}$	$1,0 \cdot 10^{-8}$	[15]
Hexachlorbenzol	$1,7 \cdot 10^{-9}$	$5,0 \cdot 10^{-6}$	$1,7 \cdot 10^{-13}$	$1,0 \cdot 10^{-8}$	[15]
γ-Hexachlorcyclohexan (Lindan)	$1,7 \cdot 10^{-9}$	$7,8 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-13}$	$1,0 \cdot 10^{-8}$	[15]

Tab. 15 Modellbetrachtung zum Vergleich von organischen chemotoxischen Stoffen in Wässern mit Prüfwerten für Grundwasser bzw. Grenzkonzentrationen im Trinkwasser

organische Verbindung	Prüfwert LAWA [mg/l]	Grenzkonzentration Trinkwasserverordnung [mg/l]	Grenzkonzentration *) DVGW-Regelwerk [mg/l]			
Phosphorsäureester	} 0,2	}	}			
Tributylphosphat				6,7	0,15	
Dibutylphosphat						
Hexamethylphosphorsäuretriamid						
Ölrückstände	} 0,1	}	}			
Öl						
Polystyrol						
Polyethylen (PE)						
PE/PP						
Divinylbenzol				0,1	0,01	0,05
Polypropylen (PP)						
Alkane (Paraffine)						
Toluol				} 0,01	}	}
Xylole						
Kerosin						
Mikrobiozid	0,0005	0,0005	0,0001			
Siliziumverbindungen**) (org.)						
Siliconöl **)						
Fluoride (org.)	0,75	1,5	1,0			
*) Normalanforderungen		**) gemeinsame Bewertung mit SiO ₂				

Tab. 16 Vergleich der Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen für organische Verbindungen

organische Verbindung	Konzentration im Tiefenwasser [g/l]	Löslichkeit [g/l]	Konzentration im oberflächennahen Grundwasser [g/l]	Prüfwert/ Grenzkonzentration [g/l]	Zitat		
Phosphorsäure-ester	$6,5 \cdot 10^{-2}$		$6,5 \cdot 10^{-6}$	} $1,5 \cdot 10^{-4}$	[17]		
Tributylphosphat	$8,2 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$8,2 \cdot 10^{-8}$				
Dibutylphosphat	$7,8 \cdot 10^{-4}$		$7,8 \cdot 10^{-8}$				
Hexamethylphosphorsäure-triamid	$8,6 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$8,6 \cdot 10^{-13}$				
Ölrückstände	$7,3 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	} $1,0 \cdot 10^{-4}$	[15]		
Öl	$4,8 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$				
Polystyrol	$2,4 \cdot 10^0$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$				
Polyethylen (PE)	$1,4 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$				
PE/PP	$9,9 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$				
Divinylbenzol	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$4,6 \cdot 10^{-2}$	$4,6 \cdot 10^{-5}$			} $5,0 \cdot 10^{-5}$	[17]
Polypropylen (PP)	$3,5 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$			$1,0 \cdot 10^{-5}$	[16]
Alkane (Paraffine)	$2,7 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$				
Toluol	$9,7 \cdot 10^{-4}$	$4,7 \cdot 10^{-1}$	$9,7 \cdot 10^{-8}$				
Xylole	$9,7 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$9,7 \cdot 10^{-8}$				
Kerosin	$7,1 \cdot 10^{-5}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$7,1 \cdot 10^{-9}$				
Mikrobiozid	$4,6 \cdot 10^{-3}$		$4,6 \cdot 10^{-7}$			} $1,0 \cdot 10^{-7}$	[17]
						} $5,0 \cdot 10^{-7}$	[15, 16]
Siliziumverbindungen *) (org.)	$7,4 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$				
Siliconöl *)	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$				
Fluoride (org.)	$5,9 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$7,5 \cdot 10^{-4}$	[15]		

