

1 Vorwort

1.1 Einleitung

Die Problematik der Altlasten des Uranerzbergbaus findet in Sachsen und Thüringen in der Öffentlichkeit, bei den zuständigen Behörden sowie in der Wissenschaft große Beachtung. Neben den zahlreichen Veröffentlichungen in Presse und Fachzeitschriften zeigte die rege Teilnahme an den beiden internationalen Tagungen „Uranbergbau und Hydrogeologie“ I (1995) und II (1998) das gestiegene Interesse auf diesem Gebiet.

Diese Arbeit befaßt sich mit einer Art der Uranbergbau-Altlasten, die dem Sanierungsmanagement der Wismut GmbH nicht obliegt. Die hier bearbeiteten Tailings (= Rückstände der Erzaufbereitung) wurden zwischen 1957 und 1962 nach Stilllegung der Uranerzaufbereitung von der Wismut an die Kommunen rückübertragen und unterlagen teilweise mehrfach weiteren Nutzungen. Die Erkundung, Sanierung und Überwachung dieser Tailings in komplexer hydrogeologischer Situation fällt demzufolge auch in den Zuständigkeitsbereich der kommunalen Betreiber – unabhängig von den 13 Mrd. DM Sanierungsgeldern der Wismut.

Ablagerungen aus der Uranerzaufbereitung (Uran-Tailings) stellen ein erhebliches Gefährdungspotential für das Grundwasser dar. Die sogenannten industriellen Absetzanlagen (IAA) in Sachsen und Thüringen wurden nicht unter dem Gesichtspunkt des Grundwasserschutzes geplant und gebaut, sondern weitestgehend willkürlich und ohne besondere Vorkehrungen zum Schutze des Grundwassers an den Standorten der Uranerzaufbereitung in der damaligen DDR durch die SAG bzw. SDAG Wismut angelegt. In vielen Fällen wurden die sauren oder basischen Schlämme ohne Neutralisation und unter Zugabe von Barium-Salzen in die Absetzbecken verspült. Da die Chemikalien, die zur Laugung benutzt wurden, teilweise organische Beimengungen enthielten (z.B. Mineralölkohlenwasserstoffe, chlorierte Kohlenwasserstoffe), kann es zu einer Komplexierung der Radionuklide durch organische Liganden kommen (MENDE 1995). Ein Teil dieser Absetzanlagen befindet sich noch in der Rechtsträgerschaft der Wismut GmbH, andere wurden vor 1962 von der Wismut rückübertragen und sind derzeit in kommunalem oder privatem Besitz (FLÖTGEN et al. 1995). Die im Uranerz und dadurch in den Schlämmen enthaltenen Eisensulfide stellen neben Restsäuregehalten der Laugung ein erhebliches Säurepotential dar, sobald oxische Bedingungen herrschen. Das Sickerwasser aus den Tailings kann somit auf Werte $< \text{pH } 2$ fallen und damit Radionuklide und Schwermetalle in höheren Konzentrationen mobilisieren. Amerikanische und kanadische Arbeiten (z. B. CONSTABLE & SNODGRASS 1987 / US DOE 1987) können nur zum Teil vergleichend herangezogen werden, da die dort untersuchten Tailings in weitgehend unbesiedelten Gebieten liegen. Zudem wurden in der DDR ein Teil der Absetzanlagen im Anschluß an die Erzaufbereitung als Haus- oder Industriemülldeponien genutzt. Durch die Überlagerung der Tailings mit organischen Abfällen entstanden Mischdeponien, über deren Langzeitverhalten im allgemeinen wenig bekannt ist. Diese Mischaltlasten stehen im Vordergrund der Bearbeitung.

Das Langzeitverhalten von „üblichen“ Deponien wird als noch nicht prognostizierbar bezeichnet (STEGMANN & HEYER 1994); um so mehr besteht eine Forschungsrelevanz für radioaktive Mischaltlasten mit zum Teil mehrfach kontaminierten Materialien.

Die Uran-Tailings können im Ist-Zustand vergleichsweise geochemisch stabil sein, da durch den Verrottungsprozess im auflagernden Müllkörper Kohlenstoffdioxid und Methan in großen Mengen gebildet und Sauerstoff weitgehend ferngehalten wird. Nach Abschluß des Zersetzungsvorganges werden sich die Gaskonzentrationen aber ändern, Sauerstoff zutreten und somit für völlig andere Redoxbedingungen sorgen. Auch Größe, Eigenschaften und Menge der organischen Abbauprodukte aus dem Müllkörper (Refraktere) werden sich mit zunehmendem Reifegrad des organischen Müllkörpers ändern (MERKEL 1995).

Gegenstand der Untersuchungen ist es, Methoden zu entwickeln und zu evaluieren, die geeignet sind, verschiedene Sickerströme zu differenzieren und das Langzeitverhalten der Altablagerungen zu beschreiben, um somit die Grundlage einer effizienten Überwachung des Wasserpfades zu schaffen. Dazu gehören Methoden zur Überwachung des Wasserhaushaltes der Deponien bezüglich Infiltration, des oberirdischen Abflusses und der Aussickerung aus den Tailings in das Grundwasser. Dies soll mit Hilfe von isotopenchemischen Untersuchungen des Wassers sowie mathematischen Modellrechnungen erfolgen.

Bei den Wasserinhaltsstoffen werden die relevanten Radionuklide und ihre Töchter einschließlich Radon ebenso berücksichtigt, wie Schwermetalle und organische Komponenten (incl. Huminkolloide). Dabei soll geklärt werden, ob sich der Beginn einer Radionuklid-Auswaschung durch "Zeigerelemente" prognostizieren lässt.

Auf der Basis der Untersuchungen wird eine Systematik zusammengestellt, nach der für Uran-Tailings (insbesondere mit organischer Hausmüllkomponente) ein optimales Beweis-sicherungs- und Überwachungsprogramm für den Wasserpfad aufgestellt werden kann.

Hierzu gehört jeweils ein Anforderungsprofil für:

- die hydrogeologische Systemanalyse,
- die numerischen Modelle,
- die Probenahme,
- den Parameterumfang,
- die Probenahmehäufigkeit,
- die Auswertung und Darstellung der Daten,
- die Interpretation der Daten,
- die Schlußfolgerungen,
- Steuerungs- und Sanierungsvarianten.

Im Rahmen dieser Arbeit erfolgte die Untersuchung einer „Mischdeponie“ am Beispiel der IAA Dresden-Coschütz/Gittersee. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse wurde durch einen Vergleich mit der Siedlungsmülldeponie und IAA Johanngeorgenstadt-Steinsee und der IAA Schneckenstein geprüft.

1.2 Danksagung

An dieser Stelle möchte ich allen herzlich danken, die zum Gelingen der Dissertation beigetragen haben. An erster Stelle ist hier Herr Prof. Merkel für die Bereitstellung und Betreuung des Themas sowie die Unterstützung bei der Präsentation von Ergebnissen auf verschiedenen Konferenzen zu nennen. In gleichem Zug müssen die Deutsche Bundesstiftung Umwelt sowie die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) erwähnt werden, die durch die Gewährung des Stipendiums bzw. die Förderung im Graduiertenkolleg „Geowissenschaften und Umweltforschung“ an der TU Bergakademie Freiberg diese Arbeit ermöglichten. Die Fertigstellung der Arbeit wurde von Herrn Prof. Luckner und durch die Stiftung zur Förderung der „Wissenschaftlichen Schule Zunker-Busch-Luckner“ unterstützt.

Ohne die freundliche Zusammenarbeit und Unterstützung mit Datenmaterial durch die Betreiber der Absetzanlagen sowie durch die zuständigen Behörden und Ingenieurbüros wäre das Zustandekommen der vorliegenden Dissertation undenkbar. Hier möchte ich vor allem die Stadtverwaltung Dresden (Amt für Umweltschutz), die BAUGRUND Dresden IGmbH (insbesondere Herrn Dr. Ullrich), die G.E.O.S. GmbH Freiberg, die WISMUT GmbH (Herrn Prof. Gatzweiler, Herrn Dr. Schauer), das Autobahnamt Dresden, das Abfallwirtschaftsamt Aue-Schwarzenberg (Herrn Edelmann), den Abfallzweckverband Stollberg, die C & E GmbH (Herrn Dr.

Viehweg, Herrn Dr. Glombitz) sowie das Sächsische Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung (Frau Hurst) und das Landesamt für Umwelt und Geologie (Herrn Dr. Glaubitz) anführen. Herr Prof. Schneider und Herr Prof. Tröger vermittelten zwischen den einzelnen Institutionen sowie stellten die am Institut für Geologie gewonnenen geologischen Erkenntnissen zur Verfügung.

Für die Bereitstellung der analytischen Datenbasis gebührt den Mitarbeitern folgender Labors und Einrichtungen der herzlichste Dank:

- dem hydrochemischen Labor des LS Hydrogeologie am Institut für Geologie der TU Bergakademie Freiberg unter Leitung von Herrn Volke,
- dem TriCar-Labor des Institutes für Angewandte Physik der TU Bergakademie Freiberg unter Leitung von Herrn Prof. Hebert,
- dem Labor für Isotopengeochemie und Geochroologie (Leitung Frau Dr. Tichomirowa) und dem geochemischen Labor (Leitung Herr Prof. Klemm) des Institutes für Mineralogie,
- dem Institut für Radiochemie des FZ Rossendorf (Herrn Dr. Geipel),
- Herrn Dr. Lazik, UFZ Halle-Leipzig, Sektion Hydrogeologie,
- Herrn Dr. Mühle, Universität Leipzig, Institut für Geophysik und Geologie, Abt. Geochemie,
- dem Boden- und Grundwasserlabor Dresden (BGD GmbH), Herrn Dr. Nitsche,
- dem Textilforschungsinstitut Greiz (Herrn Dr. Hohmuth).

Herrn Sembdner und Frau Köhler von der Fa. BAUGRUND Dresden IGmbH danke ich für die freundliche Hilfe bei der Erstellung der Karten und Lagepläne.

Weiterhin möchte ich mich bei meinen Freunden und Kollegen für die tatkräftige Unterstützung bedanken, sei es bei der Probenahme, wissenschaftlichen Diskussion oder mit Tips und Kniffen beim alltäglichen Kampf mit der Software: Dr. Martin Antonow, Delf Baacke, Dr. Jörg Dehnert, Dr. Corina Dunger, Dr. Volkmar Dunger, Tobias Duteloff, Dr. Christian Ekberg, Thomas Ermer, Uwe Fankhänel, Henryk Feldmann (Howie), Klaus Flesch, Dr. Fritz Flötgen, Prof. Peter Fritz, Rajko Gnadt (Spieß), Torsten Gruner, Prof. Frieder Häfner, Dr. Frank Horna, Dr. Detlev Lazik, Prof. Jörg Matschullat, Dr. Günther Meinrath, Dr. Olaf Nitzsche, Bettina Pitschel, Christian Schardt, Nanette Schleich, Anja Seeliger, Andreas Stumm, Torge Tünnemeier, Mathis Szymczak, Dr. Christian Wolkersdorfer, Ulrich Zeiske sowie den Kollegen des DGFZ e.V. Nicht zu vergessen sind dabei Manuela Junghans und Martin Schaffrath mit ihren gelungenen Diplomarbeiten zu Teilproblemen der Gesamtthemmatik.

Ein liebes Dankeschön geht an Familie Richter für die unkomplizierte Lösung logistischer und alltäglicher Probleme in der Endphase der Arbeit, insbesondere an Renate für die Durchsicht des Manuskriptes.

Last but not least möchte ich hier den allerherzlichsten Dank an meine Eltern loswerden, die meine Ausbildung jahrelang unterstützt und mir wesentlichen Rückhalt gegeben haben.

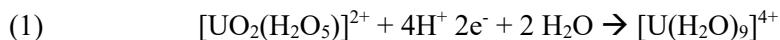
2 Grundlagen

2.1 Hydrogeochemie der Radionuklide Uran, Radium und Radon

2.1.1 Uran

Uran kommt in der wässrigen Phase in den Oxidationsstufen + IV und + VI vor. Es ist durch eine geringe Löslichkeit im vierwertigen Zustand gekennzeichnet, als U^{6+} ist es weitaus löslicher. Die Löslichkeit von Uran in oxidierendem Grundwasser wird durch die Anwesenheit von gelöstem Carbonat erhöht. Es kommt dann zur Bildung von Carbonatkomplexen wie $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$ und $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$. Unter einem für Grundwasser typischen CO_2 -Druck von 10^{-2} bar dominieren diese stabilen Komplexe ab einem pH-Wert von etwa 5 (vgl. Abb. 2-1). Diese Komplexe sind unter stark reduzierenden Bedingungen relativ stabil im Vergleich zu U(OH)_4^0 . Außerdem kann bei pH-Werten über 5 die Oxidation von $\text{U}^{4+}(\text{aq})$ und die Lösung von $\text{UO}_2(\text{s})$ bei niedrigeren Redoxspannungen auftreten, wenn hohe Carbonat-Konzentrationen im Wasser vorhanden sind (LANGMUIR 1997).

Das freie Uranyl-Kation ist nur bei pH-Werten unter 3 - 4 dominant. Uranyl-Kationen haben eine ausgeprägte Tendenz, mit anderen Ionen (besonders Sulfat, Chlorid und Carbonat) in wässrigen Lösungen Komplexe zu bilden. Auch organische Liganden wie Humin- und Fulvosäuren, EDTA, Oxalate u.a. können zur Komplexierung von Uran führen. Für die Hydrochemie des Urans ist vor allem die Hydratisierung von elementarer Bedeutung (MERKEL & SPERLING 1999):



MERKEL & SPERLING (1999) geben eine Zusammenstellung von Reaktionsgleichungen und Bildungskonstanten für Uranspezies. Abb. 2-2 zeigt die prozentuale Verteilung von Uranyl(VI)-Hydroxospezies in Abhängigkeit vom pH-Wert.

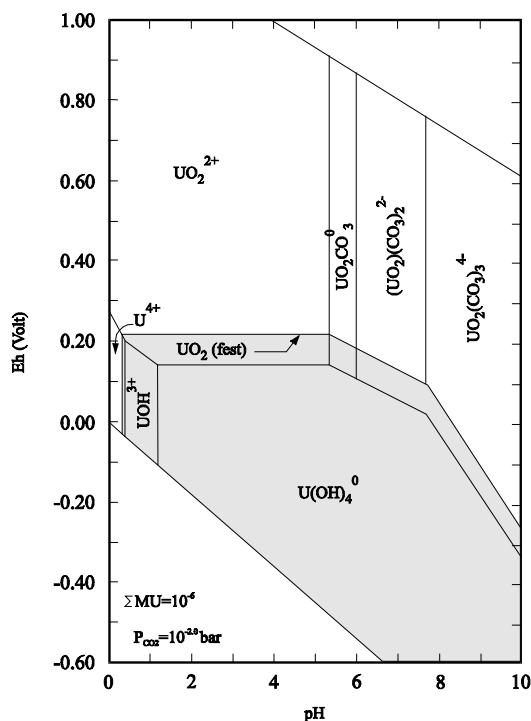


Abb. 2-1:
Prädominanzdiagramm für gelöste Uranspezies für das System $\text{U}-\text{O}_2-\text{H}_2\text{O}$ mit 10^{-6} mol/l U, das Stabilitätsfeld für UO_2 (Uraninit) ist schattiert dargestellt (GIRIDHAR & LANGMUIR 1991)

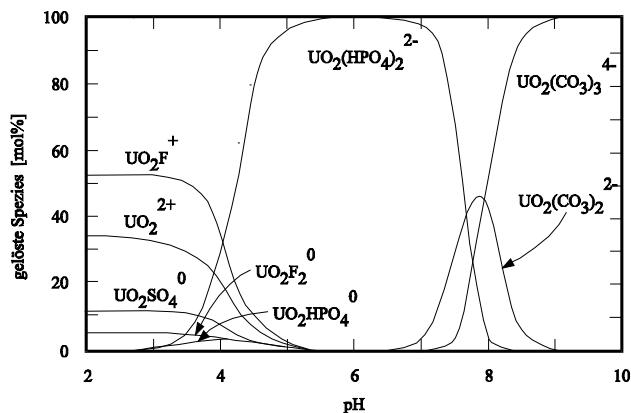


Abb. 2-2:
Berechnete prozentuale Anteile relevanter Uranyl-Komplexe in Abhängigkeit vom pH-Wert (nach LANGMUIR 1978) für $\text{p}_{\text{CO}_2} = 10^{-2,5}$ atm, $\text{F}^- = 0,3$ mg/l, $\text{Cl}^- = 10$ mg/l, $\text{SO}_4^{2-} = 100$ mg/l und $\text{PO}_4^{3-} = 0,1$ mg/l

Für einige Uranmineralphasen sind Löslichkeitsprodukte veröffentlicht, die jedoch überwiegend nicht unter natürlichen Bedingungen bestimmt worden sind. Eine Zusammenstellung thermodynamischer Daten aus verschiedenen Quellen enthält MERKEL (1997).

Die Sorption von U^{4+} und U^{6+} wird durch ihre Größe und Ladung begünstigt. Minerale mit hoher Sorptionskapazitäten sind Eisen-, Mangan- und Aluminium-Hydroxide, Kieselsäuregele, Tonminerale und Phosphate. Zudem wird Uran sehr gut von organischem Material sorbiert (Huminstoffe, siehe auch Kap. 2.1.5).

Uran-Anreicherungen haben in den meisten Fällen ihre Ursache in der chemisch bedingten Ausfällung aus wäßrigen Lösungen. Ursachen dafür sind Wechsel vom oxidierenden zum reduzierenden Milieu, Änderungen des pH-Wertes und der Temperatur. Notwendig für die Ausfällung scheinen „Katalysatoren“ (z. B. Fe^{2+} , V^{3+}), die durch Reduktion zur Fällung des Urans beitragen.

Als limitierende Faktoren der Uranlöslichkeit im Wasser für die betrachtete Problematik können zusammengefaßt werden:

- pH- und E_H -Wert des Wassers,
- geringe Konzentration von Verbindungen, die Urankomplexe oder Uranminerale bilden können (z.B. Carbonate, Phosphate, Sulfat, Silikat etc.),
- Anwesenheit von hochadsorptiven Materialien wie Organika, Eisen-, Mangan-Aluminiumoxide/Hydroxide und Tone,
- Uranmassenkonzentration des Materials (Ausgangsgestein, Sedimente, Tailings etc.) und deren Lösungsvermögen.

Die wesentlichen Grundlagen zur Chemie des Uran in natürlichen wässrigen Systemen sind von LANGMUIR (1997) zusammenfassend dargestellt.

Abb. 2-3 zeigt die unterschiedliche Mobilität von Uran in verschiedenen Grundwässern. Zur Interpretation von Urangehalten im Grundwasser müssen immer die Gehalte der anderen Radionuklide (Th, Ra, Rn) hinzugezogen werden (MERKEL & SPERLING 1999). Aus den Ungleichgewichten der jeweiligen Nuklide zueinander können Rückschlüsse auf dynamische und hydrogeochemische Prozesse gezogen werden, da die Radionuklide unterschiedliche Löslichkeiten aufweisen. Die Migration von ^{222}Rn führt zu einem radioaktiven Ungleichgewicht, es kommt zur Anreicherung der Radon-Folgeprodukte. Die Migration ist stark von den bodenphysikalischen Eigenschaften abhängig, so daß nicht aus der Konzentration des Urans auf die Aktivität der Tochternuklide geschlossen werden kann.

Zwischen den Nukliden ^{238}U und ^{234}U ist aufgrund des gleichen chemischen Verhaltens keine Fraktionierung zu erwarten. Dennoch wird in der Regel beobachtet, daß ^{238}U und ^{234}U nicht immer im Gleichgewicht in natürlichen Wässern vorliegen. Diese Erscheinung wird durch eine höhere Verwitterungsanfälligkeit des ^{234}U infolge von Schäden im Kristallgitter in der unmittelbaren Umgebung des ^{238}U -Mutternuklids (Szilard-Chalmers-Effekt) und dem Alpha-Rückstoß erklärt (DICKIN 1995). Die ^{234}U -Anreicherung wird meist unter reduzierenden Bedingungen beobachtet, da sie im oxidierenden Milieu von anderen Effekten maskiert wird (HERCZEG et al. 1995). So wurde z. B. im Grundwasserabstrom von Uranvererzungen von verschiedenen Autoren (z. B. GELLERMANN et al. 1994) beobachtet, daß sich das Verhältnis von ^{238}U zu ^{234}U in Richtung einer Anreicherung vom ^{234}U mit zunehmender Fließstrecke verändert. IVANOVICH & HARMON (1992) geben eine Zusammenfassung relevanter Aspekte der Anwendung von $^{234}U/^{238}U$ -Isotopenungleichgewichten.

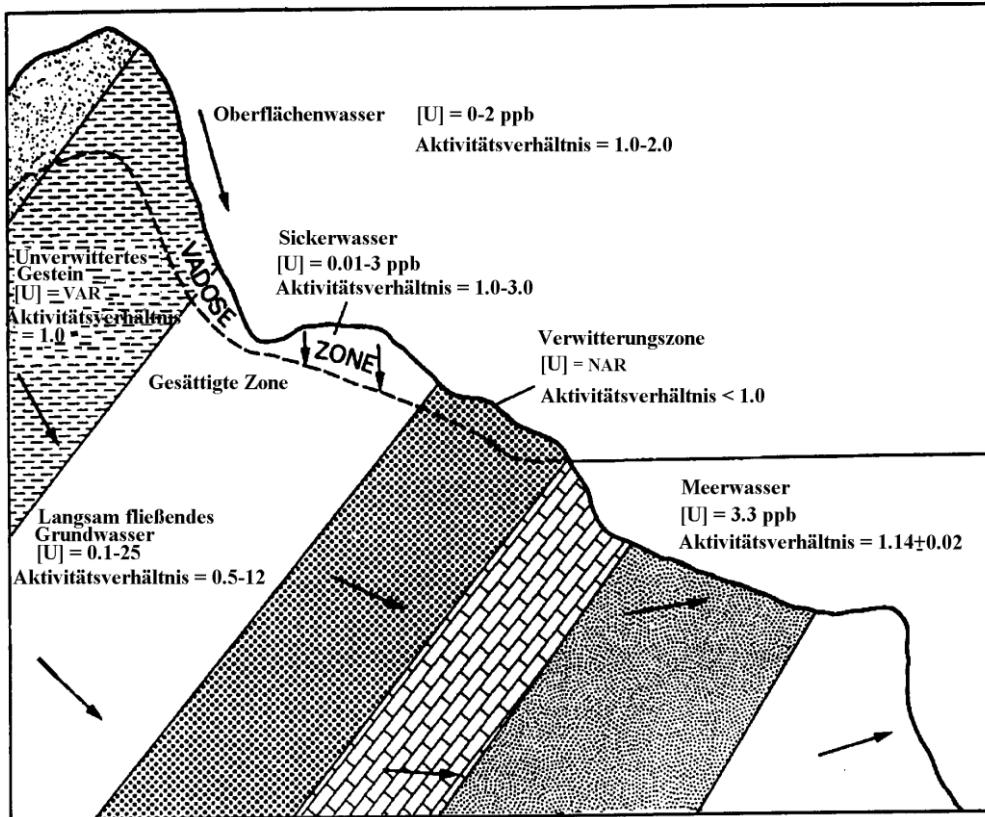


Abb. 2-3: Schematisches Profil der Uranmobilität in aquatischen Systemen (aus MERKEL & SPERLING 1999),
NAR = niedriges Aktivitätsverhältnis, VAR = variables Aktivitätsverhältnis

Die Urankonzentration in Grundwässern wird mit Gehalten zwischen $0,1 \mu\text{g/l}$ und $120 \mu\text{g/l}$ angegeben (MERKEL & SPERLING 1999), die Grubenwässer des Erzgebirges erreichen bis zu $4 - 6 \text{ mg/l}$ (Bsp. Aue, freundl. Mitteilung Dr. Schauer).

2.1.2 Radium

Radium liegt nur in der Oxidationsstufe +II vor und kann aufgrund von Adsorption eine sehr begrenzte Beweglichkeit haben. Wegen des generell sehr geringen Radium-Gehaltes von Wässern ($10^{-9} - 10^{-4} \mu\text{g/l}$ ^{226}Ra) wird das Löslichkeitsprodukt von Radiumverbindungen nur selten überschritten (KEMPSKI et al. 1996). Bei pH-Werten zwischen 4 und 8 liegt Radium hauptsächlich in Form von Ra^{2+} vor. Ra^{2+} wird in wässriger Lösung nicht hydrolysiert, es ist in Form von Chlorid-, Bromid-, Nitrat- und Acetat-Verbindungen gut in Wasser löslich. Radium wird von organischen Komplexbildnern kaum gebunden (MORIN 1988). Ra^{2+} und $\text{RaSO}_4^{(0)}$ sind die dominierenden Spezies unter normalen Grundwasserbedingungen. Copräzipitation mit BaSO_4 als $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$ limitiert zusätzlich. Tab. 2-1 enthält Reaktionsgleichungen und Bildungskonstanten für Radium; Tab. 2-2 enthält die Löslichkeitsprodukte sowie die zugehörigen Reaktionsgleichungen für einige Mineralphasen incl. Baryt zum Vergleich.

Im oxidierenden Milieu können Sulfate und Oxide gefällt werden; auch als Carbonat, Oxalat und Phosphat ist Radium weitgehend unlöslich. Dabei spielen der isomorphe Ersatz anderer Kationen (bspw. Barium) sowie die Mitfällung mit Eisen- und Mangan-Oxiden und Hydroxiden eine Rolle. Eine Adsorption über Ionenaustausch ist mit Eisen-Oxiden, organischem Material und Tonmineralen möglich (bevorzugte Bindung an Tonminerale).