*) gemeinsame Bewertung mit SiO₂

Tab. 17 Modellbetrachtung zum Vergleich von organischen Verbindungen in Wässern mit Prüfwerten für Grundwasser bzw. Grenzkonzentrationen im Trinkwasser

anorganischer Stoff	Konzentration im Tiefenwasser [g/l]	Löslichkeit [g/l]	Konzentration im oberflächennahen Grundwasser [g/l]	Prüfwert/ Grenzkonzentration [g/l]	Zitat
Au	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	[15,16]
Cs	$3,8 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^0$	$3,8 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	[15,16]
Ge	$8,9 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	[15,16]
Ir	$1,6 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-10}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	[15,16]
Li	$6,6 \cdot 10^{-2}$	$3,9 \cdot 10^{-1}$	$6,6 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	[15,16]
Os	$8,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$8,0 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	[15,16]
Pa	$4,0 \cdot 10^{-8}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-12}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	[15,16]
Pt	$1,0 \cdot 10^{-8}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-12}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	[15,16]
Rb	$7,1 \cdot 10^{-2}$	$4,2 \cdot 10^2$	$7,1 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	[15,16]
Rh	$1,6 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-10}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	[15,16]
Sr	$8,0 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	[15,16]

Tab. 18 Modellbetrachtung zum Vergleich von anorganischen Stoffen, die mutagene Wirkung haben, mit Prüfwerten für Grundwasser bzw. Grenzkonzentrationen im Trinkwasser

anorganischer chemotoxischer Stoff	Prüfwert LAWA [mg/l]	Grenzkonzentration Trinkwasserverordnung [mg/l]	Grenzkonzentration *) DVGW-Regelwerk [mg/l]
Hg	0,001	0,001	0,0005
Cd	0,05	0,005	0,001

*) Normalanforderungen

Tab. 19 Vergleich der Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen für Quecksilber und Cadmium

anorganischer chemo-toxischer Stoff	Konzentration im Tiefenwasser [g/l]	Löslichkeit [g/l]	Konzentration im oberflächennahen Grundwasser [g/l]	Prüfwert/ Grenzkonzentration [g/l]	Zitat
Hg	$4,3 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$4,3 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	[14]
Cd	$1,8 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	[15]

Tab. 20 Modellbetrachtung zum Vergleich von Quecksilber- und Cadmiumkonzentrationen in Wässern mit Prüfwerten für Grundwasser bzw. Grenzkonzentrationen im Trinkwasser

anorganische Verbindung	Prüfwert LAWA [mg/l]	Grenzkonzentration Trinkwasserverordnung [mg/l]	Grenzkonzentration *) DVGW-Regelwerk [mg/l]
Cyanid	0,05	0,05	0,01
*) Normalanforderungen			

Tab. 21 Vergleich der Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen für Cyanid

anorganische Verbindung	Konzentration im Tiefenwasser [g/l]	Löslichkeit [g/l]	Konzentration im oberflächennahen Grundwasser [g/l]	Prüfwert/ Grenzkonzentration [g/l]	Zitat
Cyanid	$2,7 \cdot 10^{-2}$	$2,7 \cdot 10^2$	$2,7 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	[17]

Tab. 22 Modellbetrachtung zum Vergleich von Cyanidkonzentrationen in Wässern mit Grenzkonzentrationen im Trinkwasser

anorganischer chemotoxischer Stoff	Prüfwert LAWA	Grenzkonzentration Trinkwasserverordnung	Grenzkonzentration *) DVGW-Regelwerk
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Ag		0,01	
As	0,01	0,01	0,005
B	0,1	1,0	0,5
Ba	0,3	1,0	
Be			
Co	0,05		
Cr ges.	0,05	0,05	0,03
Cr (VI)	0,008		
Cu	0,05	3,0 **)	0,02
Mo	0,05		
Ni	0,001	0,05	0,03
Pb	0,01	0,04	0,01
Sb	0,01	0,01	
Se	0,01	0,01	0,001
Sn	0,04		
Te			
Ti			
Tl	0,008		
U			
V	0,05		
Zn	0,3	5,0 **)	0,1