Tab. 2-1:
Reaktionsgleichungen und Bildungskonstanten für Radium (entnommen aus MERKEL & SPERLING 1999)

Reaktionsgleichung	log K
$\text{Ra}^{2+} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{RaOH}^+ + \text{H}^+$	-13,5
$\text{Ra}^{2+} + \text{Cl}^- \rightarrow \text{RaCl}^+$	-0,1
$\text{Ra}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} \rightarrow \text{RaCO}_3^0$	2,5
$\text{Ra}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{RaSO}_4^0$	2,75
$\text{RaCH}_3\text{COO}^+ + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH}_{(\text{aq})} + \text{Ra}^{2+}$	3,71

Tab. 2-2:
Löslichkeitsprodukte und Reaktionsgleichungen für einige Radiummineralphasen (entnommen aus MERKEL & SPERLING 1999)

Reaktionsgleichung	log K _s
$\text{Ra}(\text{NO}_3)_2 \rightarrow \text{Ra}^{2+} + 2 \text{NO}_3^-$	-3
$\text{RaCl}_2 * \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ra}^{2+} + 2 \text{Cl}^- + 2 \text{H}_2\text{O}$	-0,81
$\text{RaSO}_4^0 \rightarrow \text{Ra}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$	-10,4
$\text{BaSO}_4 \rightarrow \text{Ba}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$	-9,05

Im Grundwasser sind hauptsächlich die Isotope ^{226}Ra (Tochterkern des Urans) und ^{228}Ra (Tochterkern des Thoriums) von Bedeutung. Der Anteil des ^{228}Ra überwiegt dabei gegenüber dem ^{226}Ra , da die Thoriumkonzentration im Gestein über der des Urans liegt. Allerdings ist aufgrund der geringeren Halbwertszeit des ^{228}Ra (5,7 a gegenüber 1600 a des ^{226}Ra) eine Anreicherung des ^{228}Ra im Grundwasser auf längere Zeit nicht möglich (MERKEL & SPERLING 1999). Erhöhte ^{226}Ra -Gehalte im Grundwasser treten dort auf, wo Uran in Bereichen mit reduzierenden Bedingungen in Form von Sekundärmineralen ausgefällt wurde bzw. Uran und Radium im Gestein sorbiert sind.

Arkosen, Sandsteine und granitische Aquifere zeigen erhöhte Konzentrationen an Radium im Grundwasser, (3,7 mBq/l bis 81 mBq/l, MERKEL & SPERLING 1998). Für die in der BRD für die öffentliche Wasserversorgung genutzten Brunnen- und Quellwässer wurde ein geometrischer Mittelwert des ^{226}Ra -Gehaltes von 12 mBq/L (< 1,5 mBq/l bis 6290 mBq/l) bestimmt (MATTHESS 1994).

2.1.3 Radon

Radon tritt als unmittelbares Tochterkern des Radiums auf, wobei das ^{222}Rn als Tochterkern des ^{226}Ra die größte Bedeutung hat. Ein Gleichgewicht zwischen ^{222}Rn und ^{226}Ra ist im Grundwasser in der Regel nicht gegeben, da das Radon sowohl von Radium im Gestein als auch von im Wasser gelöstem Radium gebildet wird.

Radon-Signaturen schwanken kleinräumig. Die Migration von Radon wird durch dessen Halbwertszeit (3,8 Tage) zeitlich (und damit räumlich) begrenzt. Radon wird zum größten Teil aus Radium freigesetzt, das an Kornoberflächen adsorbiert wird oder im äußeren Kornbereich eingelagert ist. Eine Radon-Freisetzung aus dem Inneren von Mineralkörnern kann nur beim Vorhandensein kristallinterner Wegsamkeiten erfolgen. Die Anwesenheit von Wasser kann die Radon-Freisetzung erhöhen, weil es die kinetische Energie der Radon-Rückstoßatome absorbiert, so daß diese im Porenwasser verbleiben, aus dem sie in den luftgefüllten Porenraum diffundieren können (KEMPSKI et al. 1996). Böden und Gesteine erreichen bei unterschiedlichen Feuchtegehalten das Maximum der Radon-Emanation.

Radon kann advektiv mit Trägermedien (Grundwasser, CO₂ etc.) entlang lokal erhöhter Wegsamkeiten transportiert werden und bildet so strukturelle Radon-Anomalien. Im Festgestein kanalisieren Kluftsysteme oder Verwerfungen den Transport radioaktiver Gase oder Grundwässer und können so zu einer sehr inhomogenen Radon-Verteilung mit weitreichender Verschleppung von der Quelle führen. Transportweiten von einigen 10er Metern sind möglich. In porösen Medien überschreitet die Radonmigration (durch Diffusion, Advektion oder durch beide) dagegen nur selten 3 - 4 m (KEMPSKI et al. 1996). Horizontale und vertikale Durchlässigkeit können sich voneinander stark unterscheiden und saisonalen Schwankungen unterliegen (tonige Böden, Wassergehalt/Quellungen). Selektive Radium-Anreicherungen in Mineralumkrustungen und die

Uran-Affinität zu Tonmineralen und organischen Substanzen können zu lokal erhöhten Radon-Konzentrationen (geochemische Anomalie) führen.

Die höchsten Radongehalte weisen Granitgrundwässer mit 148 Bq/l bis 814 Bq/l auf, in metamorphen Aquiferen wurden 52 Bq/l bis 503 Bq/l bestimmt. Alle anderen Grundwässer liegen im Bereich von 0,5 Bq/l bis 27 Bq/l. Für die Radonquellen von Oberschlema im Erzgebirge werden 181.000 Bq/l angegeben (MERKEL & SPERLING 1999).

2.1.4 Orientierungs- und Grenzwerte für die betrachteten Radionuklide

Für Uran wird ein radiologisch begründeter Richtwert von 140 µg/l benannt (WHO 1996), da es nach Ansicht der WHO noch keine gesicherten Daten zur chemischen Toxizität des Urans gibt. Innerhalb der durch die Folgen des Uranerzbergbaus verursachten zulässigen maximalen Jahresdosis von 0,5 mSv/a werden in der Strahlenschutz-Empfehlung des BMU vom 10./11.12.1992 folgende Richtwerte ($c_{A,R}$) für Radionuklide im Trinkwasser genannt:

$^{238}\text{U}_{\text{nat}}$	7000 mBq/l (0,3 mg/l),
^{226}Ra	700 mBq/l,
^{210}Pb	400 mBq/l,
^{210}Po	600 mBq/l.

Die Bewertung erfolgte unter der Annahme einer täglichen Aufnahme von 2 Litern Wasser. Dabei ist zu beachten, daß sich die angegebenen Werte auf Konzentrationswerte im Trinkwasser beziehen, wodurch höhere Konzentrationen im Rohwasser nicht ausgeschlossen sind. Da stets mehrere der relevanten Radionuklide im Trinkwasser auftreten werden, findet folgende Summenformel Anwendung:

$$(2) \quad \left(\frac{c_A}{c_{A,R}} \right)_{U-nat} + \left(\frac{c_A}{c_{A,R}} \right)_{Ra-226} + 2 * \left(\frac{c_A}{c_{A,R}} \right)_{Pb-210} < 1$$

c_A – gemessene Konzentration
 $c_{A,R}$ – Richtwert

Tab. 2-3 zeigt einen Vergleich der deutschen SSK-Empfehlung mit internationalen Werten. Weitgehend unberücksichtigt ist bei diesen Grenzwerten die chemische Toxizität des Urans; dies drückt sich in den hohen Richtwerten der SSK von 0,3 mg/l und dem völligen Fehlen von Grenzwerten in der TrinkwV (1990) aus. Der Richtwert von 0,02 mg/l für Uran der US EPA ist ausschließlich auf Basis einer radiologischen Bewertung bestimmt worden. Unter zusätzlicher Berücksichtigung der chemischen Toxizität erscheint ein Richtwert zwischen 0,001 mg/l und 0,005 mg/l Uran für Trinkwasser als angemessen (MERKEL & HELLING, in Druck). Auch die Radium-Richtwerte der SSK liegen eine Größenordnung über den Werten der US EPA.

Tab. 2-3: Vergleich von Grenz- und Richtwerten für Trinkwasser (aus MERKEL & HELLING, in Druck)

Parameter	Einheit	Deutschland ¹⁾	Tschechische Republik	US EPA US NRC
U	mg/l	0,3 (7 Bq/l)	0,05 ²⁾	0,02
^{226}Ra	Bq/l	0,7	0,1 ²⁾	
^{228}Ra	Bq/l	0,7		
$^{226}\text{Ra} + ^{228}\text{Ra}$	Bq/l			0,185
^{222}Rn	Bq/l		20	11,1 ³⁾

¹⁾ Empfehlungswerte der SSK für einzelne Parameter. Zusätzlich gilt, daß die jährliche Gesamtdosis von 0,5 mSv (Aufnahme über Trinkwasser) nicht überschreiten soll.

²⁾ Wert für Radionuklide in Flüssen mit Uferfiltratgewinnung

³⁾ Dieser Grenzwert wurde seitens der US EPA zurückgezogen

2.1.5 Reaktionen von Huminstoffen mit Radionukliden

Zwischen den organischen Substanzen und mineralischen Komponenten eines Bodens besteht eine Vielzahl von Wechselwirkungen. Dabei ist von besonderem Interesse der Einfluß komplexierend wirkender organischer Stoffe auf die Löslichkeit von Metallen und Radionukliden.

Huminstoffe sind komplexe Stoffgemische (siehe Abb. 2-4), die durch chemischen und biochemischen Abbau von pflanzlichen und tierischen Resten sowie durch Synthesereaktionen von Mikroorganismen entstehen. Das Ergebnis sind chemische Verbindungen, die zur Assoziation neigen und komplexe chemische Strukturen bilden, die stabiler als das Ausgangsmaterial sind (BUCKAU 1991). Sie liegen überwiegend nicht in gelöster Form sondern als Kolloide (1 ... 1000 nm Durchmesser) vor.

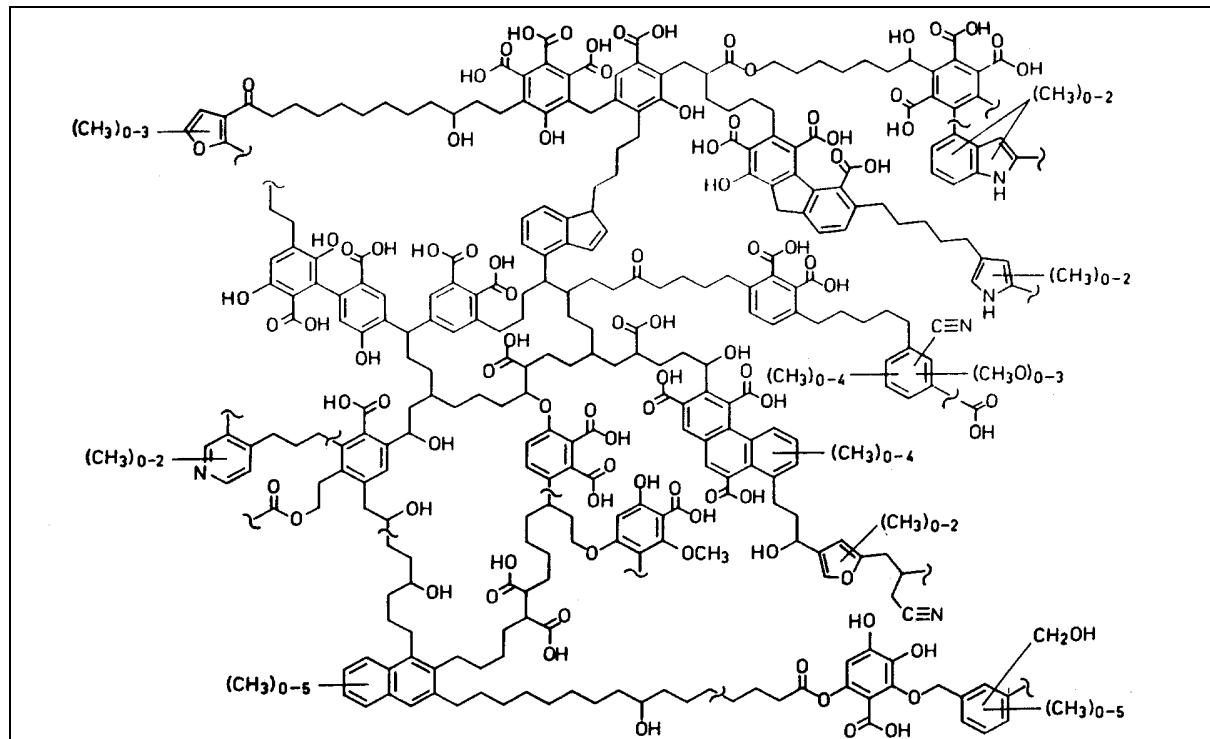


Abb. 2-4: Chemisches Netzwerk der Struktur der Huminsäuren nach SCHULTEN & SCHNITZER (aus HOHMUTH et al. 1998)

Die wasserlöslichen Huminstoffe werden anhand ihrer Löslichkeit in zwei Hauptfraktionen eingeteilt:

- Huminsäuren (HA = humic acid) - löslich unter alkalischen, unlöslich unter sauren Bedingungen,
- Fulvosäuren (FA = fulvic acid) - löslich im sauren und alkalischen Milieu.

Für aquatische FA kann unter Vernachlässigung von S (0-2 Gew. %) und N (0-3 Gew. %) folgende Summenformel angegeben werden: (CHO_{0,5})_n. Diese gilt annähernd auch für HA aus Humus oder aquatischen Systemen.

Als Komplexbildner wirken vor allem Fulvo- und Huminsäuren, aber auch niedermolekulare organische Stoffe, die beim Abbau der organischen Substanz freigesetzt werden (z.B. aliphatische Carbonsäuren, Hydroxycarbonsäuren, Ketosäuren, aromatische Hydroxycarbonsäuren, Dihydroxybenzole, Aldehyde u.a.). Die Bindung der Metalle an die organischen Komplexbildner erfolgt durch folgende funktionelle Gruppen (MENDE 1995):

• Carboxylgruppe	-COOH
• Carbonylgruppe	=CO
• phenolische Hydroxylgruppen	-OH
• Methoxylgruppen	-OH
• Aminogruppen	-NH ₂
• Iminogruppen	=NH
• Sulfhydrylgruppen	-SH.

Bei Bindung eines Metallions an zwei oder mehrere funktionelle Gruppen entstehen besonders stabile Chelate. Vor allem im pH-Bereich > 6 wird dadurch die Löslichkeit gegenüber reinen anorganischen Löslichkeitsgleichgewichten beträchtlich erhöht. Bei einem Überschuß an organischen Komplexbildnern können Verbindungen hoher Löslichkeit mit Molverhältnissen von Komplexbildner zu Metall von 2:1 bzw. 3:1 (je nach Wertigkeit des Kations) gebildet werden. Mit steigendem Metallionenangebot werden zunehmend Komplexe im Molverhältnis 1:1 und letztendlich unlösliche Komplexe mit einem Molverhältnis < 1 gebildet. Die Molverhältnisse sind meist pH-abhängig und steigen mit diesem bei gleichzeitig erhöhter Löslichkeit und Stabilität (MENDE 1995).

Der Einfluß der Huminstoffe auf das chemische Verhalten eines Metallions im Grundwasser ist abhängig von:

- der Konzentration der Huminstoffe,
- der Beladung der Huminstoffe mit Metallionen,
- der Konzentration konkurrierender Metallionen und Liganden (z.B. Carbonat) sowie
- deren Komplexierungsstärke.

Diese Parameter sind wiederum abhängig vom pH-Wert, dem Redoxpotential, der Ionenstärke, und der Temperatur.

Zahlreiche Untersuchungen hinsichtlich dieser Problematik wurden im Rahmen der Langzeit-Sicherheitsbetrachtungen radioaktiver Endlager vorgenommen. Speziell zum Standort Gorleben wurde das Austragsverhalten der Aktinide im Sickerwasser intensiv analysiert (KIM & BUCKAU 1989, 1990; BUCKAU 1991; KIM 1992; KLOTZ 1992; ZEH & KIM 1993). Es ist mit dem Auftreten von sowohl anorganischen als auch organischen Komplexen zu rechnen, wobei die organischen in wässrigen Lösungen die stabileren sind (KIM & BUCKAU 1990). In den Gorlebener Grundwässern wurde eine Korrelation der Gesamtkonzentration verschiedener Metallionen mit den hohen DOC-Gehalten (bis 80 mg/l) festgestellt. Besonders auf das Uran haben die Humatkomplexe einen dominierenden Einfluß. Es bildet in seinen beiden Oxidationsstufen (4- und 6-wertig) starke Komplexe mit Huminstoffen (BUCKAU 1991).

Die Migration von Radionukliden erhöht sich zunächst aufgrund der höheren Löslichkeit der Radionuklide durch Komplexierung mit Kolloiden. Durch Sorption an und Filtration durch die Geomatrix erfolgt aber andererseits auch eine Retention der kolloidgebundenen Radionuklide.

Die Huminstoffe sind im Grundwasser bereits mit einer Vielzahl von anderen Metallen beladen, die mit den Radionukliden um Bindungsplätze konkurrieren. Weiterhin erfolgt die Sorption von monomeren sowie polynuklearen Hydroxospezies der Metalle an den Huminkolloiden.

Die Huminstoffe zeigen eine besondere Affinität gegenüber Mineraloberflächen, was zur Bildung von "coating colloids" führt.

Die Beschreibung des Transportverhaltens stellt derzeit noch ein großes Problem dar. Mit wechselndem pH-Wert, Ionenstärke und Grad der Sättigung der funktionellen Gruppen mit Metallionen verändern die Huminkolloide ihre Größe (BUCKAU 1991). Dadurch kann die Mobilität

von Huminkolloiden entlang eines Wasserpfads in unterschiedlichen Aquiferbereichen wesentlich variieren. Die wichtigsten Parameter für den Einfluß der organischen Kolloide auf die Migration sind deshalb die Stärke der Komplexierung zwischen Radionukliden und Huminstoff sowie die Größe der Huminkolloide.

MENDE (1998) führte Untersuchungen an der Mischdeponie Schlammtich 2 in Freital-Döhlen durch. Die dabei isolierten Huminsäuren wiesen eine Partikelgröße zwischen 30 nm und 10.000 Dalton (= ca. 3 - 4 nm) auf. Besonders die Elemente Quecksilber, Blei und Aluminium wurden bis zu 99 % durch ein Filter der Trenngrenze 5.000 Dalton zurückgehalten. Inwieweit dieser Effekt nur auf eine Komplexbildung mit Huminsäuren zurückzuführen ist bzw. ob Eigenkolloide (z. B. Aluminiumhydroxid) dabei eine Rolle spielen, konnte nicht geklärt werden. MENDE (1998) belegt auch, daß die Komplexbildung von Schwermetallen und Radionukliden mit Huminsäuren in Gegenwart von Carbonat in Abhängigkeit vom pH-Wert der wäßrigen Lösung unterschiedlich stark beeinflußt wird. Die Existenz von Uran-Huminsäure-Komplexen beschränkt sich demnach auf den pH-Bereich von 2 – 4. Das würde bedeuten, daß unter den in der Mischdeponie vorherrschenden hohen Carbonatkonzentration und pH-Werten > 7 keine Komplexbildung zwischen Uran und Huminsäuren erfolgen würde. MERKEL et al. (1998 a) führten Untersuchungen zur Uran-Sorption an Huminstoffen durch, nach denen ca. 10 - 20 % des Urans an Huminstoff-Kolloiden gebunden war (pH 5,8 – 8,8, keine Angabe der Carbonat-Konzentration).

KUPSCH (1998) wies im Abstrom der Uranerzbergbauhalden des Schlema/Alberodaer Reviers einen Austrag von Uran-DOC-Spezies im Sickerwasser nach und ermittelte Jahresfrachten des DOC sowie den Anteil des permanent an HA- und FA-Spezies gebundenen Urans (ca. 5 – 20 % des im Sickerwasserpfad nachweisbaren Urans). Dabei liegen die Konzentrationen der Urangehalte der Huminsäuren um ein Vielfaches über denen der Fulvinsäuren.

2.2 Isotopenhydrochemie

2.2.1 Anwendung von isotopenhydrogeologischen Methoden im Umfeld von Deponien und Tailings

Die in der Natur vorkommenden Elemente enthalten insgesamt über 1000 verschiedene Atomarten („Nuklide“). Nuklide eines Elementes mit verschiedenen Massenzahlen heißen Isotope. Nuklide, die sich spontan unter der Aussendung von Strahlung (Radioaktivität) in andere stabile oder instabile Nuklide umwandeln, werden als „Radionuklide“ bezeichnet.

In der modernen Hydrogeologie nehmen isotopenhydrogeologische Methoden nicht nur in der Grundlagenforschung sondern auch immer mehr im angewandten Bereich einen wichtigen Platz ein. Die stabilen Isotope erlauben aufgrund vielfältiger Isotopenfraktionierungen Rückschlüsse auf Herkunft bzw. Mischverhältnisse von Wässern oder auf Prozesse, die in den Aquiferen die Wasserbeschaffenheit beeinflussen. Mit Hilfe der radioaktiven Isotopen werden insbesondere Altersdatierungen vorgenommen. Isotopenuntersuchungen bieten den Vorteil, daß sie im Gegensatz zu künstlichen Markierungsmitteln keiner wasserrechtlichen Genehmigung bedürfen. Zudem spiegeln sie die natürlichen Verhältnisse des Grundwasserleiters wider. Im Vergleich zu den künstlichen Tracern, die in der Regel eine räumlich und zeitlich begrenzte Markierung repräsentieren, stellen Umweltisotope eine flächenhafte und über einen längeren Zeitraum erfolgende Markierung dar (RICHTER 1994). Ausführliche Darstellungen über die Anwendung isotopenphysikalischer Meßverfahren in den Geowissenschaften sowie der verschiedenen Fraktionierungsvorgänge in der Atmosphäre bzw. im Grundwasser geben z. B. MOSER & RAUERT (1980), GEYH (1983), FRITZ & FONTES (1989) und HEBERT (1997).

Für die hydrogeochemischen Untersuchungen an müllüberlagerten Uran-Tailings sollen Isotope angewendet werden, die Aussagen über die Verweildauer des Grundwassers und seiner Strömungen sowie zu Mischungsanteilen von Wässern unterschiedlicher Herkunft ermöglichen. Es soll überprüft werden, ob die Isotope Hinweise auf eine mögliche Markierung der verschiedenen Grundwässer durch aus dem Müll- und Tailingskörper austretende Sickerwässer liefern.

Folgende stabile Isotope wurden aufgrund positiver Erfahrungen bei Untersuchungen an Mülldeponien (z.B. MOSER & RAUERT 1980, RICHTER 1994) ausgewählt:

- $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$ (D, Deuterium), $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{34}\text{S}$.

Die Anwendung der stabilen Isotope bei hydrogeochemischen Betrachtungen von Bergbauhinterlassenschaften findet immer mehr Beachtung. SCHRAMKE et al. (1996) und DAVIS et al. (1998) konnten im $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ - Diagramm verschiedene Wassertypen aushalten (geogener Hintergrund, Bergbaubeeinflussung, anthropogene Beeinflussung). GELLERMANN et al. (1996 a) sowie JACOB et al. (1996) berechneten mittels der Sauerstoff- und Wasserstoffisotope Anteile zusätzlicher Porenwässer im Grundwasserabstrom der Helmsdorfer Tailings.

Mit Hilfe des Schwefelisotopenverhältnisses unterschieden FINLEY et al. (1995) atmosphärische und geogene (z.B. Pyrit) Schwefelquellen im Grundwasser. TAYLOR & WHEELER (1994) stellten eine Korrelation zwischen der Schwefelisotopensignatur und dem sauren hydrogeochemischen Milieu (acid mine drainage) infolge von Pyrit- bzw. Sulfidoxidation fest (Abreicherung an ^{34}S). Für Urantailings liegen in der Literatur kaum Daten vor, allerdings dürften ähnliche Werte wie bei anderen sulfidischen Bergbauabgängen zu erwarten sein.

Im überlagernden Deponiekörper finden Reduktionsvorgänge statt, die unter Mitwirkung von Bakterien ablaufen und das Sulfat unter Bildung von H_2S und CO_2 reduzieren. Dadurch wird das Restsulfat im Grundwasser an ^{34}S angereichert (KROUSE & GRINENKO 1991).

Die radioaktiven Isotope ^3H (Tritium) und ^{14}C (Radiokohlenstoff) wurden zur Altersbestimmung der Grundwässer herangezogen.

Treten innerhalb des Untersuchungsgebietes Unterschiede in den Isotopenverhältnissen auf, ist mit unterschiedlichen Grundwasserströmen bzw. Prozessen mit Einfluß auf die Isotopensignatur zu rechnen. Übereinstimmende Isotopensignaturen infolge von Dispersion und Durchmischung lassen auf hydraulische Kontakte schließen.

Im folgenden soll auf die für die Untersuchung von Mischlasten relevanten Isotope und Prozesse näher eingegangen werden.

2.2.2 Radioaktive Umweltisotope

Tritium

Natürliches Wasser enthält das radioaktive Isotop ^3H (Tritium) im Isotopenverhältnis $^3\text{H}/^1\text{H} = 1,3 \cdot 10^{-18}$. In der Natur liegt es als $^1\text{H}^3\text{HO}$ vor und hat eine Halbwertszeit von 12,43 a. Gemessen wird die Tritiumkonzentration in T.U. (tritium units) bzw. T.E. (Tritumeinheiten). 1 T.U. entspricht einer Isotopenkonzentration $^3\text{H}/^1\text{H} 10^{-18}$ (1 T.U. = 0,12 Bq/l).

Tritium wird zum einen in der höheren Atmosphäre gebildet und über die Niederschläge in das Grundwasser eingetragen; zum anderen wurde es durch Atomtests in der 50er und 60er Jahren als sogenanntes Bombentrifium freigesetzt. Das technogene Tritium bewirkte eine zeitweilige Erhöhung des Tritiumgehaltes der Niederschläge auf das bis zu Tausendfache der natürlichen

Tritiumkonzentration, die nach Einstellung der Tests nicht wieder erreicht wurde. Gegenwärtig variieren die Tritiumgehalte im Niederschlag von Freiberg zwischen 10 T.U. im Winter und 30 T.U. im Sommer (HEBERT 1997, siehe auch Abb. 4-21 in Kap. 4.3).

Das Bombentritium wird in der Hydrogeologie zur Datierung jüngerer Grundwässer (bis etwa zu 50 Jahren) benutzt. Es können Abschätzungen zu Verweilzeiten, Sickergeschwindigkeiten, Grundwasserneubildungsraten und Jungwasseranteil getroffen werden. Weitere Anwendungsfelder sind Untersuchungen des Abflußverhaltens von Reservoirn bzw. Einzugsgebieten, die Bewertung der Geschütztheit von Aquiferen gegenüber anthropogenen Schadstoffen, der Nachweis hydraulischer Verbindungen und Aufklärung der Herkunft von Grubenwässern. In Deponiesickerwässern wurden Anfang der 80er Jahre Tritiumgehalte bis 8000 T.U. gemessen, die auf die Ablagerung tritiumhaltiger Abfälle (z.B. aus dem medizinischen Bereich, Leuchtzifferblätter von Uhren, lumineszierende Farben) schließen lassen (HACKLEY et al. 1996, zit. in CLARK & FRITZ 1997).

Radiokohlenstoff

Das Radionuklid ^{14}C (Halbwertszeit 5730 Jahre) entsteht in der unteren Stratosphäre bei einer (n , p)-Kernreaktion, die durch thermische Neutronen der Höhenstrahlung an Stickstoffkernen ausgelöst wird. Die ^{14}C -Atome oxidieren zu CO_2 und mischen sich mit dem Kohlendioxid der Atmosphäre. Der Übergang des ^{14}C aus der Atmosphäre in das Grundwasser (als gelöstes Hydrogencarbonat) erfolgt über den Stoffwechsel der Pflanzen (siehe Abb. 2-5).

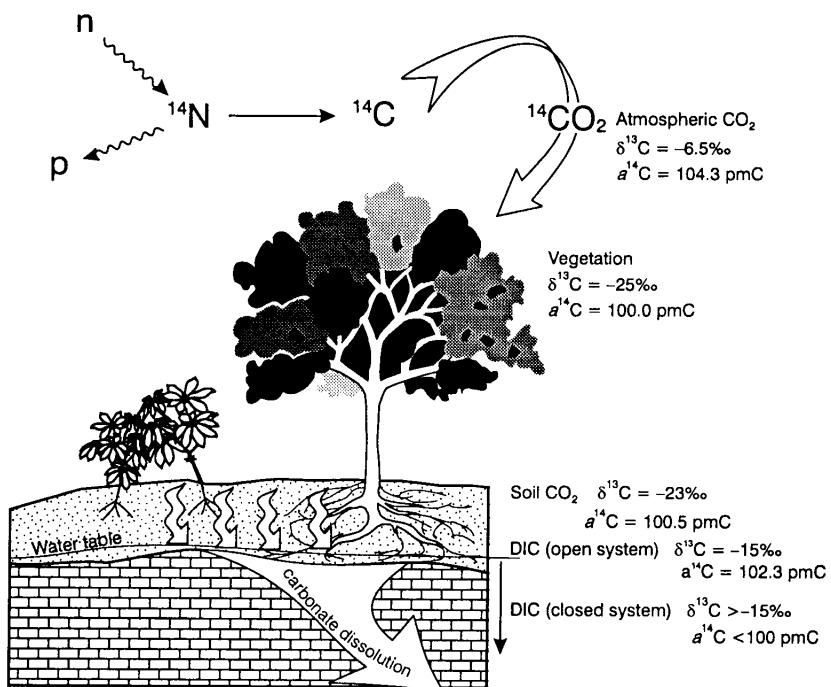


Abb. 2-5: Übergangsweg des ^{14}C -markierten Kohlenstoffs aus dem CO_2 der Atmosphäre in den im Grundwasser als $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-$ gelösten Kohlenstoff (CLARK & FRITZ 1997)

Die spezifische Aktivität in „rezentem“ Kohlenstoff beträgt $a_0 = 226 \text{ Bq/kg C}$ (gültig für Kohlenstoff im Holz des Jahres 1850) und wird als „100 % modern“ bzw. 100 pmC (percent modern Carbon) angegeben (GEYH 1983). Zur Fraktionierung des ^{13}C wird auf Kap. 2.2.3 verwiesen.

Nach dem Stopp der Atomtests Ende der 60er Jahre wurde eine exponentielle Abnahme des Überschuß- ^{14}C im CO_2 der Atmosphäre beobachtet (siehe Abb. 2-6). In den 70er und 80er Jahren traten erneute Peaks auf, die vermutlich durch regionale Emissionen der Nuklearindustrie

verursacht wurden und auch im Tritiumgang des Niederschlages zu finden sind (HEBERT 1997). Das Bomben- ^{14}C ist in der Hydrogeologie für die Datierung von Bedeutung: Wässer mit sehr hohem Jungwasseranteil können an ^{14}C -Gehalten des gelösten Kohlenstoffs von z. B. über 100 pmC erkennbar sein.

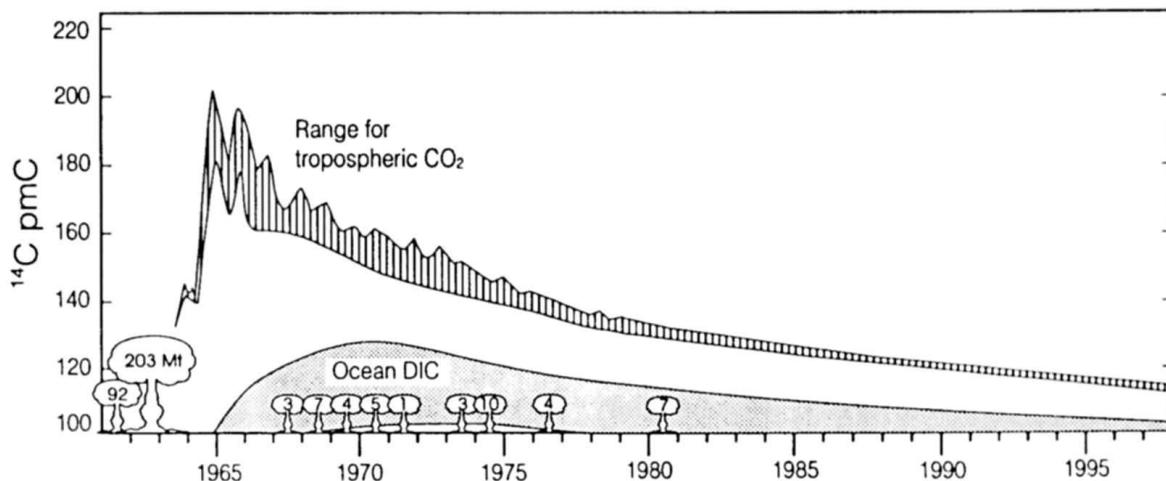


Abb. 2-6: Radiokohlenstoff im CO_2 der Troposphäre und im DIC des oberflächennahen Meeresswassers. Die Werte zeigen für die nördliche Hemisphäre einen Anstieg um fast das doppelte in der Mitte der 60er Jahre als Konsequenz der Atomtests (Jahresangabe der gesamten Tests in Megatonnen). Der Anstieg des ^{14}C im Meeresswasser resultiert aus der Aufnahme von atmosphärischem ^{14}C (aus CLARK & FRITZ 1997).

Der ^{14}C -Anfangsgehalt im Grundwasser hängt stark von geochemischen Prozessen in der Aerationszone und im Aquifer ab. Das CO_2 hat heute einen ^{14}C -Gehalt von etwa 120 pmC. In der Aerationszone greift das CO_2 das Carbonat an (0 pmC für Kalk mit „geologischem“ Alter). Das dynamische Gleichgewicht (permanente Zufuhr und Abfuhr von CO_2 bis zu > 10 pmC CO_2 in der Bodenluft) führt zu einem Anstieg des ^{14}C im HCO_3^- des Sickerwassers auf > 60 pmC. Dieses dynamische Gleichgewicht kommt mit dem Eintritt des Wassers in den gesättigten Bereich zum Erliegen (kein Austausch des CO_2 mehr mit der Bodenluft, siehe auch Abb. 2-5). Somit werden im Grundwasser oftmals Werte um 85 pmC gemessen (GEYH 1983), wobei der ^{14}C -Gehalt abhängig ist vom CO_2 in der Bodenluft und der Verweildauer in der Aerationszone. Diese 85 pmC enthalten oftmals Bomben- ^{14}C und sind deshalb nicht immer dem ^{14}C -Anfangsgehalt gleich zu setzen. Der Anteil des Bomben- ^{14}C kann aber über die Bestimmung des Jungwasseranteiles mittels Tritiummessungen berechnet und der ^{14}C -Anfangsgehalt somit korrigiert werden (HEBERT 1997).

2.2.3 Stabile Umweltisotope

Die unterschiedlichen physikalischen Eigenschaften der verschiedenen Isotopenspezies (z. B. das spezifische Gewicht, die Viskosität, die molekulare Diffusion u. a.) bewirken eine Isotopenfraktionierung. Die Verteilung der Isotopenspezies des Wassers werden durch verschiedene Prozesse im Wasserkreislauf bestimmt (z. B. Kontakt mit der Atmosphäre oder der Aqufermatrix, Verdunstung, interne Austauschvorgänge, biologische Aktivität etc.). Hauptfaktor der Fraktionierung sind jedoch die unterschiedlichen Dampfdrücke bzw. Schmelzpunkte der Isotopenspezies eines Moleküls.

Die Messung der Isotopenverhältnisse für die stabilen Isotope erfolgt massenspektrometrisch, wobei eine relative Differenz des Isotopenverhältnisses der Probe gegenüber dem eines Standards bestimmt wird. Die Differenz wird als δ -Wert angegeben:

$$(3) \quad \delta = \frac{R_{\text{Probe}} - R_{\text{Standard}}}{R_{\text{Standard}}} * 1000 \text{ ‰}$$

R_{Probe}	Isotopenverhältnis der Probe ($^2\text{H}/^1\text{H}$, $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$, $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$)
R_{Standard}	Isotopenverhältnis des Standards

Als Standards gelten (MOSER & RAUERT 1980):

- $\delta^{13}\text{C}$: PDB = marines Carbonat der Peedee Belemnite Formation (South Carolina, USA),
- $\delta^{18}\text{O}$: SMOW = Standard Mean Ocean Water,
- $\delta^{34}\text{S}$: CDT = Canon Diablo Troilit,
- $\delta^2\text{H}$: SMOW.

Sauerstoffisotope ($\delta^{18}\text{O}$)

In der Hydrogeologie wird das Verhältnis der Sauerstoffisotope ^{16}O und ^{18}O eingesetzt und als $\delta^{18}\text{O}$ [%] angegeben. Änderungen der Isotopenzusammensetzung finden bei Verdunstung und Kondensation statt, wobei die unterschiedlichen Dampfdrücke von isotopisch „leichtem“ und isotopisch „schwerem“ Wasser als Ursache zu nennen sind. Wasser mit schweren Isotopen (^{18}O und Deuterium) besitzt einen geringeren Dampfdruck, weshalb bei Phasenübergängen die schweren Isotope in der weniger flüchtigen Phase angereichert werden.

Der Isotopengehalt des Grundwassers wird durch den Niederschlag vorgegeben. Im Niederschlag finden verschiedene Fraktionierungsprozesse durch Verdunstung und Kondensation, Ausregnen und Zumischung kontinentaler Feuchte (Kontinentaleffekt) sowie beim Aufstieg feuchter Luftmassen an den Gebirgen (Höheneffekt) statt. Des Weiteren existieren Temperatur-, Mengen- und jahreszeitabhängige Effekte bei der Fraktionierung von ^{18}O (HEBERT 1997). Niederschlagswasser besitzt somit eine regional und jahreszeitlich typische Isotopensignatur, wobei das Sauerstoffisotopenverhältnis die Bedingungen des Neubildungsgebietes widerspiegelt. Der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert im Niederschlag von Freiberg lag nach HEBERT et al. (1985) für die Jahre 1982-1984 im Bereich zwischen -3 ‰ (Sommer) und -16 ‰ (Winter). In Abb. 2-7 ist die $\delta^{18}\text{O}$ -Ganglinie des Freiberger Niederschlages für den Zeitraum 1991-1993 dargestellt.

Nach dem Eintritt des Niederschlagswassers in die Aerationszone bzw. den Grundwasserleiter beeinflussen folgende Vorgänge die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte (HEBERT 1997):

1. Isotopenaustausch mit den Gesteinen,
2. Hydratisierung von Mineralen (retrograde Metamorphose), dadurch ^{18}O -Abreicherung im Grundwasser,
3. Isotopenaustausch mit hydratisierten Salzen bzw. Auflösen dieser,
4. Isotopenaustausch mit gasförmigem CO_2 der Bodenluft bzw. des Grundwassers, dadurch ^{18}O -Abreicherung.

In Deponiekörpern können Verdunstungs- und Austauschprozesse sowie biochemische Umwandlungen zu einer ^{18}O -Anreicherung führen. Der Nachweis unterschiedlicher Werte lässt Rückschlüsse auf das Eindringen von Sickerwasser aus der Deponie in das Grundwasser zu.

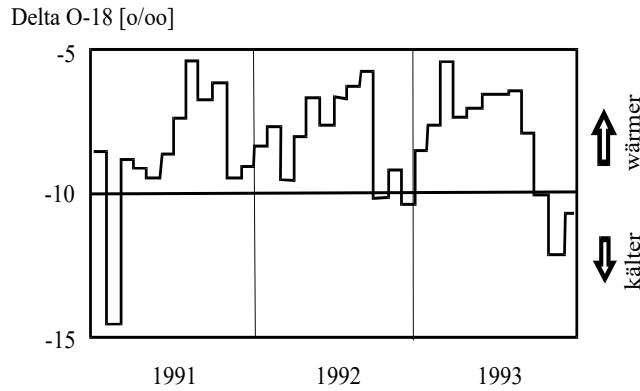


Abb. 2-7: $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im Niederschlag von Freiberg (TRIMBORN 1995)

Deuterium

Als δD wird das Isotopenverhältnis $^2\text{H}/^1\text{H}$ in ‰ angegeben. Ebenso wie beim $\delta^{18}\text{O}$ treten auch beim Deuterium folgende Fraktionierungseffekte im Niederschlag auf: Kontinentaleffekt, Höheneffekt, Temperatureffekt, Mengeneffekt, Jahreszeiteneffekt und Breiteneffekt (HEBERT et al. 1985, MOSER & RAUERT 1980). Der Kontinentaleffekt z.B. bedingt für Sachsen durchschnittliche Deuteriumgehalte im Niederschlag von -60 bis -65 ‰ (TRIMBORN 1995).

Die Isotopenfraktionierungsprozesse betreffen die Sauerstoff- und Wasserstoffisotope gleichermaßen. Demzufolge besteht ein linearer Zusammenhang zwischen den $\delta^{18}\text{O}$ - und δD -Werten im Niederschlag, der durch die sogenannte Niederschlagsgerade (Global Meteoric Water Line = MWL) ausgedrückt werden kann. Sie ist wie folgt definiert (CRAIG 1961):

$$(4) \quad \delta\text{D} = 8\delta^{18}\text{O} + 10 \text{ ‰.}$$

Abweichungen von der Niederschlagsgeraden weisen auf Fraktionierungsvorgänge in den Wässern hin (Abb. 2-8), Änderungen in der Steigung a zu Werten < 8 werden im wesentlichen durch Verdunstung der fallenden Niederschläge verursacht (MOSER & RAUERT 1980). Oftmals wird der „Deuteriumexzess“ als Maß für die Abweichung von der MWL und damit auch des Verdunstungseffektes verwendet (MOSER & RAUERT 1980):

$$(5) \quad d\text{D} = \delta^2\text{H} - 8 \delta^{18}\text{O}.$$

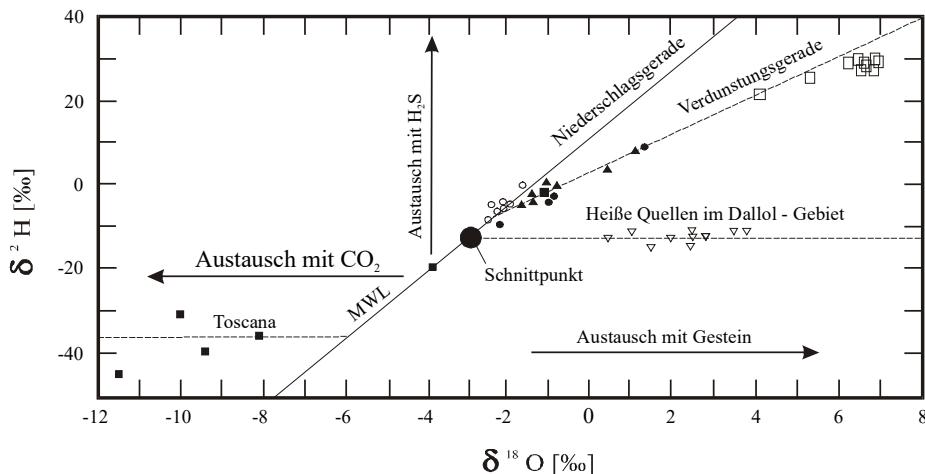


Abb. 2-8: Die globale Niederschlagsgerade (MWL) kontinentaler Niederschläge, die Verdunstungsgerade sowie der Einfluß verschiedener Ionenaustauschprozesse auf die Isotopenverhältnisse von Wässern (nach GAT & GONFIANTINI 1981)

„Normale“ Grundwässer sind isotopisch sehr homogen. Wie auch beim $\delta^{18}\text{O}$ spielen Verdunstungsprozesse in Deponiekörpern sowie der Abbau organischen Materials und der Austausch mit biochemisch erzeugtem H_2 , H_2S und CO_2 eine Rolle bei der Anreicherung des schweren Isotops im Wasser. In Hausmülldeponien wurden entsprechend $\delta\text{D}/\delta^{18}\text{O}$ -Verhältnisse oberhalb der MWL bestimmt (RANK et al. 1995, GEYH & AYS 1995, FRITZ et al. 1976).

Kohlenstoffisotope ($\delta^{13}\text{C}$)

Beim photosynthetischen Einbau von Kohlenstoff in organische Substanz wird ein Isotopieeffekt hervorgerufen, der eine Unterscheidung von Substanzen aus dem organischen, biogenen und anorganischen Bereich ermöglicht. Bei anorganischem Material liegt das Verhältnis $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ höher als bei organischem. Tab. 2-4 enthält eine Zusammenstellung verschiedener $\delta^{13}\text{C}$ -Gehalte.

Der DIC im Grundwasser liegt meist als Hydrogencarbonat und als Kohlendioxid vor. Das infiltrierende Wasser löst Boden- $\text{CO}_{2(\text{g})}$ (-25 ‰), ein Teil davon wird hydratisiert und dissoziiert oberhalb von pH 4,3 in HCO_3^- (Hydrogencarbonat) und CO_3^{2-} (Carbonat). Die Verteilung der DIC-Spezies wird dabei vom pH-Wert bestimmt. Eine weitere Rolle spielt die Lösung von Calcit aus dem Grundwasserleiter (Abb. 2-5 und Abb. 2-9).

Wird CO_2 unter aeroben Bedingungen aus organischem Material gebildet, so liegt der $\delta^{13}\text{C}$ -Gehalt des CO_2 im Bereich des organischen Materials. Wird CO_2 unter anaeroben Bedingungen unter Bildung von Methan (z.B. in einem Deponiekörper) produziert, so tritt eine starke Anreicherung des schweren ^{13}C -Isotops gegenüber dem ^{12}C auf (Abb. 2-10).

Tab. 2-4: $\delta^{13}\text{C}$ -Werte aus verschiedenen Szenarien

Szenario	$\delta^{13}\text{C}$ -Gehalt [‰ PDB]	Literaturquelle
NBS-Oxalsäure – Standard (Definition)	-19	GEYH 1983
Atmosphärisches CO_2	-7	HEBERT et al. 1995
$\delta^{13}\text{C}$ in Pflanzen, Humus und Boden- CO_2	-25	HEBERT et al. 1995
Terrestrische organische Substanzen (Holz, Holzkohle, Torf) humider Gebiete	-30 ... -20	GEYH 1983
Rezente Grundwässer (im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht)	-14 ... -11 -14,5 ... -12,5 -16	HEIDINGER et al. 1994 EICHINGER & MERKEL (1992) HEBERT et al. 1995
Bodenluft in carbonatischen Schottern	-23,4 ... -21,4	EICHINGER & MERKEL (1992)
Porenwasser in der ungesättigten Bodenzone	-15 ... -13,3	EICHINGER & MERKEL (1992)
Kohlensäure aus Grundwässern ohne merkliche chemische Reaktion mit dem Aquifergestein	-20 ... -10	GEYH 1983
Kohlensäure aus Grundwasser nach Migration von CO_2 aus dem Erdinneren, Kalk- oder Salzlösung	-10 ... +2	GEYH 1983
Frischgebildetes Hydrogencarbonat	-12,5	HEBERT et al. 1995
Höhlensinter und Travertin (Ausfällung von Bicarbonat)	-10 ... +10	GEYH 1983
Marine Kalke und Organismen	-2 ... +2	GEYH 1983
CO_2 -Bildung durch methanreduzierende Bakterien	10	HEBERT et al. 1995
„Spaghetti-Stalaktiten“ z. B. in Betonbauten (Ausfällung von Calciumhydroxid)	≤ -30	GEYH 1983

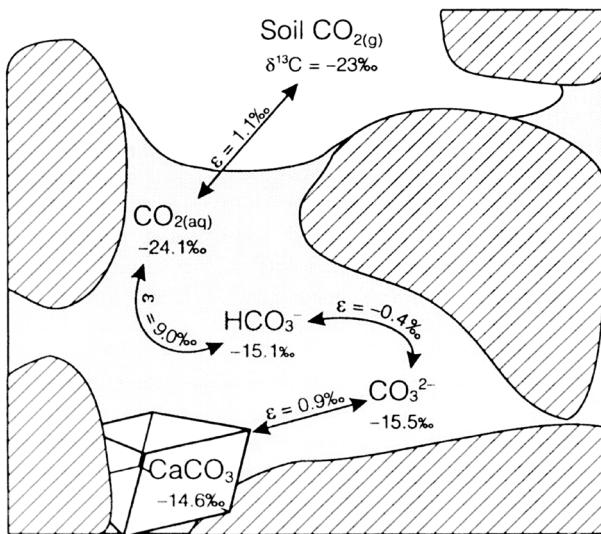


Abb. 2-9:
Schematische Darstellung der ^{13}C -Fraktionierung während der Gleichgewichtsreaktionen zwischen CO_2 , DIC und Calcit bei $25\text{ }^\circ\text{C}$ (aus CLARK & FRITZ 1997)

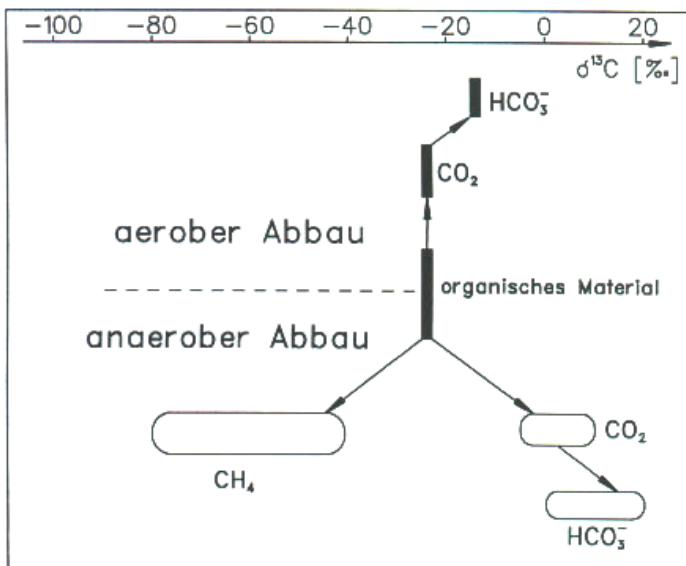


Abb. 2-10:
 ^{13}C -Fraktionierung durch mikrobiellen Abbau organischer Substanz und Änderung der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte bei der Bildung von Hydrogencarbonat in einem zur CO_2 -Quelle offenen System (aus HEIDINGER et al. 1994)

Schwefelisotope ($\delta^{34}\text{S}$)

In der Hydrogeologie kommt das Isotopenverhältnis $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$ zur Anwendung, das als $\delta^{34}\text{S}$ in ‰ bezogen auf den Standard Diablo Troilit (CDT) angegeben wird. Schwefel ist an Reaktionen im biologischen und anorganischen-chemischen Kreislauf beteiligt und kann zur Klärung der Schwefelherkunft im Grundwasser herangezogen werden.

Die Fraktionierung der Schwefelisotope beruht auf Reaktionen zwischen Schwefelverbindungen sowie der mikrobiellen Sulfatreduktion. Es sind Variationen des Isotopenverhältnisses von bis zu +150 ‰ bekannt (Abb. 2-11). Die leichtesten Sulfide weisen $\delta^{34}\text{S}$ -Werte um -65 ‰ auf, die schwersten Sulfate ca. +90 ‰. Die Sulfatreduktion bewirkt eine Verringerung des $\delta^{34}\text{S}$ -Wertes um bis zu -50 ‰, die Oxidation von Schwefel(verbindingen) resultiert in Fraktionierungsbeträgen bis zu +20 ‰ (aus RICHTER 1994). D.h. sulfidischer Schwefel ist gegenüber Sulfatschwefel isotopisch abgereichert. In Tab. 2-5 sind $\delta^{34}\text{S}$ -Werte aus verschiedenen Quellen zusammengestellt.

Die Isotopensignaturen sind nicht ohne weiteres von einem Standort auf andere übertragbar. Während im West Shasta Bergbaudistrict (Colorado, USA) keine signifikanten Unterschiede zwischen gelöstem Sulfat und Pyrit gefunden wurden (+4,5 ‰ bzw. +4,2 ‰), lagen im Gebiet der

Leviathan Mine (Kalifornien) die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte bei $-15,3\text{ ‰}$ für den Schwefel des Muttergesteins, $-12,2\text{ ‰}$ für elementaren Schwefel und $-16,5\text{ ‰}$ für gelöstes Sulfat (TAYLOR & WHEELER 1994, siehe Abb. 2-12).