*) Normalanforderungen **) Richtwert

Tab. 23 Vergleich der Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen für die in der Grundwasserverordnung, Liste II, lfd. Nr. 1 genannten anorganischen chemotoxischen Stoffe

anorganischer chemotoxischer Stoff	Konzentration im Tiefenwasser [g/l]	Löslichkeit [g/l]	Konzentration im oberflächennahen Grundwasser [g/l]	Prüfwert/ Grenzkonzen- tration [g/l]	Zitat
Ag	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	[16]
As	$3,3 \cdot 10^{-4}$	$7,5 \cdot 10^{-2}$	$3,3 \cdot 10^{-8}$	$5,0 \cdot 10^{-6}$	[17]
B	$8,4 \cdot 10^{-1}$	$6,3 \cdot 10^1$	$8,4 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	[14]
Ba	$7,7 \cdot 10^{-1}$	$2,2 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	[15]
Be	$2,4 \cdot 10^{-5}$	$9,0 \cdot 10^{-2}$	$2,4 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	[84]
Co	$8,6 \cdot 10^{-2}$	$5,9 \cdot 10^{-2}$	$5,9 \cdot 10^{-5}$ *)	$5,0 \cdot 10^{-5}$	[15]
Cr ges.	$3,0 \cdot 10^0$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$3,0 \cdot 10^{-5}$	[17]
Cr (VI)	$6,0 \cdot 10^{-1}$	$\left\{ \begin{array}{l} 1,0 \cdot 10^{-4} \\ 1,6 \cdot 10^2 \end{array} \right.$	$\left. \begin{array}{l} 1,0 \cdot 10^{-7} \\ 6,0 \cdot 10^{-5} \end{array} \right\}$	$8,0 \cdot 10^{-6}$	[15]
Cu	$2,6 \cdot 10^0$	$6,4 \cdot 10^{-2}$	$6,4 \cdot 10^{-5}$ *)	$2,0 \cdot 10^{-5}$	[17]
Mo	$1,6 \cdot 10^{-1}$	$4,8 \cdot 10^{-5}$	$4,8 \cdot 10^{-8}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	[15]
Ni	$5,5 \cdot 10^0$	$5,9 \cdot 10^{-2}$	$5,9 \cdot 10^{-5}$ *)	$1,0 \cdot 10^{-6}$	[15]
Pb	$3,3 \cdot 10^1$	$2,1 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-5}$ *)	$1,0 \cdot 10^{-5}$	[15, 17]
Sb	$3,1 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$ *)	$1,0 \cdot 10^{-5}$	[15, 16]
Se	$4,8 \cdot 10^{-5}$	$7,9 \cdot 10^{-1}$	$4,8 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	[17]
Sn	$7,2 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$4,0 \cdot 10^{-5}$	[15]
Te	$3,2 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$3,2 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	[13]
Ti	$1,8 \cdot 10^1$	$4,8 \cdot 10^{-5}$	$4,8 \cdot 10^{-8}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	
Tl	$6,4 \cdot 10^{-5}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$6,4 \cdot 10^{-9}$	$8,0 \cdot 10^{-6}$	[15]
U	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-12}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	
V	$1,3 \cdot 10^0$	$5,1 \cdot 10^{-6}$	$5,1 \cdot 10^{-9}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	[15]
Zn	$5,3 \cdot 10^{-1}$	$6,5 \cdot 10^{-3}$	$6,5 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	[15]

*) ohne Berücksichtigung von Sorption und Rückhaltung

Tab. 24 Modellbetrachtung zum Vergleich von Konzentrationen anorganischer chemotoxischer Stoffe in Wässern mit Prüfwerten für Grundwasser bzw. Grenzkonzentrationen im Trinkwasser

organische Verbindung	Prüfwert LAWA [mg/l]	Grenzkonzentration Trinkwasserverordnung [mg/l]	Grenzkonzentration *) DVGW-Regelwerk [mg/l]
PO ₄ ³⁻	0,2	6,7	0,15