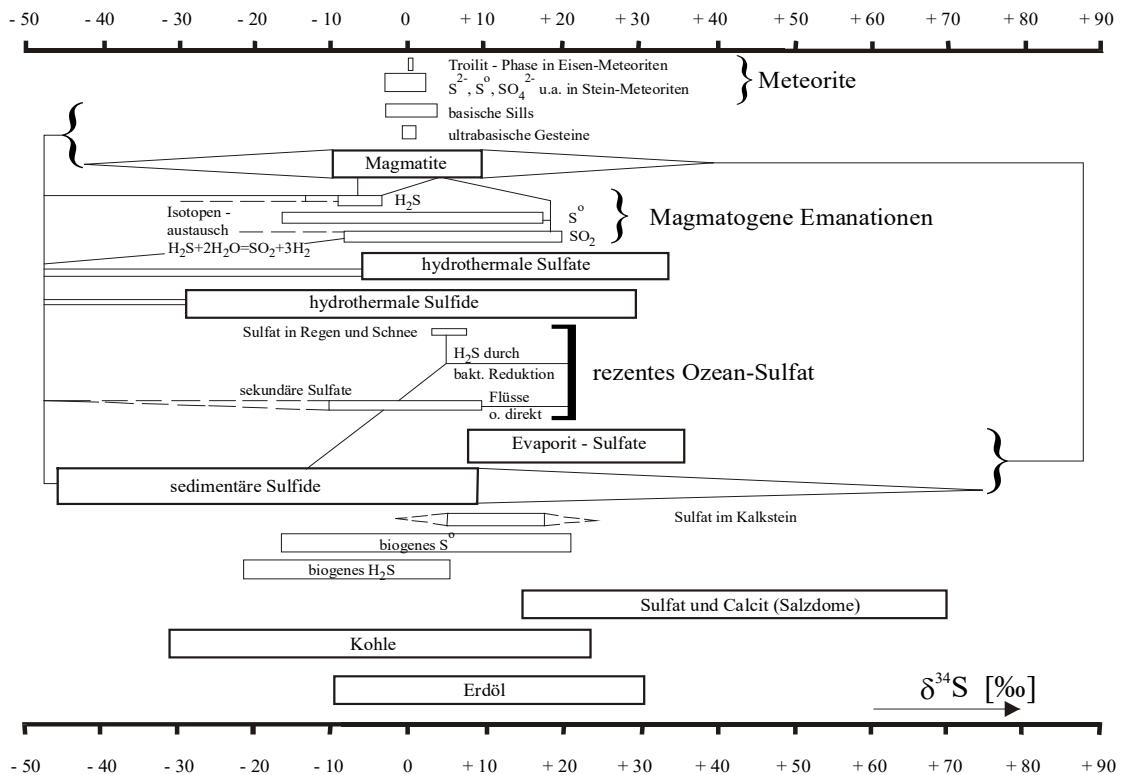


Abb. 2-11: Schwerelositenverteilung in der Natur (nach RÖSLER & LANGE 1975)

Tab. 2-5: $\delta^{34}\text{S}$ -Werte verschiedener Quellen (aus RICHTER 1994)

	$\delta^{34}\text{S} [\text{‰ CDT}]$	
	Mittelwert	Bereich
Meerwasser-Sulfat	+20,3	+18,9 ... +20,7
Marine Evaporite		+8 ... +32
Niederschlagssulfat	+8,1	-1,5 ... +19,4
Biogenes H₂S	-15	-35 ... +4
Sulfidminerale aus Sedimentgesteinen	-15	-35 ... +42

Die Fraktionierung von Schwerelositen ist für die Untersuchung von Mischdeponien im Sinne der müllüberlagerten Tailings von zweierlei Bedeutung:

- es finden im Deponiekörper Reduktionsvorgänge statt, die unter Mitwirkung von Bakterien ablaufen und das Sulfat unter Bildung von H₂S und CO₂ reduzieren und somit das Restsulfat im Grundwasser an ^{34}S anreichern (KROUSE & GRINENKO 1991);
- die Resterze in den Tailings liefern an ^{34}S abgereichertes Sickerwasser (TAYLOR & WHEELER 1994).

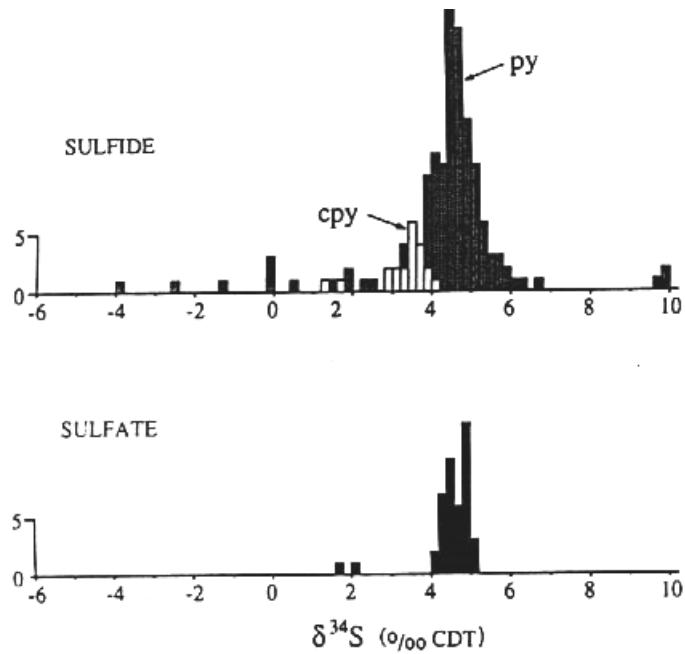


Abb. 2-12 a: Histogramme der Schwefelisotopensignaturen von Pyrit (py) und Chalkopyrit (cpy) von massiven Sulfid-Erz-Körpern im West Shasta District und von Sulfat in sauren Grubenwässern (aus TAYLOR & WHEELER 1994)

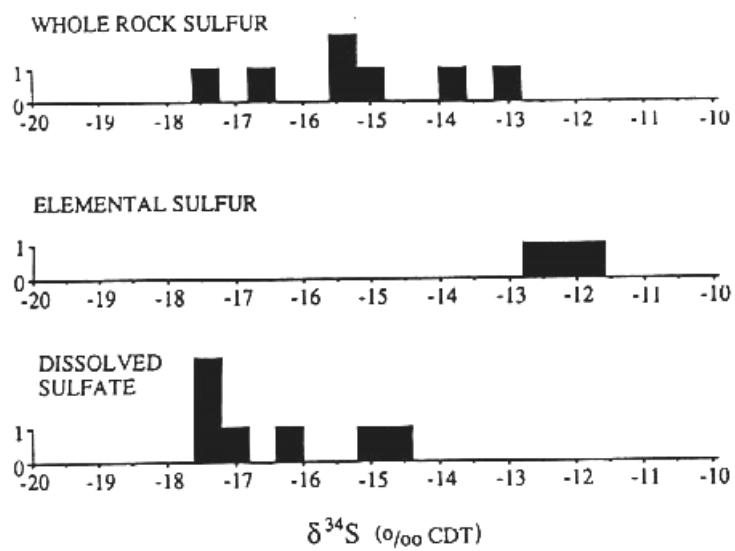


Abb. 2-12 b: Histogramme der Schwefelisotopensignaturen des Schwefels aus dem Muttergestein (Pyrit mit elementarem Schwefel), elementarem Schwefel und gelöstem Sulfat saurer Grubenwässer aus dem Gebiet der Leviathan Mine (aus TAYLOR & WHEELER 1994)

2.2.4 Konzeptionelle Boxmodelle des Grundwasser- und Isotopentransportes

Für die hydrogeologische Auswertung von Isotopendaten haben sich konzeptionelle Modelle des Strömungsfeldes, die aus dem geologischen Modell des Aquifers abgeleitet werden, als praktikables Instrument erwiesen. Dabei werden Aquifere oder Teile davon als wasser durchströmte, in sich chemisch und isotopisch homogene Box angesehen. Das Übertragungsverhalten der Box wird durch eine mathematische Funktion beschrieben, die hydrogeologische Kenngrößen als freie (anpassbare) Parameter enthält. Diese Funktion koppelt Inputfunktionen (z. B. Zeitreihen von Isotopen- bzw.

Tracerdaten, die bekannt sein müssen) mit den im Output der Box beobachteten Isotopen- bzw. Tracergehalten (Meßwerten). Die mathematische Funktion (Wichtungsfunktion, Altersverteilungsfunktion oder auch Verweilzeitverteilungsfunktion) wird von HEBERT (1997) näher erläutert; ausgewählte Wichtungsfunktionen sind in Tab. 2-6 zusammengestellt.

Tab. 2-6: Wichtungsfunktionen $f(\tau)$ und die Parameter konzeptioneller Modelle (ZUBER, zit. in HEBERT 1997)

Modell	Wichtungsfunktion	Parameter
Piston flow (PFM)	$\delta(\tau - T_o)$	T_o
Exponential (EM)	$T_M^{-1} \cdot \exp(-\tau/T_M)$	T_M
Exponential-Pistonflow (EPM)	$(T_M - T_o)^{-1} \cdot \exp\left(-\frac{\tau - T_o}{T_M - T_o}\right)$ bzw. 0 für $\tau < T_o$	T_M, T_o
Linear (LM)	$(2 T_M)^{-1}$ für $\tau > 2 T_M$ bzw. 0 für $\tau \leq T_M$	$T_M = 0,5 \cdot \tau_{\max}$
Linear-Pistonflow (LPM)	$[2 \cdot (T_M - T_o)]^{-1}$ für $T_o \leq \tau \leq 2(T_M - T_o)$ bzw. 0 für andere τ	T_M, T_o
Dispersion (DM)	$t^{-1} \cdot \left(4 \pi \cdot t \cdot T_M^2 \cdot \frac{D}{v \cdot x}\right)^{-1/2} \cdot \exp\left[-(1-t)^2 / \frac{4}{v \cdot x} \cdot t\right]$ mit $t = \tau/T_M$	$T_M, \frac{D}{v \cdot x}$

Die Lösung der Altersverteilungsfunktion ergibt das anteilgewichtete „mittlere“ Alter des beprobten Mischwassers, das auch als mittlere Verweildauer (mean residence time) oder mittlere Durchgangszeit (mean transit time) bezeichnet wird und der Austauschkonstanten (turnover time) T_M des Reservoirs entspricht. Für den Jungwasseranteil α wird als obere Altersgrenze $\tau_a = 30$ Jahre eingesetzt (HEBERT 1997).

Die praktische Entsprechung ausgewählter Modelle der Wichtungsfunktion soll kurz erläutert werden, für eine ausführliche Diskussion der Modelle wird auf HEBERT (1997) sowie RICHTER & SZYMCZAK (1991) verwiesen.

Das *Pistonflowmodell* (PM) ist für die Anwendung auf langgestreckte bedeckte Grundwasserleiter mit engbegrenztem Einzugsgebiet geeignet. Die Filtrationsgeschwindigkeit des Grundwassers muß längs aller Strombahnen gleich sein.

Das *Exponentialmodell* (EM) beschreibt die Altersverteilung im Abstrom von gut durchmischten Reservoirn, in Flüssen, Bächen und Quellwässern sowie aus Mischwässern, die mittels vollkommener Brunnen aus homogenen, unbedeckten Aquiferen konstanter Mächtigkeit gehoben wurden.

Das *Linearmodell* (LM) ist auf Mischwässer aus unbedeckten Aquiferen anwendbar, deren Mächtigkeit - oder Durchlässigkeit - in Grundwasserfließrichtung linear zunimmt. Das Mischanter entsteht wie beim Exponentialmodell im Förderbrunnen oder in der aus dem Aquifer gespeisten Vorflut.

Weitere Modelle sind z.B. das Dispersionsmodell und das Infiltrationsmodell. Zudem können zwei Modelle in Reihe oder parallel kombiniert werden (RICHTER & SZYMCZAK 1991).

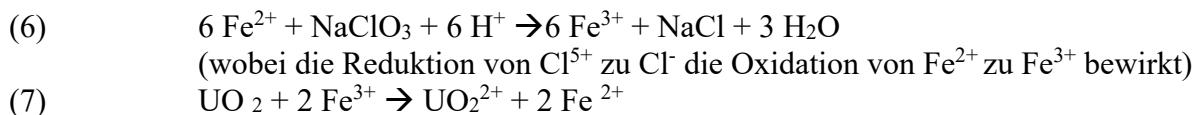
Für die konzeptionellen Modelle wird das Faltungsintegral berechnet. Somit erhält man für eine Altersverteilungsfunktion den darin enthaltenen Parameter (z.B. T_M) sowie für das Kalenderjahr eine Schar von Modellkurven. Durch Vergleich mit der gemessenen Zeitreihe wählt man die ähnlichste Modellkurve aus und identifiziert so den gesuchten Parameter. Für diese Prozedur steht das Computerprogramm MULTIS (RICHTER & SZYMCZAK 1991, RICHTER et al. 1993) zur Verfügung.

2.3 Uranerzaufbereitung

2.3.1 Methoden der Uranerzaufbereitung in Sachsen und Thüringen

Für die Aufbereitung kamen in Abhängigkeit von der Entwicklung der Bergbauverfahren sowie des Urangehaltes der Erze mehrere Prozesse zum Einsatz (NEUBERT 1995). Ein Teil der Uranerze wurde in-situ gelaugt (Bsp. Laugungsbergwerk Königstein). Bereits beim Abbau vor Ort per Handsortierung geklaubte Reicherze ($> 1\%$ Uran) wurden mittels Brechen, Sortieren und Klassieren aufbereitet und direkt versandt. Mit zunehmender Vermischung mit taubem Material erfolgte die Einrichtung von radiometrischen Aufbereitungsfabriken (RAF), in denen die Erze zerkleinert, gewaschen, gemessen und mittels Sortiermaschine abgetrennt wurden. Der dominierende Prozeß bei der Uranerzaufbereitung in Sachsen und Thüringen war jedoch die Laugung in den Aufbereitungsbetrieben. Der Prozeßablauf der Laugung ist in Abb. 2-13 schematisch dargestellt.

Nach dem Mahlen wurde das Erz mit Schwefelsäure unter Zusatz von Oxidationsmitteln (z.B. Natriumchlorat) oder mit Sodalösungen gelaugt. Dabei wurde das im Erz als U(IV) vorliegende Uran zu leicht löslichem U(VI) oxidiert. Der Oxidationsprozeß wird wie folgt beschrieben (DIEHL 1992):



Die Sulfat- bzw. Carbonat-Ionen bilden mit dem Uranyl-Ion Komplexe. Der sodaalkalische Prozeß eignet sich besonders für Erze mit alkalischem Nebengestein. In einem nächsten Schritt wurde das Uran aus der Lösung (die auch Schwermetalle enthielt) abgetrennt (meist mittels Ionenaustauscherharze). Aus den Harzen wurde das Uran anschließend desorbiert und aus der Uranlösung als Yellow Cake ($\text{Na}_2\text{U}_2\text{O}_7$ bzw. $(\text{NH}_4)_2\text{U}_2\text{O}_7$) gefällt. Als Abfallprodukt fiel das vermahlene und gelaugte Gestein an, das in einer wäßrigen Suspension auf den industriellen Absetzanlagen (IAA, Sedimentationsbecken) verspült wurde (IAEA 1992).

2.3.2 Tailings - Sedimentationsbecken der Uranerzaufbereitung

Bei einem Urangehalt von z.B. 0,1 % werden 99,9 % der geförderten Abbauprodukte in die Sedimentationsbecken eingespült (siehe Abb. 2-14). Außer dem Uran enthält der Schlamm noch alle weiteren Bestandteile des Erzes: andere radioaktive Elemente (z.B. Thorium, Radium), Arsen und Schwermetalle. Zusätzlich sind Chemikalien enthalten, die beim Aufbereitungsprozeß eingebracht wurden (z.B. Schwefelsäure oder Sodalösung). Im Sedimentationsbecken befinden sich die Stoffe in verändertem Milieu und damit in einem geochemischen Ungleichgewicht. Die in den Tailings ablaufenden hydrochemischen Prozesse werden im Kap. 2.4 erläutert.

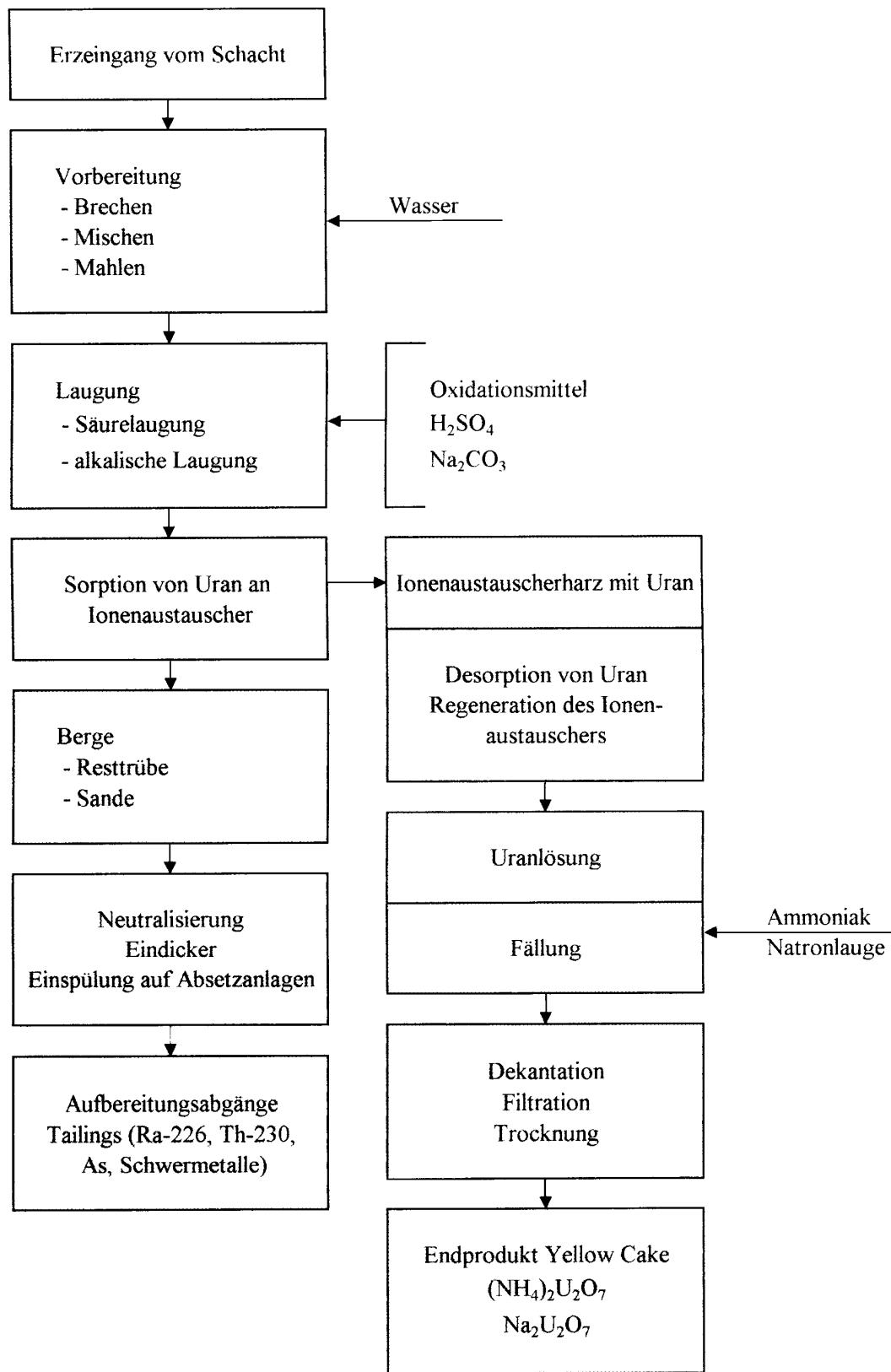


Abb. 2-13: Schematische Darstellung der Aufbereitung der Uranerze mittels Laugung (aus ULLRICH et al. in Druck)

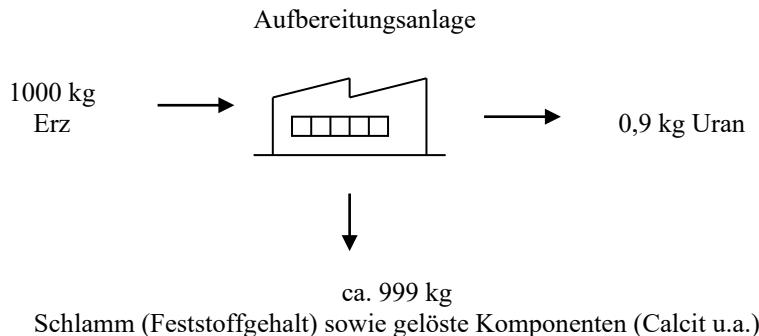


Abb. 2-14: Materialströme beim Extraktionsprozeß (Beispiel: Urangehalt im Erz: 0,1 %, Uran-Extraktion 90 %), nach DIEHL (1992)

Im Zuge des Überganges von der SAG zur SDAG WISMUT und des damit verbundenen Konzentrationsprozesses wurde ein Teil der WISMUT-Liegenschaften ausgegliedert und an die Kommunen zurückgegeben. Insgesamt gab es in der WISMUT etwa 20 industrielle Absetzanlagen (IAA) der Uranerzaufbereitung. Im Eigentum der Kommunen befinden sich einige kleinere Sedimentationsbecken:

- IAA Dresden-Coschütz/Gittersee,
- IAA Freital-Döhlen,
- IAA Lengenfeld,
- IAA Johanngeorgenstadt-Steinsee,
- IAA Schneckenstein,
- IAA Oberschlema,
- IAA Hakenkrümme Aue.

Diese Absetzanlagen wurden ausnahmslos in den Anfangsjahren der WISMUT angelegt und sind dadurch gekennzeichnet, daß sie allein unter Beachtung ökonomischer Zwänge entstanden. Dabei wurden natürliche Gegebenheiten wie Taleinschnitte, Senken und Becken benutzt, in denen durch Dämme die Sedimentationsbecken installiert wurden. Die Dämme wurden zum Teil aus Erzsanden bzw. Haldenmaterial geschüttet. Basisabdichtungen wurden in der Regel nicht vorgenommen. Das Vorhandensein geologischer Barrieren im Untergrund kann nicht vorausgesetzt werden, da diese keine Bedingung für die Errichtung einer IAA waren.

Im Laufe der Jahre wurden die rückübertragenen Tailings durch die Kommunen teilweise mehrfach nachgenutzt. Lediglich die IAA Freital 4 befindet sich noch im Originalzustand mit einer Freiwasserlamelle; alle anderen IAA's wurden mit unterschiedlichen Materialien abgedeckt bzw. überlagert. In Tab. 2-7 sind die nicht mehr in Verantwortung der WISMUT GmbH befindlichen Industriellen Absetzanlagen aufgelistet und wesentliche Kenngrößen genannt. Die angegebenen Werte stammen aus verschiedenen Quellen und stellen sowohl Mittel- als auch Maximal- bzw. Einzelwerte dar (MENDE 1995).

Größere Absetzanlagen betrieb die WISMUT GmbH z.B. in Crossen (IAA Helmsdorf, IAA Dänkritz). Hier wurden ca. 56 Mio. t Tailings in die Absetzbecken Helmsdorf (200 ha) sowie Dänkritz 1 und 2 eingespült, weitere 17 Mio. t Aufbereitungsrückstände in Form von gröberkörnigen Bergen wurden auf der Halde Crossen abgelagert. Die Vorzugsvariante zur Sanierung der IAA's ist die trockene In-situ-Verwahrung mit technischer Teilentwässerung und wirksamer Abdeckung. Diese beinhaltet die vollständige Freiwasserentfernung sowie Maßnahmen zur Fassung und Reinigung von Poren- und Sickerwässern sowie das Aufbringen einer komplexen Abdeckung zur Verminderung von Infiltration und Radonemission (PAUL & BRÜCKNER 1998).

Tab. 2-7: Charakterisierung der im Freistaat Sachsen an die Kommunen rückübertragenen IAA (MENDE, 1995 sowie MERKEL et al., 1998 b)

Ind. Absetzanlage	Volumen [T m ³]	Fläche [ha]	U _{nat} [ppm]	²²⁶ Ra [Bq/g]	Arsen [ppm]	Nachnutzung
Coschütz/Gittersee A	2000	< 20	672	15-20		Mischdeponie Hausmüll, Kraftwerksasche
Coschütz/Gittersee B	400	< 9	200	15-20		Abdeckung mit Bauschutt, Kulturboden
Freital 1	200	4,2	411	21,9	170	Abdeckung mit Bauschutt, Kulturboden
Freital 2	60	1,4	752	17,3	170	Überlagerung mit Hausmüll
Freital 3	140	3,6	218	12,2	170	Schlackedeponie (ehem. Edelstahlwerk)
Freital 4	500	6,5	328	11,2	170	Originalzustand mit Freiwasserlamelle
Lengenfeld	890	1,4	185	5	441	Abgänge der Schwerspataufbereitung
Johannegeorgenstadt 1	1000	8	140	3,2	1070	Brache
Johannegeorgenstadt 2	200	4	275	3,2	304	Hausmülldeponie
Schneckenstein 1	600	4,5	193	9	300	Abdeckung mit Haldenmaterial
Schneckenstein 2	105	1,5	290	9	700	Abdeckung mit Haldenmaterial
Oberschlema	250	5	380	2,4	131	Gewerbegebiet
Hakenkrümme Aue	565	5,9	105	3,3	423	Deponie

2.3.3 Gefährdungspotential der Tailings

Generell besitzen alle industriellen Absetzanlagen auf Grund der Gehalte an Uran, Thorium, Radium, deren Zerfallsprodukten und auch an Arsen ein hohes Stoffpotential, dessen Mobilisierung und Immission in die Schutzgüter Wasser, Boden und Luft zu verringern bzw. zu verhindern ist. Die Ausbreitungs- und Gefährdungspfade der radioaktiven Schadstoffe sind schematisch in Abb. 2-15 dargestellt. Es handelt sich bei den Kontaminanten hauptsächlich um Produkte des Zerfalls des ²³⁸U (Abb. 2-16) und ²³⁵U. Die Nuklide können mit Staubteilchen inhaliiert bzw. Radon direkt eingeatmet werden. In Nähe einer IAA ist der menschliche Organismus der Direktstrahlung der Haldenkörper ausgesetzt. Pflanzen und Tiere können in die Schlammablagerungen eindringen und damit das Material ausbreiten, die Radon-Ausgasung erhöhen und die Ablagerungen anfälliger für Erosionen machen. Zudem werden die Schadstoffe über die Nahrungskette im Biopfad transportiert.

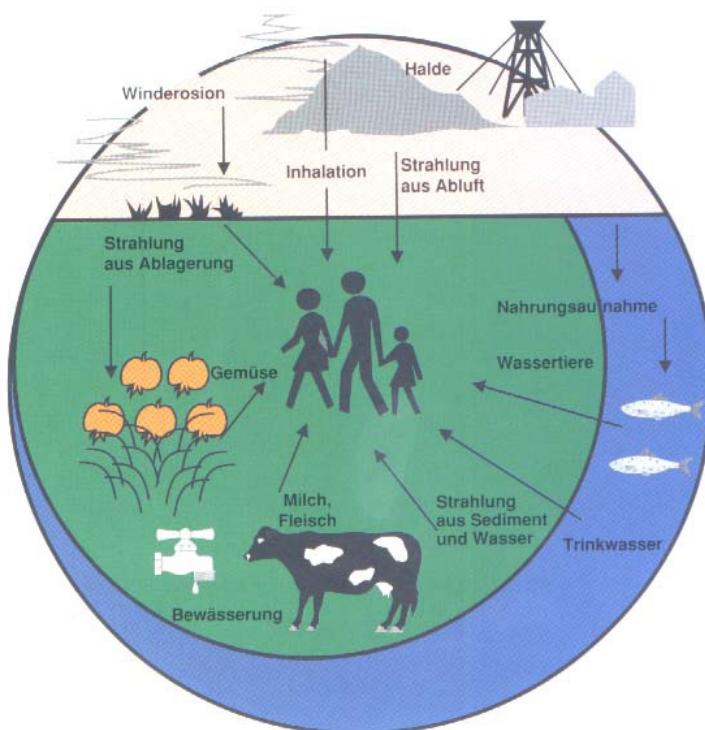


Abb. 2-15: Gefährdungspotential der Tailings (BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ 1992)

Weiterhin können die Schadstoffe aus dem Sedimentationsbecken über den Sickerwasserpfad in das Grundwasser und in den Vorfluter gelangen. Neben den Radionukliden werden unter Laugungsbedingungen ebenso die Schwermetalle und Arsen ausgetragen. Bei günstigen geochemischen Bedingungen können die Kontaminanten im Untergrund festgehalten und ihr Transport verlangsamt werden. Bei klüftigem Gestein wird unter Umständen die Schadstoffausbreitung von den Kluftsystemen in breitem Maße ermöglicht.

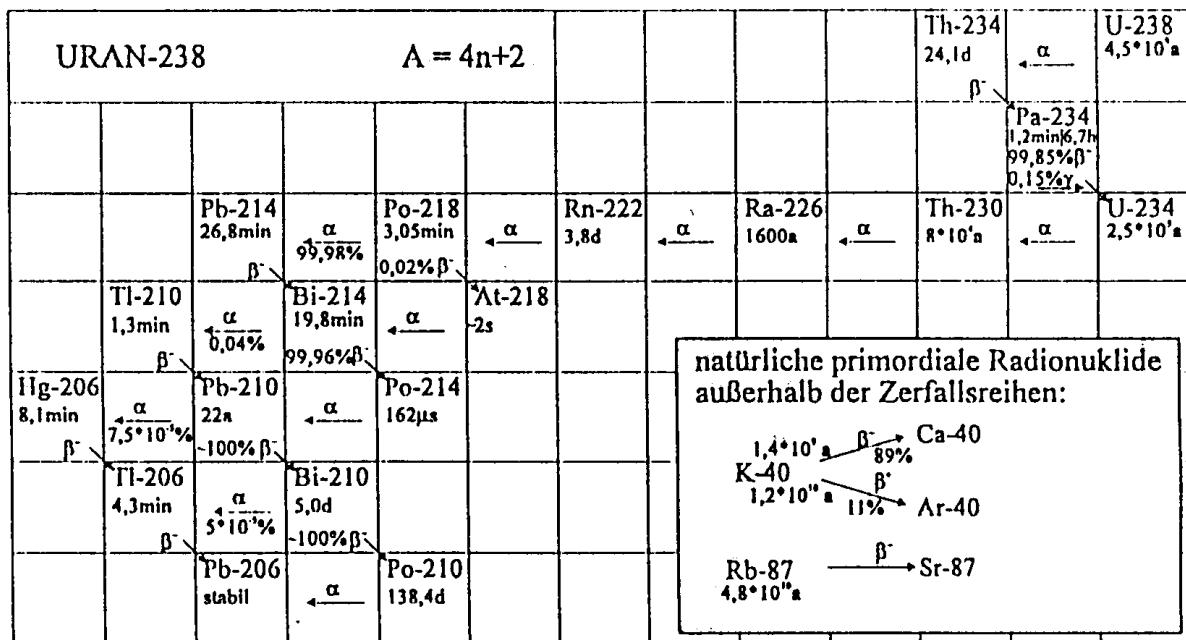


Abb. 2-16: Zerfallsreihe des ^{238}U

Ein Problem stellt die oftmals fehlende Basisabdichtung und Bedeckung der Tailings in Sachsen und Thüringen dar. Zusätzlich wurden sie z.T. nachfolgend als kommunale bzw. industrielle Deponien genutzt. Das Gefährdungspotential wurde durch Beaufschlagung mit weiteren Abfällen und Schadstoffen verändert und komplexe Deponiesituationen in kaum erkundetem Umfeld geschaffen. Ein schematischer Schnitt durch eine nachgenutzte Absetzanlage wird in Abb. 2-17 gezeigt.

Die Sanierung der industriellen Absetzanlagen wird erschwert, da aufgrund des unterschiedlichen hydrogeochemischen Verhaltens die bestmögliche Variante immer nur für einen bestimmten Schadstoff allein gefunden werden kann. So zeigt z.B. Radium ein gegensätzliches Lösungsverhalten im Vergleich zum Uran (siehe Kap. 2.1.1 und 2.1.2), so daß je nach geochemischem Milieu ein Element von beiden mobil ist.

Probleme des Strahlenschutzes und der Langzeitsicherheit blieben bei den Nachnutzungen praktisch unberücksichtigt. Durch die Abdeckung wurde die Direktstrahlung, die Abwehung von radioaktiv kontaminiertem Staub und die Radonfreisetzung aus diesen Anlagen stark verringert. Andere, wahrscheinlich schadstofffreisetzende Prozesse (insbesondere im Bereich des Wasserpfades) wurden jedoch durch die Beaufschlagung mit Müll erst eingeleitet bzw. verstärkt (z.B. Veränderung des chemischen Milieus und damit der Löslichkeit verschiedener Stoffe, Produktion von organischen Komplexbildnern im Deponiekörper etc.).

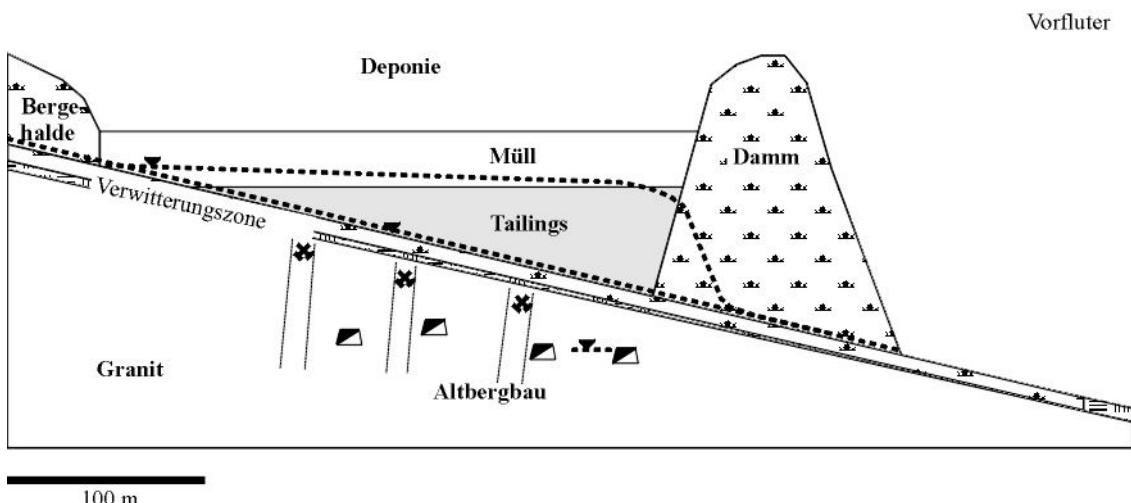


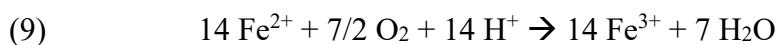
Abb. 2-17: Schematischer Schnitt durch eine nachgenutzte Absetzanlage (hier am Beispiel der IAA Johanngeorgenstadt-Steinsee), gestrichelt: Grundwasserspiegel (HELLING et al. 1996)

2.4 Hydrogeochemische Prozesse in Tailings der Uranerzaufbereitung

Die Tailings der Uranerzaufbereitung bestehen aus der Silikat-Matrix des Muttergestein (Quarz, Feldspäte, Montmorillonit, weitere Tonminerale), Erzrückständen (u.a. Pyrit) und Chemikalien des Aufbereitungsprozesses. Charakteristisch sind deshalb Porenwässer mit einem hohen Gehalt an gelösten Ionen (Salze wie z.B. Sulfate und Chlorid) incl. toxischer und radioaktiver Elemente. Durch verschiedene Prozesse kann das Stoffinventar je nach den geochemischen Bedingungen mobilisiert oder stabilisiert werden. Dazu zählen Sorption/Desorption, Lösung/Fällung (Mitfällung) und Komplexbildung. Wichtige Einflußfaktoren stellen dabei pH-Wert, Redoxpotential, Sauerstoff-, Kohlendioxid-, Gips- und Calcitgehalt, amorphe Ausfällungen von Al, Fe, Si und die Anwesenheit von Komplexbildnern (z.B. Sulfat, Carbonat, Phosphat, Hydroxid, organische Liganden) dar.

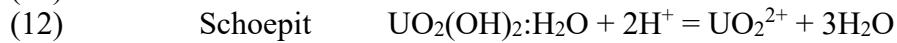
Nach der Ablagerung befinden sich die Schlämme in einem radioaktiven Ungleichgewicht. Durch radioaktiven Zerfall erfolgt eine kontinuierliche Produktion von Tochternukliden, die wiederum verschiedene Verbindungen eingehen und/oder ausgetragen werden können. Ein Zerfallsprodukt ist das mobile Gas Radon. Die in den Mischdeponien zum Teil abgelagerten Aschen sind gute Adsorber für Rn-Folgeprodukte (z.B. ^{210}Pb , freundl. Mitteilung Prof. Ullrich).

Die in den Tailings enthaltenen Sulfide (z.B. Pyrit, Arsenopyrit) unterliegen bei Einfluß von Luftsauerstoff der Sulfidverwitterung. In vereinfachter Form kann sie wie folgt dargestellt werden:



Neben Eisen werden dabei Sulfat und Protonen freigesetzt, die extrem niedrige pH-Werte verursachen (< pH 2) können. Die Bildung von sauren Grubenwässern (AMD: acid mine drainage) wird durch Bakterien der Gattung *Thiobacillus Ferrooxidans* katalysiert. Das gelöste Eisen kann dann in der Grundwasserzone unter den Tailings als Jarosit oder Fe-Hydroxid ausfallen und als Fänger für Radionuklide, Schwermetalle und Arsen wirken.

Sulfidische Mineralphasen des Urans sind nicht bekannt. Die Löslichkeit von vielen Uranmineralen steigt mit fallenden pH-Werten, wie aus den folgenden Reaktionsgleichungen ersichtlich ist (MERKEL & HELLING in Druck):



Bei alkalischem Nebengestein bzw. sodaalkalischem Laugungsmittel oder neutralisierten Tailings laufen Neutralisationsprozesse ab, die die Versauerung der Porenwässer infolge der o.g. Prozesse verzögern.

3 IAA Dresden-Coschütz/Gittersee

3.1 Kenntnisstand

Die industrielle Absetzanlage Dresden-Coschütz/Gittersee befindet sich im SW der Stadt Dresden. Besitzer ist die Stadtverwaltung Dresden, Amt für Umweltschutz. Die Sanierung der Altlasten in Dresden-Coschütz/Gittersee wird als ökologisches Großprojekt durch die Bundesanstalt für vereinigungsbedingte Sonderaufgaben, den Freistaat Sachsen und der Landeshauptstadt Dresden finanziert. Das Projektmanagement und die Leitung der Sanierungsarbeiten oberliegt der BAUGRUND Dresden IGmbH (ULLRICH et al. 1994). In Abb. 3-1 ist die Standortsituation dargestellt.

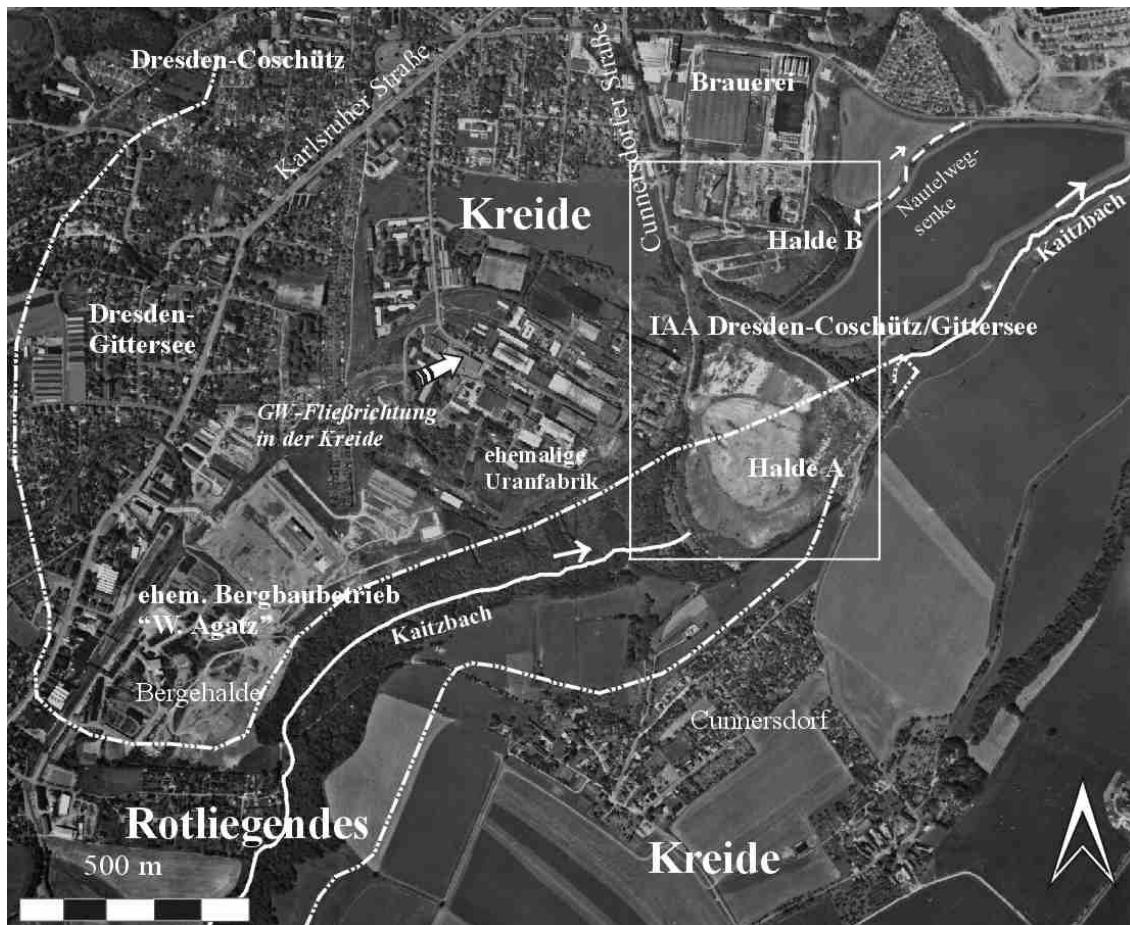


Abb. 3-1: Lage und Standortsituation der IAA Dresden-Coschütz/Gittersee (Luftbildquelle:
LANDESVERMESSUNGSAKT SACHSEN 1991)

Von 1950 bis 1962 wurde hier Uranerz aufbereitet und die Rückstände des Prozesses in zwei Absetzanlagen, bezeichnet als Halden (A und B), abgelagert. In Abb. 3-2 sind historische Luftbilder von 1945 (vor der Einspülung) und 1953 (während der Ablagerung) enthalten. Es wurden Erze folgender Lagerstätten verarbeitet:

- Westerzgebirgische Lagerstätten der hydrothermalen Gangbildung der Bi-Co-Ni-Ag-Paragenese in kristallinen Schiefern,
- Lederschiefer der thüringischen Lagerstätten,
- Zechstein-Lagerstätte Culmitzsch (quarzitischer Schiefer),
- Buntsandstein-Lagerstätte Schleusingen (Sandstein),
- Steinkohle aus Freital/Gittersee.

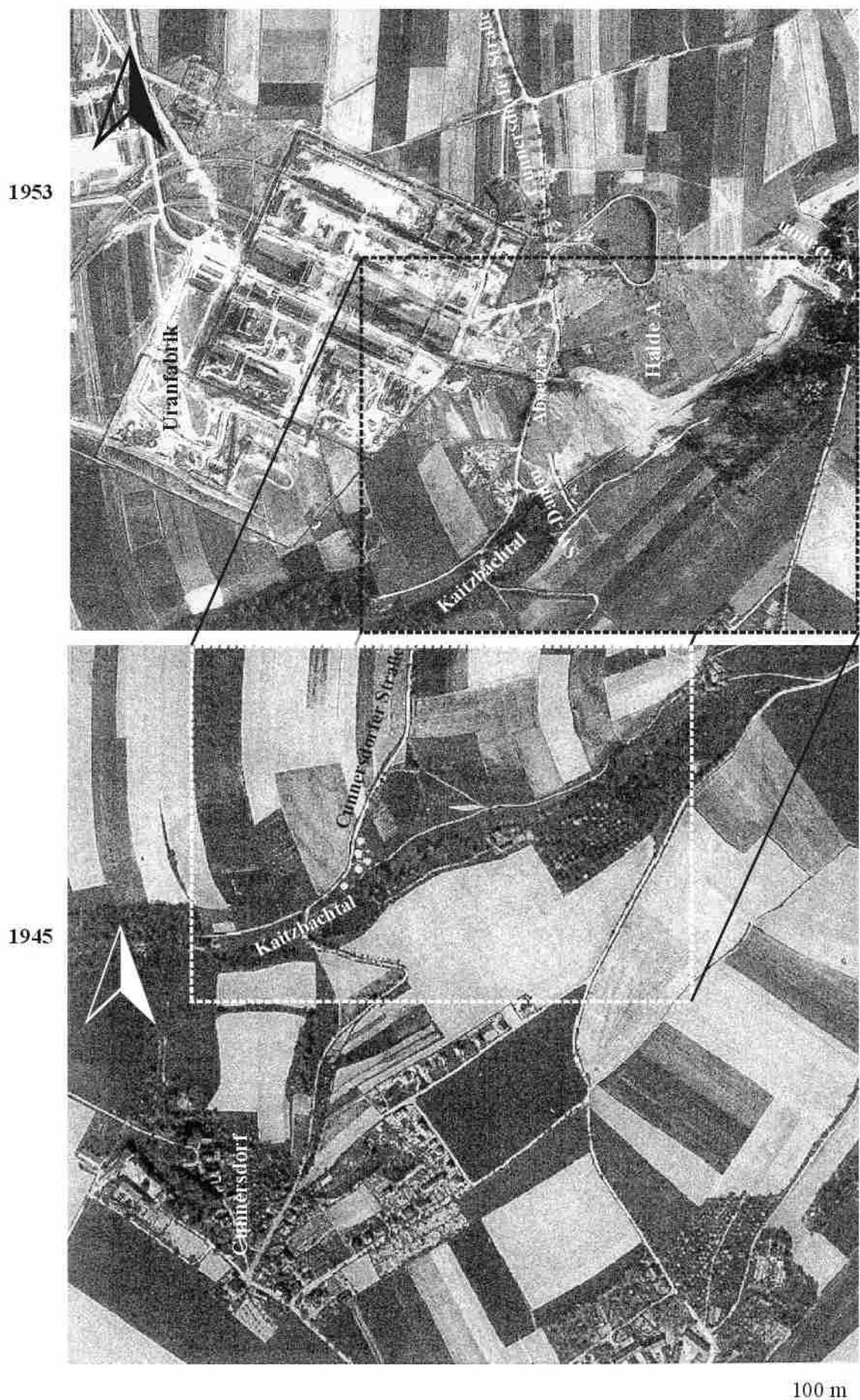


Abb. 3-2: Historische Luftbildaufnahmen (nach ULLRICH et al. 1998 b), M ca. 1:7.700

Im SW der ehemaligen Uranfabrik befindet sich der ehemalige Bergbaubetrieb „W. Agatz“ der Wismut GmbH, in dem zuletzt uranhaltige Steinkohle gefördert wurde (siehe Abb. 3-1). Das Absetzbecken wurde im Tal des Kaitzbaches angelegt, der aus diesem Grunde zum Teil durch einen Stollen umgeleitet wurde.

Nach Einstellung der Tätigkeit durch die WISMUT SDAG wurde auf dem Gelände ein Reifenwerk (bis 1992), ein Fettchemiebetrieb (bis 1992) und ein Heizkraftwerk betrieben. Die Halde A der Uranerzaufbereitung wurde von 1974 bis 1988 als kommunale Müllkippe genutzt, von 1988 bis 1992 wurde Braunkohlenasche verkippt. Seit 1993 erfolgt die Ablagerung von Bodenabtrag und Bauschutt aus der Dekontamination des Geländes der Uranerzaufbereitung. In Tab. 3-1 sind die bisherigen Nutzungen der beiden Halden zusammengestellt.

Derzeit wird eine Konzeption zur Endverwahrung der Halden erstellt, im Jahre 2000 soll die Haldensanierung ihren Abschluß finden.

Tab. 3-1: Bisherige und geplante Nutzungen der Halden der Uranerzaufbereitung Dresden-Coschütz/Gittersee (aus WOLFF et al. 1997)

Standort	Nutzung
Halde B	<p><i>Industrielle Absetzanlage (Wismut AG)</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • 1961 bis 1962 • Rückstände der Uranerzaufbereitung (Tailings) • Bauschutt, Straßenaufbruch, Bodenaushub, geringe Mengen an Müll • Gesamtmenge ca. 400.000 m³
Halde B	<ul style="list-style-type: none"> • 1976 bis 1978 Bau der Brauerei Coschütz, dabei Überbauung eines Teiles der Halde • Abtragen des Nordendes des Dammes der Halde B und Schaffung einer betonierten Fläche im Nordteil der Halde B • Ab 1993 Ablagerung von Bauschutt, Schrott und kontaminierten Massen aus dem Bodenaustausch • 1997/98 Teilsanierung des reaktiven Randbereiches und Rekonstruktion des Haldennorddammes • 1998 Abschluß der Massendeponierung • 1998/99 Konzeption der Haldenendverwahrung • ab 2000 Haldenendverwahrung Halde B
Halde A	<p><i>Industrielle Absetzanlage (Wismut AG)</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • 1950 bis 1962 Tailings • Rotschlamm (sog. Eisenhydroxidkippe) • Gesamtmenge ca. 2.000.000 m³
Halde A	<p><i>Müllkippe (Stadtwirtschaft Dresden)</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • 1974 bis 1988 • Hausmüll, Gewerbemüll, Sperrmüll, Elektronikschrott, Baureststoffe, Glaubersalz (1.400 m³) • Gesamtmenge ca. 1.600.000 m³
Halde A	<p><i>Aschehalde (ESAG Dresden)</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • 1988 bis 1992 • Braunkohlenkraftwerksasche (Lausitzer Revier) • Gesamtmenge ca. 300.000 m³
Halde A	<ul style="list-style-type: none"> • Ab 1993 Ablagerung von Bauschutt, Schrott und kontaminierten Massen aus dem Bodenaustausch der Sanierung auf der Haldenoberfläche • 1997/98 Teilsanierung des reaktiven Randbereiches • 1998/99 Konzeption der Endverwahrung und Genehmigungsanträge • 1999/2000 Abschluß der Massendeponierung • ab 2000 Endwahrung der Halde A

Da das Thema der Arbeit Mischaltlasten im Sinne von müllüberlagerten Tailings beinhaltet, wird im weiteren hauptsächlich die Halde A betrachtet (die kleinere Halde B wurde nicht als Mülldeponie nachgenutzt).

3.1.1 Klima

Für das Untersuchungsgebiet sind folgende Klimadaten verfügbar (Station Dresden-Klotzsche, DWD 1998):

- Temperatur: Jahresmittel +7,6 °C
- Niederschlag: mittlere Jahressumme der Niederschlagshöhen: 677 mm
mittleres jährliches Tagesmaximum der Niederschlagssumme: 38 mm
mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlag im Jahr
≥ 0,1 mm: 184 Tage
≥ 1,0 mm: 116 Tage
≥ 10,0 mm: 16 Tage
- Abfluß: 50-jähriges Mittel: 175 mm/a
- Verdunstung: 50-jähriges Mittel: 435 mm/a
- Wind: Jahresmittel der Windgeschwindigkeit: 4 m/s, meist SE bis W.

Vom Deutschen Wetterdienst liegen zudem die Monatssummen (Niederschlag) bzw. -mittelwerte (Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit) sowie die mittlere monatliche Tageswerte für den Zeitraum 1982 bis 1995 der Station Grumbach bzw. Dresden-Klotzsche vor.