Tab. 25 Vergleich der Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen für PO₄³⁻

anorganische Verbindung	Konzentration im Tiefenwasser [g/l]	Löslichkeit [g/l]	Konzentration im oberflächennahen Grundwasser [g/l]	Prüfwert/ Grenzkonzentration [g/l]	Zitat
Calciumpyrophosphat	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	} $1,5 \cdot 10^{-4}$	[17]
Phosphate	$1,6 \cdot 10^{-1}$		$1,6 \cdot 10^{-5}$		
Zn-Phosphat/ Oxid	$6,4 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$		
Na ₅ -Triphosphat	$4,3 \cdot 10^{-2}$	$1,4 \cdot 10^2$	$4,3 \cdot 10^{-6}$		
Komplexphosphate	$2,0 \cdot 10^{-2}$		$2,0 \cdot 10^{-6}$		
Phosphonate	$1,6 \cdot 10^{-2}$		$1,6 \cdot 10^{-6}$		
Kaliumpyrophosphat	$1,1 \cdot 10^{-2}$		$1,1 \cdot 10^{-6}$		
Natriumdihydrogenphosphat	$1,8 \cdot 10^{-3}$	$5,9 \cdot 10^2$	$1,8 \cdot 10^{-7}$		
Phosphor-pentoxid *)	$9,8 \cdot 10^{-4}$ **)		$9,8 \cdot 10^{-8}$		

*) zersetzt sich zu H₃PO₄ **) als PO₄³⁻

Tab. 26 Modellbetrachtung zum Vergleich von Konzentrationen anorganischer Phosphorverbindungen mit Prüfwerten für Grundwasser bzw. Grenzkonzentrationen im Trinkwasser

organische Verbindung	Prüfwert LAWA [mg/l]	Grenzkonzentration Trinkwasserverordnung [mg/l]	Grenzkonzentration *) DVGW-Regelwerk [mg/l]
Fluoride	0,75	1,5	1,0
Nitrite	0,3	0,1	
*) Normalanforderungen			

Tab. 27 Vergleich der Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen für Fluoride und Nitrite

anorganische Verbindung	Konzentration im Tiefenwasser [g/l]	Löslichkeit [g/l]	Konzentration im oberflächennahen Grundwasser [g/l]	Prüfwert/ Grenzkonzentration [g/l]	Zitat
Fluoride	$2,9 \cdot 10^{-1}$	$4,2 \cdot 10^1$	$2,9 \cdot 10^{-5}$	$7,5 \cdot 10^{-4}$	[15]
Nitrite	$1,2 \cdot 10^{-2}$	$8,1 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	[16]

Tab. 28 Modellbetrachtung zum Vergleich von Konzentrationen von Fluoriden und Nitriten in Wässern mit Prüfwerten für Grundwasser bzw. Grenzkonzentrationen im Trinkwasser

anorganischer Stoff/ anorganische Verbindung	Prüfwert LAWA [mg/l]	Grenzkonzentration Trinkwasserverordnung [mg/l]	Grenzkonzentration *) DVGW-Regelwerk [mg/l]
Ca	20	400	100
Cl	30	250	100
Fe	**)	0,2	0,2
K	10	12	
Mg	10	50	30
Mn	**)	0,05	0,03
Na	20	150	60
NH ₄	0,3	0,5	0,2
NO ₃	10	50	25
SO ₄	30	240	100
*) Normalanforderungen		**) deutliche Änderung	

Tab. 29 Vergleich der Prüfwerte bzw. Grenzkonzentrationen für anorganische Stoffe und Verbindungen

anorganischer Stoff/ anorganische Verbindung	Konzentration im Tiefenwasser [g/l]	Löslichkeit [g/l]	Konzentration im oberflächennahen Grundwasser [g/l]	Prüfwert/ Grenzkonzentration [g/l]	Zitat
Ca	$1,8 \cdot 10^2$	$9,5 \cdot 10^{-2}$	$9,5 \cdot 10^{-5}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	[14]
Cl	$2,9 \cdot 10^{-1}$	$3,9 \cdot 10^2$	$2,9 \cdot 10^{-5}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	[14]
Fe	$6,3 \cdot 10^2$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	[16,17]
K	$3,4 \cdot 10^0$	$1,2 \cdot 10^2$	$3,4 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	[14]
Mg	$7,6 \cdot 10^0$	$6,2 \cdot 10^{-3}$	$6,2 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	[14]
Mn	$2,6 \cdot 10^0$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-5}$	[17]
Na	$5,8 \cdot 10^0$	$9,2 \cdot 10^2$	$5,8 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	[14]
NH ₄	$8,1 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^3$	$8,1 \cdot 10^{-5}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	[17]
NO ₃	$6,3 \cdot 10^{-1}$	$9,2 \cdot 10^2$	$6,3 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	[14]
SO ₄	$1,3 \cdot 10^0$	$2,2 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	[14]