Im 500 m südwestlich gelegenen Bergbaubetrieb „W. Agatz“ des Sanierungsbetriebes Königstein der WISMUT GmbH wird seit Oktober 1995 eine Wetterstation betrieben, deren automatisch im 0,5 h Takt aufgezeichneten Daten für die Wasserhaushaltsberechnungen (s. Kapitel 3.2) zur Verfügung standen. Für das hydrologische Jahr 1996 wurden folgende Angaben gemacht (HOLINGER AG 1997):

- Temperatur: Jahresmittel +5,8 °C
Anzahl der Frosttage (Temperatur < 0°C): 121 Tage
- Niederschlag: mittlere Jahressumme der Niederschlagshöhen: 468,2 mm
- Wind: Jahresmittel der Windgeschwindigkeit: 2,8 m/s,
max. Windgeschwindigkeit 8,4 m/s.

Sowohl die Temperatur als auch der Niederschlag fallen im Bereich Dresden-Gittersee (hier: Halde des Schachtes „W. Agatz“) wesentlich geringer aus als das langjährige Mittel der Station Dresden-Klotzsche bzw. Grumbach.

3.1.2 Geologische Verhältnisse

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Grenzbereich zwischen dem Döhlener Permocarbon-Becken und dem Dresdner Kreidebecken der Elbtalzone (Abb. 3-3). Anl. 1 (geologische Karte) sowie die Abb. 3-5 und Abb. 3-6 (geologische Schnitte) zeigen die geologischen Verhältnisse im Umfeld der IAA. Als ältestes Gestein erhebt sich im NW der Monzonit des Meißen Granitoidgebietes. Im W schließen sich die muldenförmigen Ablagerungen des Döhlener Beckens an, die mit bis zu 45° nach SW einfallen. Es handelt sich dabei um Wechsellsagerungen von Breckzientuffen, Arkose-Sandsteinen, Schluffsteinen und Konglomeraten mit Steinkohle- und Kalksteinflözen. Im Döhlener Becken wurde lange Zeit Steinkohlenbergbau betrieben. Später war die WISMUT hier aufgrund des Urangehaltes der Kohle tätig. Östlich schließt sich das Dresdner Kreidebecken an, dessen Schichten (Quadersandstein, Pennricher Sandstein, Pläner, Plänersandstein) diskordant auf dem Untergrund lagern, flach nach NE einfallen und in Gittersee auskeilen. Die Sandsteine der Oberkreide sind durch die Einschaltung von Ton(stein)lagen in mehrere Horizonte gegliedert (s. Abb. 3-4). Tab. 3-2 enthält die stratigraphische Übersicht für den Raum Dresden-Gittersee.

Tab. 3-2: Stratigraphische Übersicht für den Raum Dresden-Gittersee (aus SCHAFFRATH, 1999)

Kürzel	Stratigraphie			Lithologie
	Quartär	Holozän		Auesedimente, Lößlehme bzw. Hangschuttbildungen
^p K ^{t1-2}	Kreide	Unter- bis basales Mittel- Turon	Brießnitzer Formation	Labiatus-Pläner Labiatus-Ton
^k K ^{c3}		Obercenoman	Dölzscherer Formation	Plenus-Pläner (Tonstein) Pennricher Sandstein Plenus-Ton
^{s/p} K ^{c3}				Oberhälslicher Formation
^p K ^{c3}				Quadersandstein (Unterquader)
^{s/m} K ^{c3}				
P ₁ ¹ D ₄ (Tb)		R o t l i e g e n d e s	Bannewitz-Formation	<ul style="list-style-type: none"> • „Obere wechselhafte Schichten“ • Wachtelberg-Ignimbrit bzw. –Tuff • „Untere wechselhafte Schichten“ • Oberes Rhyolith-Fanglomerat „Oberes breckziöses Konglomerat“) • Gebänderte Sandschiefer-Arkose-Schichten • Unterer Rhyolith-Fanglomerat „Unteres breckziöses Konglomerat“)
P ₁ ¹ D ₃ (ru2)	Perm		Niederhälslich- Formation	<ul style="list-style-type: none"> • Oberer Kalkhorizont • Graue Schluff- und Tonsteine, Tuffe und Tuffite • Unterer Kalkhorizont • Grüngraue Schluffsteine, Tonsteine, Tuffe und Tuffite • „Große Lette“ (Staubtuff) • Grüngraue Schluff- und Tonsteine, Tuffe und Tuffite • Graues Konglomerat
P ₁ ¹ D ₂ (ru1)			Döhlen-Formation	1. – 7. Flöz; Steinkohle- und Brandschiefer-Flöze mit pyroklastischen und epiklastischen Zwischenmitteln
P ₁ ¹ D ₁	Carbon	Westfal	Unkersdorf-Formation	Potschappel-Wilsdruff-Porphyrit Unkersdorf-Tuff Hänichen Grundkonglomerat oder Basalbrecczie
	Carbon	Siles		Meißner Syenit

Die Festgesteinablagerungen werden im Gebiet südwestlich der IAA von einer Schar NW-SE-streichender Abschiebungen der Störungszone der „Roten Ochsen“ durchzogen (s. Anl. 1). Die aufgrund des großen Vertikalversatzes in den Döhleren Schichten als „Hauptstörung“ bezeichnete Verwerfung streicht unter der Bergehalde des ehemaligen Bergbaubetriebes aus und begrenzt mehrere Teilschollen voneinander: die sog. „Tiefscholle des Meiselschachtes“, die sog. „Zwischenscholle“ sowie die „Hochscholle“. Die Hauptstörung weist dabei sowohl in der Oberkreide wie auch in den Bannewitz-Hainsberger Schichten einen fast schon unbedeutenden Vertikalversatz auf. Ein deutlicher Sprung in der Tieflage ist erst südlich von Neu-Burgk auszumachen. Im Bereich Freital-Gittersee ist das „Obere breckziöse Konglomerat“ verbreitet, daß theoretisch im Kaitzbachtal zwischen Bergehalde und Halde A an der Oberfläche ausstreichen müßte (HOLINGER AG 1997). Weiter nach NE stehen oberflächennah (im Bereich des Kaitzbachtals) die „Gebänderten Sandschiefer-Arkose-Schichten“ an. Das Rotliegende streicht an der Syenodioritauftragung nordöstlich der Halde A aus. Der präquartäre Untergrund der Halde A wird im Grund des Kaitzbachtals von den grobklastischen Bildungen der Bannewitz-Formation des Rotliegenden („gebänderte Sandschiefer-Arkose-Schichten“, nach Norden „Unteres breckziöses Konglomerat“) eingenommen (s. Anl. 1)

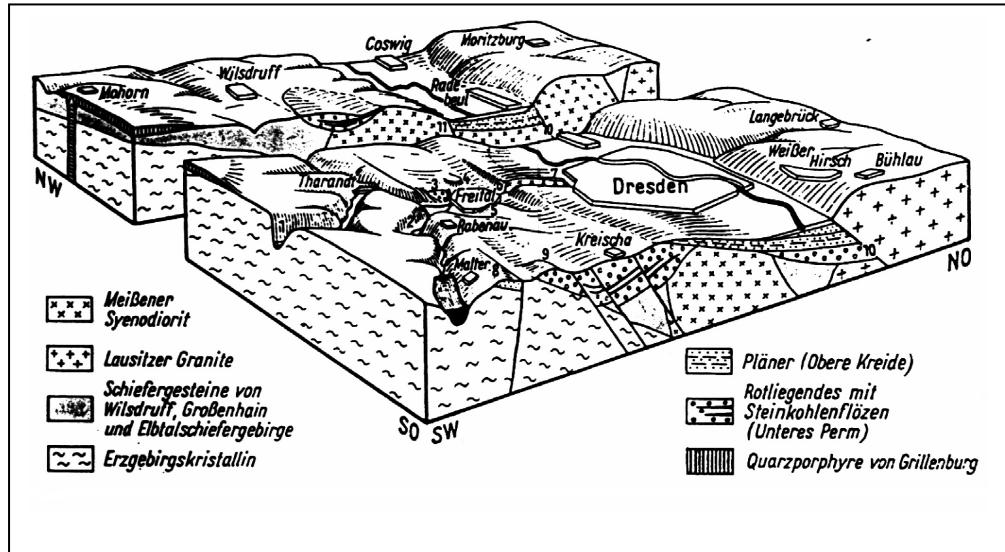


Abb. 3-3: Geologische Blockbild der Umgebung von Dresden (aus WAGENBRETH & STEINER 1989)

1 Tal der Wilden Weißenitz, 2 Rote Weißenitz, 3 Backofenfels bei Hainsberg, 4 Halde des Steinkohlenbergbaus, 5 Windberg, 6-7 Plauenscher Grund, 7 Ratssteinbruch (Pläner über Syenit), 8 Dippoldiswalder Heide (Kreidesandstein über Gneis), 9 Quohrener Kippe, 10 Lausitzer Überschiebung, 11 westliche Randverwerfung des Elbtalgrabens

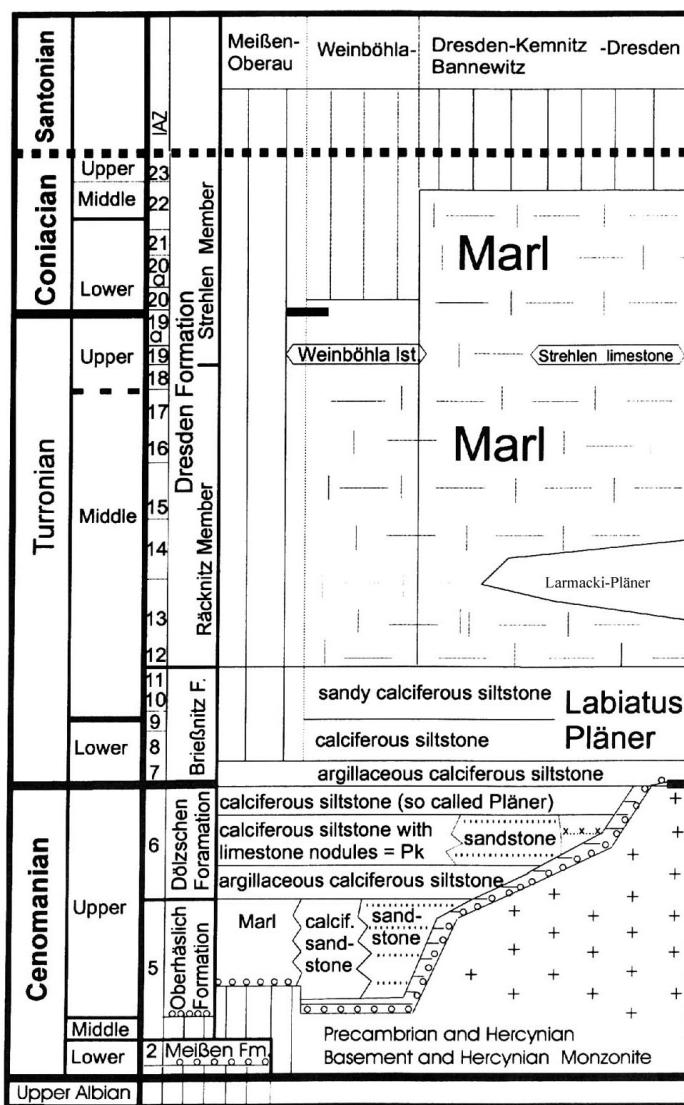


Abb. 3-4: Stratigraphie der Sächsischen Kreide für den Bereich Meißen-Dresden, freundl. Mitt. Prof. Tröger

Die Kreidebasis wird vom cenomanen Unterquader gebildet (s. Tab. 3-2). Dieser wird vom Plenuston und Pennricher Sandstein überlagert. Im Plenuston wurden erhöhte Urangehalte von 40,6 mg/kg ^{238}U und mit einer spezifischen Aktivität von 500 Bq/kg festgestellt (ULLRICH et al. 1998 b).

Nach NO (etwa in Höhe N-Rand der Halde B) gehen die Sandsteine in Kalksandsteine und Kalkschluffsteine (Klippenfazies, Abb. 3-4) über. Die Sandsteine werden von Kalkschluff- und Mergelsteinen (Plenus- und Labiatuspläner, Kalkgehalt bis zu 40 %) von mehr als 10 m Mächtigkeit überlagert (G.E.O.S. FREIBERG GMBH 1995). Die Gesamtmächtigkeit der Kreideablagerungen beträgt im Untersuchungsgebiet ca. 8 – 14 m, wobei die Mächtigkeit nach NE zunimmt. An den Hängen des Kaitzbachtals streicht der Pennricher Sandstein direkt unter den pleistozänen Deckschichten aus.

Zuoberst liegen ca. 3 – 6 m mächtige quartäre Bildungen der Hochebene (Löß und Lößlehm) bzw. der Talauen (Auelehm, teilweise kiesig ausgebildet). An den Hängen des Kaitzbachtals werden die anstehenden Festgesteine von geringmächtigen Verwitterungslehmen und Solifluktionslehmen mit Hangschuttbeimengungen bedeckt.

Abb. 3-5 und Abb. 3-6 zeigen schematisierte Schnitte durch die Halde A.

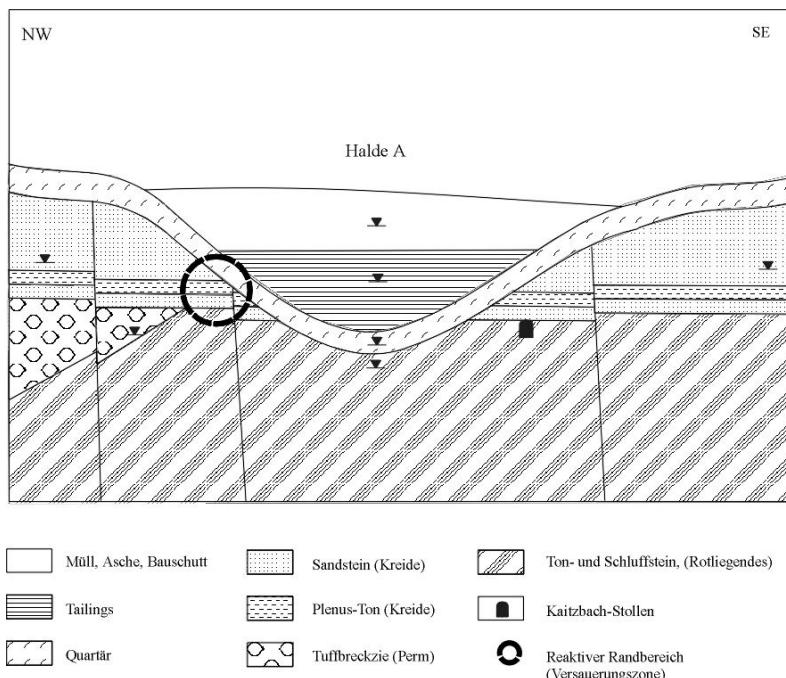


Abb. 3-5: Schematischer NW-SE-Schnitt durch die Halde A (quer zum Kaitzbachtal), nach ULLRICH et al. (1993), (Wasserstände in Grundwasserbeobachtungsrohren mit ▀ gekennzeichnet)

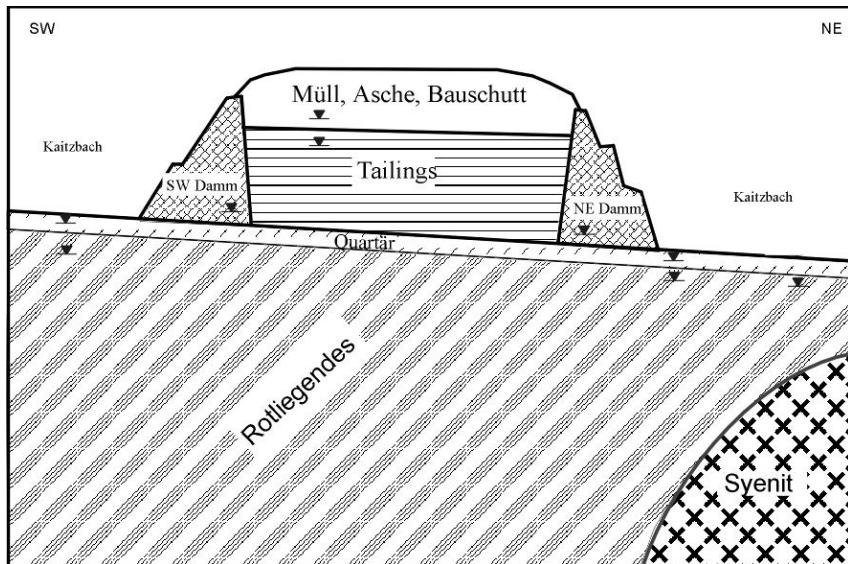


Abb. 3-6: Schematischer SW-NE-Schnitt durch die Halde A), nach ULLRICH et al. (1993), Legende siehe Abb. 3-5

3.1.3 Hydrogeologie

Die Hydrogeologie des Untersuchungsgebietes wird durch die 3 Grundwasserleiter Permocarbon, Kreide und Quartär bestimmt. Die kristallinen Gesteine begrenzen durch eine Hochlage das Permocarbon-Becken nach N und trennen dieses vom Kreidebecken hydrogeologisch ab.

Die Sedimente des Permocarbon-Beckens weisen eine Mächtigkeit von mehreren hundert Metern auf. Es handelt sich um diagenetisch stark verfestigte Gesteine, die eine Wasserführung meist nur auf Klüften erlauben. Die Schichten der Bannewitz-Formation stellen ein hydrogeologisch sehr komplexes Gebilde dar, indem die hydrogeologischen Eigenschaften in Abhängigkeit der Lithologie sehr stark variieren. Dabei fungieren die grobklastischen Sedimente (Konglomerate) als Kluftgrundwasserleiter und die feinklastischen Sedimente (Schiefersteine, Arkosen) als Grundwasserhemmer, wenn sie keine Klüfte aufweisen. Eine Wasserführung ist jedoch im lettig zersetzen oberflächennahen Bereich möglich. Im Bereich der Grobklastika ist von einer erhöhten hydraulischen Leitfähigkeit der Störungen auszugehen, während die Störungen in den feinklastischen Sedimentgesteinen nur eine geringe Leitfähigkeit aufweisen (HOLINGER 1997).

Eine aktive Wasserführung wurde im Bereich des „Oberen brekziösen Konglomerates“ sowie in geringerem Maße im „Unteren brekziösen Konglomerat“ nachgewiesen. Der Bereich zwischen diesen beiden Horizonten ist mit einer Wasseraufnahme von 0,5 % relativ wasserundurchlässig und entspricht den „Gebänderten Schluffstein – Arkose-Schichten“. Wasserführungen wurden zudem im Niveau von Konglomeratlagen in den „Unteren wechselhaften Schichten“ festgestellt. Weiterhin wurde bei 242 m   . NN ein Wasserzulauf aus einer offenen, horizontalen Kluft registriert. Die bedeutendste produktive Zone wurde im Gebiet der Halde des ehemaligen Bergbaubetriebes „W. Agatz“ im Bereich zwischen 170 m und 180 m NN beobachtet, was auf eine relativ große horizontale Erstreckung des Systems schließen lässt (HOLINGER 1997). Die Rotliegendquelle im Kaitzbachtal (212 m   . NN, s. Anl. 2) markiert möglicherweise den Ausstrich einer gut durchlässigen Einheit (Konglomerat?) in den „Unteren wechselhaften Schichten“. HOLINGER (1997) gibt in der Bohrung HG6509 wasserwegsame Zonen in dieser Einheit im Bereich von 237 m   . NN, 214-220 m NN und 204 -206 m NN an.

Es wird davon ausgegangen, daß die Grundwässer der jeweiligen Aquifere theoretisch ins n  chsttiefe Grundwasserstockwerk abfließen können. Hydraulische Verbindungen sind nur dort zu erwarten, wo der vertikale Versatz an Störungen verschiedene Grundwasserstockwerke in

direkten Kontakt zueinander bringt. Weiterhin stellen bergmännische Auffahrtungen (Schächte, Wetterkanäle usw.) und nicht verschlossene Bohrlöcher potentielle hydraulische Fenster dar.

Der Grundwasserstrom ist in den „Unteren wechselhaften Schichten“ zum Kaitzbach gerichtet, während das Wasser im „Oberen breckziösen Konglomerat“ vom Kaitzbach weg fließt. (s. Anl. 2). Im Kaitzbachtal tritt das Grundwasser der Rotliegendschichten hauptsächlich in den Kaitzbach und weiter östlich z.T. (an der Grenze zum Syenodiorit), in die Kreideablagerungen ein.

Die präkretazische Verwitterungszone des Rotliegenden erfüllt die Funktion eines Grundwassergereingleiters. Somit kann die Oberkreide als eigenständiger Grundwasserleiter angesehen werden.

Der cenomane Unterquader sowie der Pennricher Sandstein können zu einem Grundwasserleiterkomplex (doubly-porosity Aquifer) zusammengefaßt werden. Die Pläner im Bereich der Klippenfazies fungieren ausschließlich als Kluftgrundwasserleiter und sind durch geringere sowie stark wechselnde Durchlässigkeiten gekennzeichnet. Die Grundwasserführung der Kreide kann stark schwanken. Meist sind ca. 6-9 m der 13 m mächtigen Sedimente grundwassererfüllt, lokal beträgt die Grundwassermächtigkeit jedoch nur 1 m. Die Grundwasserneubildung zwischen Weißeritz und Kaitzbach beträgt ca. 6 bis 7,5 l/(s*km²), wovon ca. 2 l/(s*km²) aus den Halden der Aufbereitung stammen (G.E.O.S. FREIBERG GMBH 1995). Der Abfluß erfolgt vorrangig direkt innerhalb der horizontalen Schichtflächen und nur sekundär auf Klüften und Störungen. Das Grundwasser fließt mit einer Abstandsgeschwindigkeit von ca. 3,6 m/d bis 7,2 m/d nach NE, wobei erhebliche Differenzen zwischen der Fließgeschwindigkeit im Porenraum und der Fließgeschwindigkeit auf den Klüften bestehen. Die abfließende Grundwassermenge beträgt nach dem DARCY-Gesetz ca. 5 l/s (G.E.O.S. FREIBERG GMBH 1995). Ein Teil des Wassers fließt zum unteren Weißeritztal, der größere Teil fließt der Elbwanne zu und steigt bei Kaditz zur Elbe auf. Am Rand der Kreide-Hochflächen erfolgt z.T. eine Absickerung von Grundwasser in das Kaitzbachtal.

Die Bildungen des Quartär sind lokal von Bedeutung, haben auf die großräumigen Wasserbewegungen jedoch keinen Einfluß. Die Talfüllung des Kaitzbachtals bildet einen eigenständigen Grundwasserleiter, der jedoch in hydraulischer Verbindung mit den „Unteren wechselhaften Schichten“ und vermutlich auch mit dem „Oberen breckziösen Konglomerat“ des Rotliegenden steht. Im Kaitzbachtal entspricht der Wasserspiegel in den quartären Ablagerungen dem Bachspiegel, was auf eine entsprechende Kommunikation zwischen dem Grundwasser und dem Vorfluter deutet. In den quartären Ablagerungen der Hochfläche wurde kein Grundwasser angetroffen. Aufgrund der geringeren Durchlässigkeit der Lehme gegenüber den kretazischen Bildungen kann davon ausgegangen werden, daß eindringende Niederschläge direkt weiter ins Liegende sickern. Lokal wurden im Grenzbereich Quartär/Kreide in den oberen 0,3 m der Kreidesedimente Schichtwasser beobachtet (freundl. Mitt. Prof. Ullrich).

In Anl. 2 ist die hydrodynamische Situation (Grundwasserisohypsenplan für die Kreide) dargestellt.

Für die einzelnen Schichten werden folgende Durchlässigkeiten angegeben (G.E.O.S. FREIBERG GMBH 1995 und 1996, HOLINGER 1997):

- Syenit (Monzonit) $2 \cdot 10^{-5}$ bis $1 \cdot 10^{-8}$ m/s
- geklüftete Rotliegendschichten $1 \cdot 10^{-4}$ bis $2 \cdot 10^{-8}$ m/s
- Kalkschluffsteine $1 \cdot 10^{-8}$ m/s
- Kalksandsteine $7 \cdot 10^{-6}$ m/s
- quartäre Lehme $5 \cdot 10^{-5}$ bis $1 \cdot 10^{-9}$ m/s.

In den oberen Hanglagen beträgt der Flurabstand ca. 15 - 25 m u. GOK (Kreide), im Talbereich ist mit oberflächennahem Grundwasser zu rechnen (ca. 0,75 m – 5 m südlich der Halde A bzw. 0,5 m-

0,8 m nördlich der Halde A für das Permocarbon. Der quartäre Grundwasserspiegel liegt im Kaitzbachtal bei 0-3 m unter GOK. Das Grundwasser in den Permocarbon-Schichten ist teilweise gespannt. Nördlich der Halde A besteht keine hydraulische Anbindung des Kreide-Grundwassers an den Kaitzbach als Vorfluter, hier erfolgt bereits eine Versickerung aus dem Bach in die Kreide (G.E.O.S. FREIBERG GMBH 1995).

Anthropogene Beeinflussungen des Kaitzbaches erfolgen durch Abwasser der Kläranlage Cunnersdorf und der Regenrückhaltebecken im Gewerbegebiet Coschütz/Gittersee, Sickerwasser der Bergehalde, Einleitung von Oberflächenwässern mit erhöhtem Schwebstoffanteil (Starkregenabtrag von Bergbauhalden des Steinkohlenaltbergbaus und des Uranerzbergbaus) sowie temporär gefördertem Grubenwasser des ehemaligen Bergbaubetriebes „W. Agatz“. Die gehobenen Grubenwassermengen betrugen zur Zeit der untertägigen Sanierung z.B. 1991 ca. 673.000 m³ bzw. 1994 ca. 718.000 m³; die dem Schacht zusitzenden Wässer werden mit ca. 70 m³/h beziffert (freundl. Mitt. Dr. Schauer). Die Uran-, Sulfat- und Chloridgehalte sowie die spezifische Aktivität der in den Kaitzbach abgestoßenen Grubenwässer nehmen kontinuierlich ab. Für 1992 werden für die Grubenwassereinleitung im Durchschnitt 0,09 mg/l Uran, 0,263 Bq/l ²²⁶Ra und 1824 mg/l Sulfat angegeben (SCHAUER et al. 1993).

Das unterirdische Einzugsgebiet bezogen auf die Halden der Aufbereitung beträgt 3,4 km² und hat eine Neubildungsrate von 16,7 l/s (G.E.O.S. FREIBERG GMBH 1995). Die Halden der Uranerzaufbereitung liegen ohne zusätzliche Abdichtung auf dem geologischen Untergrund. Der Kaitzbachlauf wurde von km 8,4 bis km 8,8 reguliert und das Bachbett z.T. befestigt. Im Bereich der Halde A wurde der Kaitzbach in einen Stollen umgeleitet.

Im Rahmen der Altlastenerkundung und Sanierung wurden vom bearbeitenden Ingenieurbüro BAUGRUND Dresden IGmbH 60 Grundwassermeßstellen und 3 Meßwehre im Kaitzbach eingerichtet. Dabei werden alle Grundwasserleiter im An- und Abstrom sowie die Wasserhorizonte im Deponiekörper erfaßt. Zudem existieren im Bereich des Kaitzbachtals im Anstrom der Halde A Grundwassermeßstellen der WISMUT GmbH. Im Abstrom der IAA befinden sich weiterhin Grundwassermeßstellen des Autobahnamtes Sachsen. Anl. 2 zeigt die Lage und Repräsentanz der Meßstellen der IAA Coschütz/Gittersee und der zusätzlich verwendeten Probennahmepunkte. Eine komplette Aufstellung der Meßstellen aller o.g. Betreiber ist in SCHAFFRATH (1999) enthalten.

In den haldennahen Grundwassermeßstellen des Quartärs und der Kreide zeigen sich bereits Einflüsse der Halden durch hohe Gehalte an Sulfat, Chlorid und auch Uran. Die Reichweite der Grundwasserkontamination kann mit ca. 300 m im Abstrom (P16) nachgewiesen werden (ULLRICH 1997). Die hydrogeologische Situation der Altablagerung selbst wird im anschließenden Kapitel beschrieben.

3.1.4 Charakteristik der Halde A

Die Halde A erstreckt sich auf einer Fläche von 20 ha zwischen zwei Dämmen in der Kaitzbachtalaue. Die Dämme bestehen aus einem Gemisch von Schlacke, Asche, bindigem Mineralboden und Ziegelbruch sowie im oberen Teil aus sandigen Tailings. In beiden Dämmen existiert eine Sickerwasserlinie (ULLRICH 1993).

Die Halde A kann in zwei Bereiche mit unterschiedlicher chemischer Charakteristik unterteilt werden (ULLRICH et al. 1998, siehe Anl. 3 bis 5):

- *Beckenbereich* der Halde mit einer Fläche von 12,4 ha bestehend aus ca. 2 Mio. m³ schluffigen, wassergesättigten, neutralen bis basischen Tailings ohne Merkmale einer sauren Verwitterung,
- *Reaktiver Randbereich* der Halde A (Kronenbereich des Süd- und Norddammes, NW-Rand der Halde bis zur Cunnersdorfer Straße) mit sauer verwitternden, überwiegend sandigen,

ungesättigten Tailings (0,16 Mio. m³), die eine Fläche von ca. 6,6 ha einnehmen (hufeisenförmiger Streifen von ca. 10 m bis 150 m Breite und 1000 m Länge), bestehend aus einem Bereich mit aktiver Pyritverwitterung und einem Bereich mit aktiver Neutralisation).

Der Aufbau der Halde ist durch 1 Deck- und 3 Hauptschichten charakterisiert, wobei entsprechend der Morphologie des Kaitzbachtals in der N-S-Achse die höchsten Mächtigkeiten erreicht werden (max. 42 m):

- Deckschicht ca. 0,5 m
- Braunkohlenasche ca. 3 m
- Hausmüll ca. 12 m
- Tailings max. 25 m.

Seit 1993 erfolgt die Ablagerung von Bodenabtrag und Bauschutt aus der Dekontamination des Geländes der Uranerzaufbereitung (s. auch Tab. 3-1).

Die Müllschicht über dem Tailingskörper befindet sich in der stabilen methanogenen Phase wobei die Deponiegasszusammensetzung in den einzelnen Meßstellen örtlich und zeitlich schwankt. Die zur Oberfläche hin gerichtete Gasströmung verhindert dabei weitgehend das Eindringen von Luft. Durch die Verrottung organischen Materials in der Müllschicht kommt es derzeit zu erhöhten Kohlensäuregehalten in der Bodenluft. Die im Müll/Tailingswasser gemessene Bicarbonatkonzentration korrespondiert nach MÜNZE (1994) mit einer Gleichgewichts-CO₂-Konzentration in der Bodenluft von 20 - 30 % CO₂.

Der Haldenkörper besteht vornehmlich aus feinkörnigen, plastischen, wassergesättigten, tonig-schluffigen Tailings, z.T. sind fein- bis mittelsandige Partien eingelagert (s. Anl. 3). Innerhalb der Tailings treten feingeschichtete Wechsellegerungen, Durchmischungen und Rotschlammnestere auf. Im nordwestlichen Randbereich liegen unter den Tailings noch bis zu 2,5 m mächtige Rotschlammablagerungen. Hierbei handelt es sich wahrscheinlich um ein Fällungsprodukt aus der frühen Zeit der Uranerzaufbereitung. Der Rotschlamm (100% Tonfraktion) besteht aus einem Gemisch von Calcit und Eisenhydroxiden, -oxidhydraten und -oxiden mit Schwermetallen und Radionukliden in unterschiedlichen Verbindungen (Carbonate, Phosphate, Sulfate usw.).

Die Tailings weisen pH-Werte im Bereich von 1,3 bis 8,6 auf. Anhand der pH-Werte erfolgte die Abgrenzung des (sauren) reaktiven Randbereiches. Der gesamte Beckenbereich der Halde A ist durch neutrale bis basische, schluffige Tailings gekennzeichnet. Die pH-Verteilung in den Tailings ist in Anl. 4 dargestellt. Die Urangehalte der Tailingsporenwässer liegen bei 1 Bq/l bis ca. 40 Bq/l (0,043 mg/l bis 1,72 mg/l, ULLRICH et al. 1998 a).

Das Tailingsmaterial setzt sich hauptsächlich aus Quarz (ca. 25-75%), Muskovit (15-30%) und Kaolinit/Chlorit (1-10 %) zusammen. Feldspat, Pyrit, Gips und Bassanit kommen mit < 5 % sowie Anhydrit und Magnetit in Spuren vor (ULLRICH & ADOLPHI 1995).

In den schluffigen, wassergesättigten ($S_r > 0,9$), neutralen bis basischen Tailings lässt der Pyrit keine Anzeichen von Verwitterung erkennen. In den sandigen, ungesättigten ($S_r = 0,3$) wurden die für die oxidative Zersetzung von Pyrit typischen Mineralbildungen an den Bohrkernen festgestellt (ULLRICH et al. 1998):

- Neubildungen von sehr feinkörnigen, hellgelben Eisensulfaten (Jarosit);
- Gipsausscheidungen im Porenraum der Tailings,
- Kombinationen von Goethitbildung (braune Krusten) mit Eisensulfaten und Gips.

Das Schadstoffpotential der 2,3 Mio. t Schlamm (2 Mio m³) in der Halde A wird von MENDE (1995) mit 1500 t Uran (670 ppm), 15 - 20 Bq/g Ra, 1000 - 1500 t Arsen (670 ppm) und 10.000 t Schwer-

metalle beziffert. Die Tailings der Halde A befinden sich chemisch und hydrologisch in einem quasistationären Zustand, der gegenüber exogenen Einflüssen eine beträchtliche Stabilität aufweist (MÜNZE 1994).

Das natürliche Aktivitätsverhältnis Ra/U wird für die Tailings der IAA Coschütz/Gittersee mit 1,5 – 15,6 angegeben, im Rotschlamm ist es zugunsten des Uran verschoben (0,5 – 0,6), wobei das Uran festgebunden in Phosphaten vorliegt (G.E.O.S. FREIBERG GMBH 1995).

Innerhalb des Haldenkörpers ergeben sich zwei Wasserhorizonte:

- ein Wasserhorizont im Müllkörper mit einer Wasseroberfläche bei ca. 221 m ü. NN als Stauwasserlamelle auf den Tailings sowie
- der Wasserspiegel des freien Porenwassers der Tailings mit einem wechselnden Wasserstand (ca. 215 m NN) aufgrund der Inhomogenität des Tailingskörpers.

Der Wasserhorizont im Grenzbereich Müll/Tailings befindet sich im Niveau des ehemaligen Spülsees der Tailings. Er wird durch den einsickernden Niederschlag über die Asche-Müll-Schicht gespeist und repräsentiert aus hydrochemischer Sicht ein typisches Deponiewasser. Der Wasserstand innerhalb des Müllkörpers ist relativ konstant, so daß von stationären Verhältnissen ausgegangen werden kann (ULLRICH et al. 1993).

Die Tailings liegen mit einem max. Sättigungsgrad von 1,0 vor. Der gravimetrisch entwässerbare Anteil liegt bei ca. 10 (ULLRICH et al. 1993). Der Durchlässigkeitsteilwert liegt zwischen 10^{-4} m/s (sandige Tailings) und 10^{-9} m/s (schluffig-tonige Tailings). Es handelt sich bei den angetroffenen Tailingswässern vermutlich nicht um eine durchgängige Wasserführung sondern um Schichtwässer (an sandige Partien gebunden, BAUER et al. 1994).

In den Dämmen hat sich eine Sickerwasserlinie ausgebildet, die durch Wasserstände bei 206 m ü. NN (SW-Damm bzw. 202 m ü. NN (NO-Damm) repräsentiert wird. Die Fassung des Sickerwasser aus den Dämmen erfolgte in Sickergräben am Dammfuß. Im Talfesten sind Steinpackungen dem Haldenfuß vorgesetzt. Im östlichen Teil der Dämme sind Sickerrohre gelegt, die in 5 Kontrollsäulen münden. Diese führen, ebenso wie die Sickergräben nahezu kein Wasser (ULLRICH et al. 1993).

3.1.5 Geogene Hintergrundbelastungen in Dresden-Gittersee

Die von G.E.O.S. GMBH (1995) ermittelten geogenen Hintergrundbelastungen der Radionuklide für die Gesteine und Grundwässer im Bereich Dresden-Gittersee sind in Tab. 3-3 aufgelistet.

Tab. 3-3: Geogene Grundbelastung an Uran und Radium in Dresden-Gittersee nach G.E.O.S. GMBH (1995) und SCHAUER et al. (1993)

	Schicht	Uran		Ra		AV $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$	
		Gestein [Bq/kg]	Grundwasser [Bq/l]	Gestein [Bq/kg]	Grundwasser [Bq/l]	Gestein	Grund- wasser
Karbon	Syenit (Monzonit)	100 - 150	k. A.	94 – 140		~1	
Rot- liegendes	Tonstein	70 – 90	0,2 – 0,6	70 – 110	0,03	~1	6,7 - 20
	Syenitarkose	140		k. A.			
	Grubenwässer	-	0,375 – 6,25	-	0,007 – 0,45	-	<< 1
	Kaitzbachquelle	-	< 0,05	-	0,25	-	<< 1
Kreide	Sandsteine	50 – 70	0,04 – 0,08	42 – 80		0,8 – 1,4	0,1 – 1,2
	Plenuszone	650		1260		2	
Quartär	Lehm	60	k.A.	60	0,01 – 0,08	1	
	Bachsedimente	70-150		130-250		~ 1,8	

Dabei werden für den Syenodiorit für Uran 100-150 Bq/kg sowie für Radium 94-140 Bq/kg angegeben. Ursache sind dafür die Uranerze des Döhlener Beckens, die sich durch Lösung, Transport und Wiederausfällung an einer geochemischen Barriere angereichert haben. In den Gesteinen des Rotliegenden fallen die Uran-Konzentrationen entsprechend niedriger aus. Das natürliche Aktivitätsverhältnis $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$ liegt für das vererzte Material des Döhlener Beckens bei 0,07 bis 0,8. In der Kreide wurden erhöhte Gehalte im Tonstein und in der Plenuszone festgestellt, sowie erhöhte γ -Meßraten an der Kreide-Basis.

3.1.6 Kenntnisstand zum Schadstoffaustrag der Halde A, insbesondere im reaktiven Randbereich

Die Darlegungen in diesem Kapitel wurden dem aktuellen Erkundungsbericht (ULLRICH et al. 1998) entnommen. Eine Grundwasserbeeinflussung wurde vor allem im reaktiven Randbereich der Halde A, aber auch im angrenzenden Bereich der ehemaligen Uranfabrik sowie unter der zentralen Haldenaufstandsfläche festgestellt, wobei der reaktive Randbereich aufgrund der niedrigen pH-Werte und der hohen Konzentrationen an Uran und Schwermetallen besondere Beachtung findet.

Der Abstrombereich des reaktiven Randbereiches ist bis auf mind. 200 m Entfernung vom Zentrum der Ablagerung versauert, wobei das Konzentrationsmaximum nicht im Zentrum (P58) sondern im unmittelbaren Abstrombereich (P10) zu finden ist. Die Menge des im reaktiven Randbereich der Halde A in den natürlichen Untergrund eingetragenen Urans beträgt ca. 8 - 9 t. Mehr als 80 % des freigesetzten/eingetragenen Urans befindet sich in den Sedimenten direkt an der Haldenaufstandsfläche im Quartär und im Top der Kreide. Der Prozeß der Stoffmobilisation in den Ablagerungen des reaktiven Randbereiches kann in drei Etappen unterteilt werden:

1. Betriebszeit der Aufbereitungsanlage von 1950 bis 1962

Stoffmobilisation aus frisch aufbereitetem Material durch Restsäure aus dem Aufbereitungsprozeß und Auswaschung mit dem aussickernden Porenwasser (hauptsächlich Prozeßwasser) sowie zusitzenden Niederschlägen

2. Nach der Stilllegung der Aufbereitung ab 1962

Stoffmobilisation durch die bei der oxidativen Verwitterung von Sulfiderzen freiwerdende Säure unter Einwirkung von Atmosphärilien und Auswaschung durch zusitzende Niederschläge

3. Deponierung von Hausmüll und Asche auf der Halde A ab 1977

partielle Neutralisation saurer Tailings durch basische Sickerwässer, die in einer lokalen Überdeckung mit einer Müll-Asche-Schicht entstehen, der Hauptteil der Ablagerungen verbleibt im Zustand der sauren Verwitterung

Die in den o.g. Etappen ablaufende Uranmobilisation führte zu einer nahezu durchgängigen Kontamination der quartären Sedimente und der obersten Schicht der Kreidesedimente, wobei die carbonathaltigen (bis 30 % CO_3) Labiatus-Schichten als geochemische Barriere wirken.

Die Versauerung ist im reaktiven Randbereich stets mit einer Uranfront verbunden, deren max. Eindringtiefe in den Tailingsuntergrund mehr als 5 m beträgt. Das Verhältnis von Uran zu Radium liegt zwischen 4 und 55. Die Migration des Urans mit dem Sickerwasser in tieferliegende Schichten ist auch durch Anreicherungszonen in den Tailings nachweisbar, in denen das Uran-Radium-Verhältnis deutlich über Werten von 0,4 bis 0,5 liegt. Es ist eine scharfe Trennung zwischen der Versauerung der quartären Sedimente bis zum Top der Kreide und der Versauerung der Grundwasserzone in den Kreideablagerungen zu beobachten. In den Bohrungen P57/P58 reicht die Säurefront bis in die unterturonen Sedimente und ist 1 m tief in den Ton-Schluffstein des Labiatus-Plänkers vorgedrungen. Zwischen beiden Versauerungszonen besteht keine vertikale Verbindung.

Die im Kreide-GWL des reaktiven Randbereiches festgestellte Kontamination in den Meßstellen P10, P11 und P34 (s. Kap. 3.3) ist demzufolge ein Relikt aus der Betriebszeit der Absetzanlage (ULLRICH et al. 1998, HELLING et al. 1998). Der Schadstoffeintrag in das Grundwasser erfolgte während der Betriebszeit durch die Infiltration saurer Prozeßwässer in den Pennricher Sandstein an der westlichen Flanke des Kaitzbachtals über dort vorhandene hydraulische und/oder geochemische Fenster. Der damalige Höchststand des Wassers (in einer max. 3 m mächtigen Zone im GWL) wurde mit 204 m ü. NN ermittelt. Diese, heute wieder ungesättigte Zone, ist als Migrationspfad unter den gegenwärtig herrschenden hydraulischen Randbedingungen nicht mehr aktiv.

MÜNZE (1994, 1997) führte für den Standort chemische Modellierungsarbeiten zur Radioelement- und Schwermetallfreisetzung in den Tailingshalden mit dem Ziel durch, einen Nachweis der Kompatibilität des Grundwasserchemismus im Abstrom mit der Genese als Relikt aus der Betriebszeit bei gleichzeitigem Ausschluß des reaktiven Randbereiches als dominierendes Quellgebiet zu erbringen. Dazu wurden für die Uranlöslichkeit in oxidierten Grundwässern der Ansatz der Copräzipitation bzw. Coadsorption an Bodenkomponenten von Makrokomponenten verwendet. Über inverse Modellierungen wurde die (horizontale) chemische Entwicklung des Kreide-Grundwassers im Kontakt mit den Aquifergestein und Bodengas simuliert. Die qualitativen Ergebnisse dieser Simulationen können wie folgt zusammengefaßt werden:

- Die chemische Entwicklung vom Anstrom zum Abstrom impliziert die Auflösung leichtlöslicher Sekundärminerale, die in einem bereits zurückliegenden Prozeß im Aquifergestein gespeichert wurden.
- Die Infiltrationsstelle für die saure Kontamination müßte sich im Bereich der nordwestlichen Flanke des Kaitzbachtals östlich der Meßstellen P58 und P60 befinden und ist versiegert.
- Die Veränderungen in der Zusammensetzung der Grundwässer entlang der Fließrichtung vor und nach der Ablagerung sind chemisch und stöchiometrisch sowie hydrodynamisch nur unter Einbeziehung einer massiven sauren Infiltration aus dem ehemaligen Schlammteich der Halde A konsistent zu erklären.
- Der Transport im Kreidegrundwasserleiter erfolgt im Bereich des reaktiven Randbereiches hauptsächlich über Klüfte und Störungen.

Das Transportverhalten der Versauerungsfront im Grundwasserleiter wird als laterale Migration (advektive Strömung) sauren Kluftwassers - überlagert durch eine, die Acidität linear verminderte Reaktion (Auflösung von Kalk mit konstanter Reaktionsgeschwindigkeit) - beschrieben (MÜNZE 1997). D.h. nach dem Versiegen der Kontaminationsquelle füllt sich die Kluft mit gegenüber dem Porenwasser geringer mineralisiertem Wasser und es kommt zur Rückdiffusion aus dem Porenraum. Die Migrationsfront rückt mit der gleichen Geschwindigkeit vor wie das nachrückende Wasser. An der Grenze zum nachdrängenden Wasser bildet sich ein Konzentrationsmaximum, das unter fortschreitender Abnahme weiter vorrückt. Wenn dieses das Ende der in der Infiltrationsphase versauerten Grundwasserzone erreicht hat, wird nur noch das Kluftwasser mit geringerer Konzentration nachgeliefert und die Kontaminations-Aureole fließt in Strömungsrichtung langsam auseinander. Gegenwärtig erstreckt sich die Aureole über ca. 400 m gemessen von P58.

Versauerungen sind ebenfalls unter neutralen bis basischen, schluffigen Tailings (außerhalb der reaktiven Randzone) in den Schichten des Quartärs und des Rotliegenden an der Westflanke des Kaitzbachtals und im Taltiefsten festzustellen. Die Mächtigkeit der Versauerungszone beträgt zwischen 4 und 9 m. Dieser Bereich stimmt gut mit dem Schüttkegel der ersten Ablagerung saurer Tailings an der Westflanke des Kaitzbachtals überein (s. Abb. 3-2) und ist demzufolge ebenfalls ein Relikt aus der Betriebszeit der IAA.

3.2 Wasserhaushaltsbilanz

Bisher liegen für den unterirdischen Abfluß (GWN) der Halde A nur Schätzungen von G.E.O.S. FREIBERG GMBH (1995) und ULLRICH et al. (1994) vor. Da an den Dammfüßen keine Sickerwasseraustritte existieren und die Sickerschächte kaum Wasser führen, können entsprechend keine Wassermengen gemessen werden. Deshalb wurde eine Wasserhaushaltsbilanz der Halde A erstellt, um die Schätzungen zu verifizieren.

3.2.1 Wasserhaushalt von Deponien und Halden

Von entscheidender Bedeutung für den Wasserhaushalt einer Halde ist nicht in erster Linie die Jahresniederschlagssumme sondern vor allem die saisonale Verteilung hinsichtlich der Niederschlagsmengen und -häufigkeit des Auftretens von Niederschlagsereignissen. Häufige Niederschläge von geringer Intensität während des verdunstungsinaktiveren hydrologischen Winterhalbjahres bewirken z.B. eine signifikante Erhöhung der Sickerwasserbildung im Unterschied zu sporadisch auftretenden sommerlichen Niederschlägen mit vergleichsweise höherer Intensität.

Der Wasserhaushalt von Halden wird durch einige Faktoren kompliziert. So sind Halden und Deponien oft durch eine sehr inhomogene Lagerung charakterisiert, die bei den Berechnungen nicht bis ins Detail berücksichtigt werden kann. Die Bestimmung des kf-Wertes erweist sich bei Berge- und Spülhalden sowie Deponien als entsprechend schwierig. Einflußfaktoren auf die Durchlässigkeit sind z.B. (DUNGER 1998):

- Korngrößenverteilung, Verhältnis Überkorn zu Feinkorn,
- Form der Körner und Komponenten (z.B. Müll) und deren Lagerung,
- Schütt-Technologie,
- Verdichtung der Schüttungen,
- Wassergehalt innerhalb der Halde (als zeitlich veränderliche Größe),
- Anisotropie des kf-Wertes ($k_{f\text{ horizontal}} \geq k_{f\text{ vertikal}}$),
- Bevorzugte Sickerbahnen (Doppelporosität innerhalb des Halden- bzw. Deponiekörpers).

Verwitterungs- und Zersetzungsprozesse können im Laufe der Zeit die Korngrößenzusammensetzung verändern, welche wiederum einen Einfluß auf die Durchlässigkeit, Porositäten und Wassergehalte hat (DUNGER 1998). Exotherme Reaktionen im Deponie- bzw. Haldenkörper können zu einer Aufheizung des Haldenkörpers führen, wodurch mit einer höheren Verdunstung zu rechnen ist.

Die Hausmüllablagerungen zeigen zudem andere Eigenschaften als Böden. So entspricht ein hoher Anteil des Mülls einer Korngröße von Grobkiesen, Geröllen und Blöcken. Der Gehalt an organischer Substanz im Hausmüll liegt mit 40 - 50 % sehr hoch (EHRIG 1987). Trotz Verdichtungsmaßnahmen und Eigensetzung bleibt der Abfallkörper „klüftig“, so daß eine ungleichmäßige Durchfeuchtung des Müllkörpers stattfindet. Hausmüll besitzt einen Wassergehalt von ca. 43 % des Trockengewichtes, seine Speicherkapazität (Rückhaltevermögen des Abfallkörpers gegen die Schwerkraft) liegt aber mit bis zu 60 % des Trockengewichts wesentlich höher (JUNGHANS 1998). Die Speicherkapazität des Müllkörpers sinkt mit geringer werdendem Anteil an organischer Substanz, d.h. mit steigendem Deponiealter sowie mit sinkender Porosität (hervorgerufen durch eine größere Auflast und Konsolidierung). Aufgrund des Speichervermögens und biochemischer Prozesse tritt eine zeitweilige Verminderung der Sickerwassermenge ein. Langfristig jedoch ist ein Anstieg der Wassermengen (bis zu 30 - 40% des Niederschlags) zu

erwarten (EHRIG 1989). Im Mittel ist mit einer Sickerwassermenge von 25 % des Niederschlags zu rechnen.

Durch biochemische Abbauprozesse wird Wasser in der Deponie produziert bzw. verbraucht. Während der aeroben Phase (beschränkt sich auf den oberflächennahen Bereich) wird Wasser in geringer Menge produziert. Anaerobe Umsetzungsprozesse laufen unter Wasserverbrauch ab, der jedoch schwer quantifizierbar ist, da er u.a. von der Zusammensetzung des Mülls abhängig ist. Für den anaeroben Abbau werden in der Literatur unterschiedliche Zahlen genannt. EHRIG (1978) z.B. gibt 2,8 bis 3,5 mm Wasserverbrauch pro Meter Deponiehöhe pro Jahr an.

3.2.2 Das Haldenwasserhaushaltsmodell BOWAHALD

Die Berechnung des Wasserhaushaltes der Halde A der IAA Dresden-Coschütz/Gittersee wurde mittels des zweidimensionalen Modells BOWAHALD 2-D (DUNGER 1997, DUNGER & HELLING 1998) vorgenommen. Dieses Modell wurde speziell für Halden entwickelt. Es ist ein Abflußbildungsmodell, wonach die Gesamtabflußmengen zwar entsprechend der Exaktheit der verfügbaren meteorologischen Daten und der pedologischen Parameter bestimmt werden, Abflußkonzentrationsprozesse (die insbesondere den hypodermischen und unterirdischen Abfluß betreffen) werden jedoch nicht berücksichtigt.