Tab. 30 Modellbetrachtung zum Vergleich von Konzentrationen für Elemente und anorganische Verbindungen in Wässern mit Prüfwerten für Grundwasser bzw. Grenzkonzentrationen im Trinkwasser

anorganischer Stoff	Konzentration im Tiefenwasser [g/l]	Löslichkeit [g/l]	Konzentration im oberflächennahen Grundwasser [g/l]	Grenzkonzentration [g/l]	Zitat
Bi	$3,6 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	[63]
Th	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$6,8 \cdot 10^{-7}$	$6,8 \cdot 10^{-10}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	

Tab. 31 Modellbetrachtung zum Vergleich der Konzentrationen von Wismut und Thorium in Wässern mit Grenzkonzentrationen im Trinkwasser

Stoff/ Verbindung	gemessene *) Konzentration	berechnete Konzentration
	[g/l]	[g/l]
Al	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$
Ba	$4,0 \cdot 10^{-5}$	$2,2 \cdot 10^{-7}$
Br	$1,0 \cdot 10^{-5}$	
Fe	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$
J	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$5,3 \cdot 10^{-12}$
Mn	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-7}$
Si	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$8,3 \cdot 10^{-3}$
Sr	$4,4 \cdot 10^{-4}$	$7,6 \cdot 10^{-5}$
Zn	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$6,5 \cdot 10^{-7}$
BO ₃	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$4,3 \cdot 10^{-6}$
NH ₄	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$8,1 \cdot 10^{-5}$
NO ₂	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$
NO ₃	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$7,4 \cdot 10^{-5}$
PO ₄	$8,0 \cdot 10^{-4}$	$2,4 \cdot 10^{-5}$
*) untere Werte		

Tab. 32 Vergleich der im oberflächennahen Grundwasser gemessenen (Mai 1984 bis Juni 1985) und berechneten Konzentrationen von Stoffen und Verbindungen

Stoff/ Verbindung	gemessene *) Konzentration	berechnete Konzentration
	[g/l]	[g/l]
Al	$< 1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$
Ba	$3,0 \cdot 10^{-5}$	$2,2 \cdot 10^{-7}$
Br	$1,0 \cdot 10^{-5}$	
Ca	$8,4 \cdot 10^{-2}$	$9,5 \cdot 10^{-6}$
Cl	$2,7 \cdot 10^{-2}$	$2,9 \cdot 10^{-5}$
F	ND **)	$2,9 \cdot 10^{-6}$
Fe	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$
J	$2,0 \cdot 10^{-5}$	$5,3 \cdot 10^{-12}$
K	$7,5 \cdot 10^{-4}$	$3,4 \cdot 10^{-4}$
Li	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$6,4 \cdot 10^{-6}$
Mg	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$6,2 \cdot 10^{-7}$
Mn	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$2,0 \cdot 10^{-7}$
Na	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$5,8 \cdot 10^{-4}$
Rb	ND **)	$6,6 \cdot 10^{-6}$
Si	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$8,3 \cdot 10^{-3}$
Sr	$2,8 \cdot 10^{-4}$	$7,6 \cdot 10^{-5}$
Zn	ND **)	$6,5 \cdot 10^{-7}$
BO ₃	$2,0 \cdot 10^{-5}$	$4,3 \cdot 10^{-6}$
CO ₂	0	
CO ₃	0	
HCO ₃	$2,5 \cdot 10^{-1}$	
NH ₄	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$8,1 \cdot 10^{-5}$
NO ₂	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$
NO ₃	$8,3 \cdot 10^{-5}$	$7,4 \cdot 10^{-5}$
PO ₄	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-5}$
SO ₄	$8,1 \cdot 10^{-2}$	$2,2 \cdot 10^{-7}$
*) untere Werte		**) ND: not detected

Tab. 33 Vergleich der im oberflächennahen Grundwasser gemessenen (November 1985) und berechneten Konzentrationen an Stoffen und Verbindungen