Das Untersuchungsgebiet wird für die Berechnung in unterschiedliche Hydrootope (Teilgebiete mit hydrologisch gleicher Charakteristik) eingeteilt, die die Berücksichtigung von verschiedenen Hangpositionen, Hangneigungen, Vegetation etc. ermöglichen. Für jedes Haldenhydrotop wird eine Haldenparameterdatei und eine Datei mit meteorologischen Daten erstellt. Dabei können bis zu zehn verschiedenen Bodenbereiche betrachtet werden. Folgende Eingabe-Parameter sind für die Simulation erforderlich:

a) Meteorologische Daten:

- Temperatur [°C] (Tages- bzw. Monatsmittel)
- Luftfeuchte [%] (Tages- bzw. Monatsmittel)
- Globalstrahlung [J/(cm²*min)] oder Sonnenscheindauer [h] (Tages- bzw. Monatssumme)
- Windgeschwindigkeit [m/s] (Tages- bzw. Monatsmittel)
- Niederschlag (Tages- bzw. Monatssumme)

Bei der Verwendung von monatlichen Meßwerten bzw. langjährigen monatlichen Mittelwerten werden zusätzlich folgende Daten benötigt:

- mittleres Jahresmaximum der Tagesniederschlagssumme [mm/d]
- mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlag $\geq 0,1$ mm/d
- mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlag ≥ 1 mm/d
- mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlag $\geq 0,1$ mm/d

b) Pedologische Parameter:

- k_f -Wert [m/s]
- Sättigungswassergehalt [Vol.-%]
- Feldkapazität [Vol.-%]
- Welkepunkt [Vol.-%]
- kapillare Steighöhe [mm]
- Charakteristik der Bodenschichten (Anzahl, Mächtigkeit, Neigung)

c) Geographische Parameter

- geographische Breite
- Höhenlage über NN
- mittleres Gefälle
- vorherrschende Exposition

d) Nutzungsparameter

- Ödland
- Gras-/Krautbewuchs
- kombinierter Bewuchs (Gras, Strauch, Baum)

Die Berechnung des Wasserhaushalts (incl. einer Korrektur der Niederschlagswerte) erfolgt zunächst für jedes Hydrotop einzeln. Die Hydrootope werden dann in Fließrichtung miteinander gekoppelt. So wird z.B. der Oberflächen- und hydrodermische Abfluß des ersten Hydrotops entsprechend den Flächenanteilen dem Input (Niederschlag) des in Fließrichtung benachbarten Hydrotops hinzugefügt. Abschließend werden die Bilanzgrößen der einzelnen Hydrootope nach ihren Flächenanteilen gewichtet und durch Addition der Wasserhaushalt für die gesamte Halde bestimmt. Als Ergebnis der Simulation erhält man folgende Parameter:

- reale und potentielle Evapotranspiration, Interzeptionsverdunstung,
- Äquivalentwassergehalt der Schneedecke,
- Muldenspeichermenge,
- Infiltrationsmenge,
- Oberflächenabfluß und –vernässung,
- hypodermischer Abfluß,
- Sickerwassermenge an der Haldenbasis,
- Bodenfeuchtwerte,
- Stauwassermenge.

3.2.3 Wasserhaushalt der Halde A

3.2.3.1 Meteorologische Datengrundlage

Die meteorologische Datengrundlage bilden die vom Deutschen Wetterdienst (regionale Daten für Dresden, DWD 1996 und 1997) und von der WISMUT GmbH (lokale Daten für Dresden-Gittersee) zur Verfügung gestellten Werte für Niederschlag, Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit und Sonnenscheindauer sowie die Angaben zur statistischen Niederschlagsverteilung.

Auffällig ist dabei eine starke Diskrepanz der meteorologischen Eingangsdaten in Abhängigkeit von der Lage der Meßstation. So lag die Monatsmitteltemperatur im Zeitraum 10/95 bis 12/97 in Dresden-Gittersee im Durchschnitt 1 °C niedriger als in Dresden-Klotzsche, die Luftfeuchtigkeit wurde um 4 % niedriger gemessen und der Niederschlag fällt im Mittel um 12 mm pro Monat geringer aus (siehe Tab. 3-4). Eine Ursache dafür können kleinräumigen klimatischen Unterschiede bedingt durch das Elbtal sein (Dresden-Klotzsche liegt auf der anderen Elbseite). Hinzu kommt die geschützte Lage der Bergehalde des ehemaligen Bergbaubetriebes „W. Agatz“ am bewaldeten NW-Hang des Kaitzbachtals.

Tab. 3-4: Abweichung der Klimadaten in Dresden-Gittersee von denen in Dresden-Klotzsche im Zeitraum 10/95 bis 12/97

	Δ Temperatur (Monatsmittel) [°C]	Δ Luftfeuchtigkeit (Monatsmittel) [%]	Δ Niederschlag (Monatssumme) [mm]
Mittelwert	-1,0	-4,0	-12,4
Minimum	-1,5	-21,2	-49,4
Maximum	-0,4	1,9	6,4
Standardabweichung	0,3	4,6	13,3

Die Verfügbarkeit beider Datenbasen sollte dazu genutzt werden, Aussagen zu Auswirkungen unterschiedlicher meteorologischer Daten auf die Wasserhaushaltsbilanz sowie zur Notwendigkeit standortspezifischer Meßstationen zu treffen. Da die Daten für Dresden-Gittersee nur für die Jahre 1996-1997 vorliegen, wurde zur Vergleichbarkeit der Simulationsergebnisse mit folgenden Datensätze gerechnet:

<i>Klimadaten</i>	<i>Aussagen</i>
• Monatsmittelwerte des DWD für den Zeitraum 1982-1995 (Station Grumbach)	➤ Regionale Daten über einen längeren Zeitraum
• Monatsmittelwerte des DWD für den Zeitraum 1996-1997 (Station Dresden-Klotzsche)	➤ Regionale Daten für den Zeitraum, für den lokale Klimadaten vorliegen
• Monatsmittelwerte der WISMUT GmbH für den Zeitraum 1996-1997 (Bergehalde des ehemaligen Bergbaubetriebes „W. Agatz“)	➤ Lokale Daten
• Tagesmittelwerte der WISMUT GmbH für den Zeitraum 1996-1997 (Bergehalde des ehemaligen Bergbaubetriebes „W. Agatz“)	➤ Lokale Daten, Vergleich von Tages- und Monatsmittelwerten

3.2.3.2 Einteilung und Charakterisierung der Hydrotope

Die Halde A der IAA Dresden-Coschütz/Gittersee wurde in 8 Hydrotope unter Berücksichtigung von Hangneigung, Exposition, Bodenart und Pflanzenbewuchs eingeteilt. Die Hydrotope sind in Abb. 3-7 dargestellt und in Tab. 3-5 kurz charakterisiert.

Tab. 3-5: Kurzcharakteristik der verwendeten Hydrotope

Hydrotop	Charakteristik	Neigung	Exposition	Vegetation	Flächenanteil [% der Halde]
		[%]			
H1	Haldenplateau	0	-	Gras, geringer Anteil von Büschen und Jungbäumen	56,0
H2	Berme	17	NE	Gras	1,3
H3	Berme	17	SE	Gras	13,7
H4	Berme	17	SW	Gras	5,6
H5	Dammkrone	0	-	-	4,3
H6	Dammkrone	0	-	-	3,2
H7	Damm	75	NE	Bäume, Büsche, Gras	10,6
H8	Damm	75	SW	Bäume, Büsche, Gras	5,3

Die pedologischen Parameter (Mächtigkeiten, Korngrößen, kf-Werte, Wassergehalte) für die einzelnen Schichten der Hydrotope wurden aus den vorliegenden Gutachten (ULLRICH et al. 1993 und 1994) entnommen. Die kf-Werte stammen dabei sowohl aus Durchströmungsversuchen als auch von Abschätzungen aus der Korngrößenverteilung. Aufgrund der großen Inhomogenität der Halde mußten Vereinfachungen im Schichtenaufbau vorgenommen werden. Fehlende Werte wurden anhand von Literaturangaben (JUNGHANS 1998) geschätzt bzw. vom kf-Wert abgeleitet (z.B. Feldkapazität, permanenter Welkepunkt etc.).

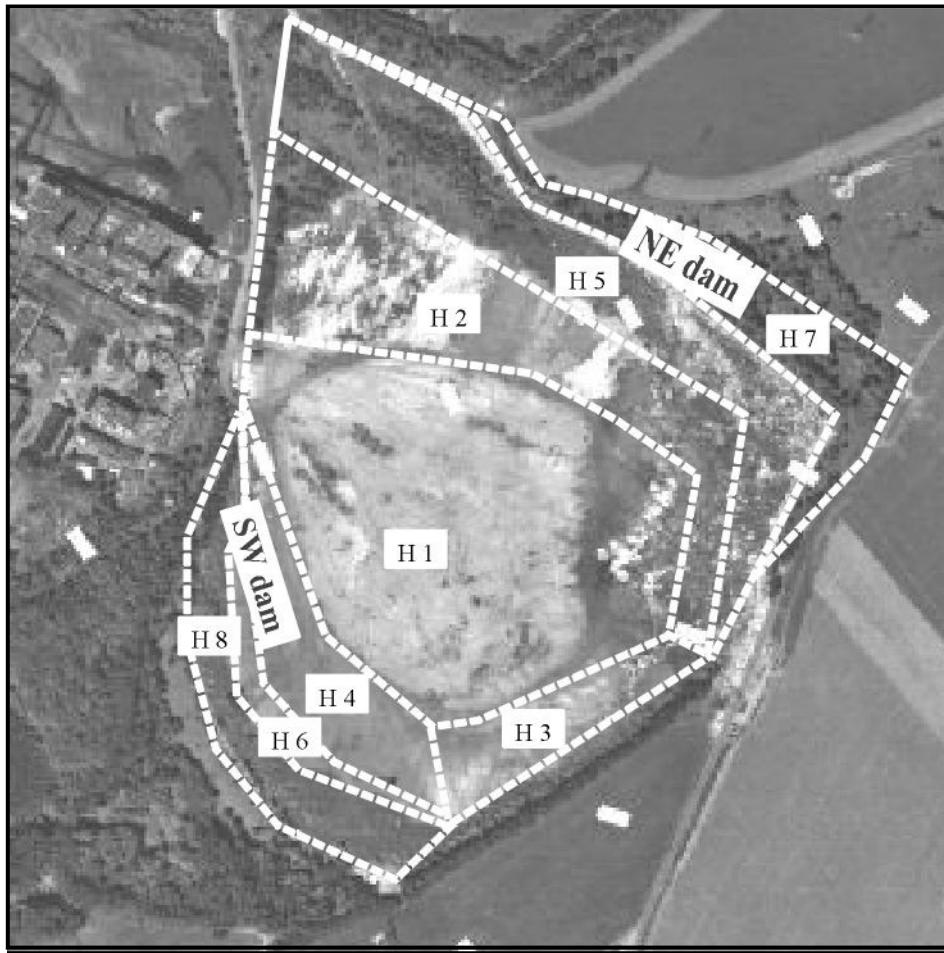


Abb. 3-7: Einteilung der Halde A in verschiedene Hydrootope

3.2.3.3 Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Modellierung sind für die verschiedenen meteorologischen Datensätze in HELLING 1999 dokumentiert und werden kurz anhand der Gesamtbilanz der Halde A diskutiert. Weitere Betrachtungen zum Wasserhaushalt (Verhalten der Hydrotope bzw. der einzelnen Schichten, Jahresgang) erfolgen dann anhand des Datensatzes der WISMUT GmbH aufgrund der größeren Relevanz der Daten für den untersuchten Standort.

Die Simulationsergebnisse unter Verwendung der DWD-Daten für den Zeitraum 1982-1995 stimmen recht gut mit den bisherigen Schätzungen auf Grundlage der DARCY-Gleichung (ULLRICH et al. 1994, G.E.O.S. FREIBERG GMBH 1995) überein und liefern den höchsten unterirdischen Abfluß (Abb. 3-8) aufgrund eines höheren Inputs (ca. 200 mm/a mehr Niederschlag) im Vergleich zu den relativen Trockenjahren 1996 und 1997. Zudem fällt der Niederschlag in Dresden-Gittersee um fast 50 % geringer aus als vom DWD für Dresden angegeben (s. Abb. 3-9), was in einer weiteren Verringerung (um 75 %) des unterirdischen Abflusses resultiert. Die zusätzliche Verwendung der Windgeschwindigkeit in den Datensätzen der WISMUT GmbH liefert zudem eine höhere Verdunstung (= 90 % des Niederschlages). Im Vergleich der Ergebnisse der Simulation mit den Monats- bzw. Tageswerten aus Dresden-Gittersee (Abb. 3-8 und 3-9) berechnet BOWAHALD unter Verwendung der Tageswerte einen um ca. 30 % geringeren unterirdischen Abfluß (und Oberflächenabfluß) sowie eine höhere Verdunstung. Die Simulation mit den Tageswerten ergibt den niedrigsten unterirdischen Abfluß mit 24 mm/a bzw. 4400 m³/a oder 0,14 l/s. Das ist wesentlich weniger (nur etwa 10 %) als die Maximalwerte der bisherigen

Schätzungen (Abb. 3-8). Damit fließen nur ca. 5 % des auftreffenden Niederschlags oberflächig sowie weitere 5 % unterirdisch ab.

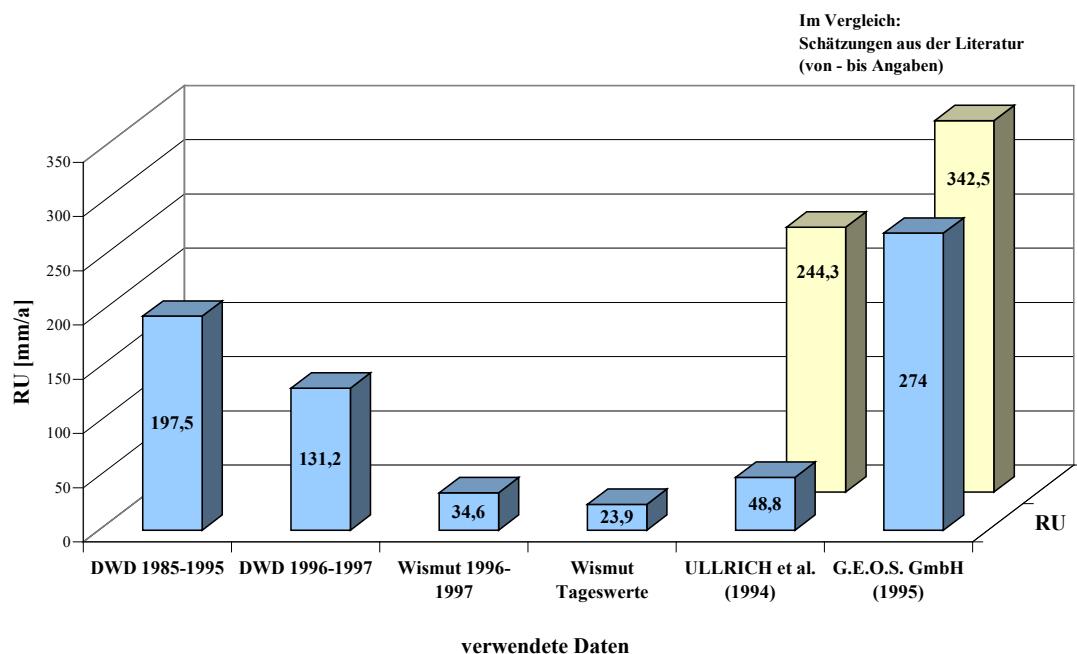


Abb. 3-8: Von BOWAHALD berechnete unterirdische Abflüsse der Halde A in Abhängigkeit von den verwendeten meteorologischen Daten. Im Vergleich dazu die bisherigen Schätzungen aus der Literatur (von – bis Werte).

Der niedrige berechnete unterirdische Abfluß wird durch die hohen Tritiumwerte der Tailings- und Dammwässer und der daraus resultierenden Verweilzeiten bestätigt (s. Kap. 3.4.1.1). Zudem sind keine Sickerwasseraustritte an den Dammfüßen zu beobachten. Das würde bedeuten, daß alles von der Halde neugebildete Grundwasser vom Grundwasserleiter aufgenommen wird. Nachfolgend sind die Simulationsergebnisse den Grundwasserneubildungsraten im Umfeld der Tailings (nach G.E.O.S. FREIBERG GMBH, 1995) gegenüber gestellt.

Halde A, Daten nach DWD 1985-1995	6,2 l/(s*km ²)	1,15 l/s
Halde A, Daten nach DWD 1996-1997	4,2 l/(s*km ²)	0,77 l/s
Halde A, Daten nach WISMUT 1996-1997 (Tageswerte)	0,76 l/(s*km ²)	0,14 l/s
<i>Au bezogen auf die Halden A und B</i>	<i>4,9 l/(s*km²)</i>	<i>16,7 l/s</i>
<i>Ao des Kaitzbaches:</i>		
Rotliegendes	3,7-7,0 l/(s*km ²)	15,2 l/s
Kreide (SE)	5,1-8,0 l/(s*km ²)	1,5 l/s
Kreide (N)	5,1-8,0 l/(s*km ²)	16,7 l/s
<i>Kreide</i>	<i>6,75 l/(s*km²)¹⁾</i>	<i>6,2 l/s</i>
Cenomane Sandsteine		1,5 l/s
Plenuszone		3,2 l/s
Plenuszone unter Gehängelehm		1,5 l/s

¹⁾ davon stammen nach G.E.O.S. FREIBERG GMBH (1995) 2 l/(s*km²) aus den Halden

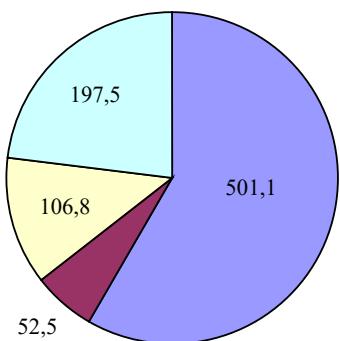
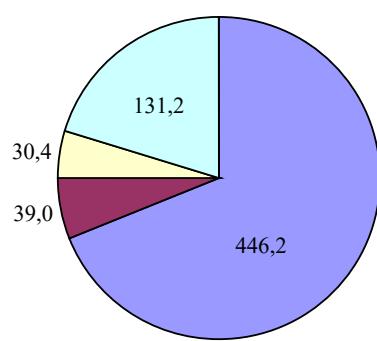
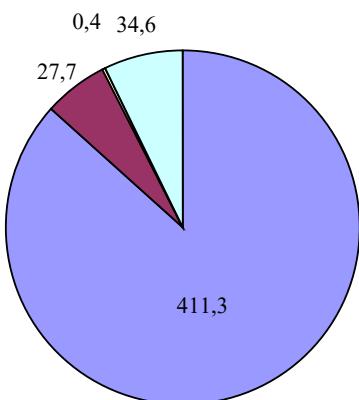
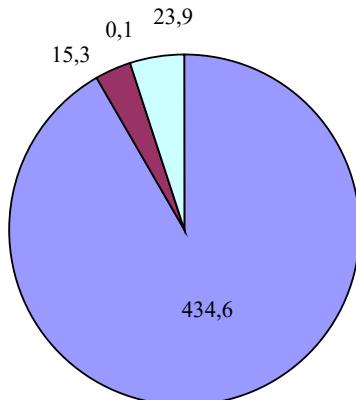
DWD 1982-1995 $P = 858 \text{ mm/a}$ **DWD 1996-1997** $P = 647 \text{ mm/a}$ **Wismut 1996-1997** $P = 475 \text{ mm/a}$ **Wismut (Tageswerte)** $P = 473 \text{ mm/a}$ 

Abb. 3-9: Berechnete Verdunstung (ETR), oberirdischer (RO), hypodermischer (RH) und unterirdischer (RU) Abfluß (in mm/a) für die Halde A unter Angabe des berechneten längjährigen Mittels der Niederschlagsmenge (P) der jeweiligen Datenbasis

Demnach liegen die Grundwasserneubildungsraten der Berechnung unter Verwendung der DWD-Daten im Bereich der GWN der natürlichen Grundwasserleiter. Dagegen ist die mit Hilfe des Datensatzes der WISMUT GmbH berechnete Grundwasserneubildungrate wesentlich geringer und beträgt nur etwa 15 % der GWN des unterirdischen Einzugsgebietes der Halden A und B. Gleichermaßen trifft auf die Grundwasserneubildungsraten im Kaitzbachtal zu.

Ein Vergleich der Simulationsergebnisse mit den Angaben zum langjährigen Wasserhaushalt der benachbarten Bergehalde des ehemaligen Bergbaubetriebes „W. Agatz“ (HOLINGER 1997) lässt diese plausibel erscheinen, insbesondere bei Verwendung der Klimadaten der Bergehalde (Tab. 3-6). Die etwas höheren Abflüsse der Bergehalde (gegenüber der Berechnung mittels BOWAHALD und der Gitterseer Klimadaten) sind vermutlich in der Morphologie und der

Kornzusammensetzung der Bergehalde (RO/RU) bzw. im höheren Niederschlag im langjährigen Mittel begründet.

Tab. 3-6: Vergleich der Simulationsergebnisse mittels BOWAHALD mit den Wasserhaushaltsangaben zur benachbarten Bergehalde des ehem. Bergbaubetriebes „W. Agatz“ (HOLINGER 1997)

	IAA Dresden-Coschütz/Gittersee, Halde A				Bergehalde „W. Agatz“
Verwendete Klimadaten	DWD 1982-1995 Monatswerte	DWD 1996-1997 Monatswerte	WISMUT 1996/97 Monatswerte	WISMUT 1996/97 Tageswerte	Langjährig
Niederschlag (P) [mm/a]	858	647	475	473	595
Verdunstung (ETR) [mm/a]	501	446	411	435	453
Oberird. Abfluß (RO) [mm/a]	52	39	28	15	86
Unterird. Abfluß (RU) [mm/a]	197	131	35	24	56

Die Auswertung der Modellierungsergebnisse für die einzelnen Hydrotope bestätigt die Notwendigkeit der Hydrotop-Einteilung durch die unterschiedlichen Ergebnisse. In Abb. 3-10 sind die Ergebnisse der Simulation bezogen auf die einzelnen Hydrotope für den Klimadatensatz des der WISMUT GmbH 1996-1997 graphisch dargestellt. Wenngleich keine größeren Unterschiede zwischen den Hydrotopen H2, H3 und H4 (Bermen des Deponiekörpers) sowie zwischen H5 und H6 (Dammkronen) bestehen, so liefern das Deponieplateau (H1) sowie die beiden Dämme (H7 und H8) verschiedene Bilder. Dabei wurde für den SW-Damm die höchste prozentuale Verdunstung berechnet. Die Verwendung der lokalen Klimadaten bewirkt eine Erhöhung des prozentualen Anteiles der Verdunstung und im Gegensatz dazu eine Verringerung des unterirdischen Abflusses. Es findet nahezu kein hypodermischer Abfluß mehr statt. Der Anteil jedes einzelnen Hydrotops am Gesamtabfluß der Halde A ändert sich bei Verwendung unterschiedlicher Klimadatensätze jedoch nur gering.

Betrachtet man die Bilanzen für die einzelnen Teilschichten (hier am Bsp. der verwendeten Tagesmittelwerte der Wetterstation Dresden-Gittersee 1996-1997), so wird die Stauwasserlamelle im Müllkörper auf Grund der geringeren Durchlässigkeit der Tailings von BOWAHALD durch den hypodermischen Abfluß und Stauwasser simuliert. In den Tailings sowie im Dammaterial findet kein hypodermischer Abfluß mehr statt. Für die einzelnen Teilschichten wurde für das hydrologische Jahr 1997 folgender Input berechnet (Tab. 3-7):

Tab. 3-7: Input für die einzelnen Schichten der Halde A, berechnet für das hydrologische Jahr 1997 unter Verwendung der Tageswerte der Station Bergehalde des ehemaligen Bergbaubetriebes „W. Agatz“ Dresden-Gittersee (Niederschlag = 435 mm/a)

	mm/a	% des Niederschlag	m³/a	l/s
Mineralboden, Aschen, Bauschutt	310,4	93,5	43845	1,4
Müll (= RU von oben)	68,1	20,5	9614	0,3
Tailings (= RU des Mülls)	29,4	8,8	4148	0,13
Grundwasser (=RU der Tailings)	29,4	8,8	4148	0,13

Der große Unterschied zwischen dem Input in die oberste Schicht und dem Input in den Müll wird von der hohen Verdunstung verursacht. Ein Teil des Zuflusses in den Müllkörper bildet die bereits diskutierte Stauwasserlamelle an der Grenze zwischen Müll und Tailings, ein geringer Teil fließt hypodermisch ab. Die restlichen ca. 29 mm des Berechnungsbeispiels (hydrologisches Jahr 1997) sickern in die Tailings. Dort wurde kein hypodermischer Abfluß berechnet, so daß $RU_{Müll} = RU_{Tailings}$.

Abb. 3-10: Ergebnisse der Simulation des Haldenwasserhaushaltes bezogen auf die einzelnen Hydrotope unter Verwendung der Tagesmittelwerte der Wetterstation Dresden-Gittersee (WISMUT GmbH) 1996-1997

Die erhaltenen Zahlenwerte aus der Simulation mit den meteorologischen Daten der WISMUT GmbH erlauben aufgrund des kurzen Zeitraumes (1996-1997) keine Aussagen zu langjährigen mittleren Abflüssen. Diese sind erst nach mehrjährigen Messungen möglich.

Die Ergebnisse (Monatswerte) der Simulation unter Verwendung der meteorologischen Tagesmittel von Dresden-Gittersee wurden zur Auswertung des Jahresganges des unterirdischen Abflusses (Abb. 3-11) und des Wasserstandes im Müllkörper (P9) bzw. in den Tailings (P31) (Abb. 3-12) herangezogen. Innerhalb der betrachteten 2 Jahre (1996-1997) ist kein typischer Jahreszeiten-abhängiger Gang zu erkennen. Während im Winter und Frühjahr 1996 kaum ein unterirdischer Abfluß berechnet wurde ($12/95$ bis $4/96 = 0$ mm), wurde RU_{max} für den Februar 1997 berechnet (7,7 mm). Es ist jedoch eine gewisse (zeitlich verschobene) Abhängigkeit zum Niederschlagsgang zu erkennen (time lag ca. 4 - 6 Monate). Bei den Wasserständen sind die Amplituden oftmals nicht stark genug ausgeprägt (z.B. P9, Müll), um den Niederschlagsgang eindeutig zu verfolgen. Im P31 (Tailings) sind größere Wasserspiegelschwankungen zu verzeichnen, die jedoch nicht so extrem ausfallen wie der Niederschlag. Höhere Wasserstände „klingen“ langsam wieder ab, was in der geringen Durchlässigkeit der Tailings begründet ist. Aufgrund der Inhomogenität treffen diese Aussagen jedoch nicht auf die gesamte Halde zu; die einzelnen Meßstellen reagieren unterschiedlich stark auf Niederschlagsereignisse. Für gesicherte Aussagen wäre die Betrachtung eines längeren Zeitraumes unter Verwendung von lokalen meteorologischen Daten sinnvoll.

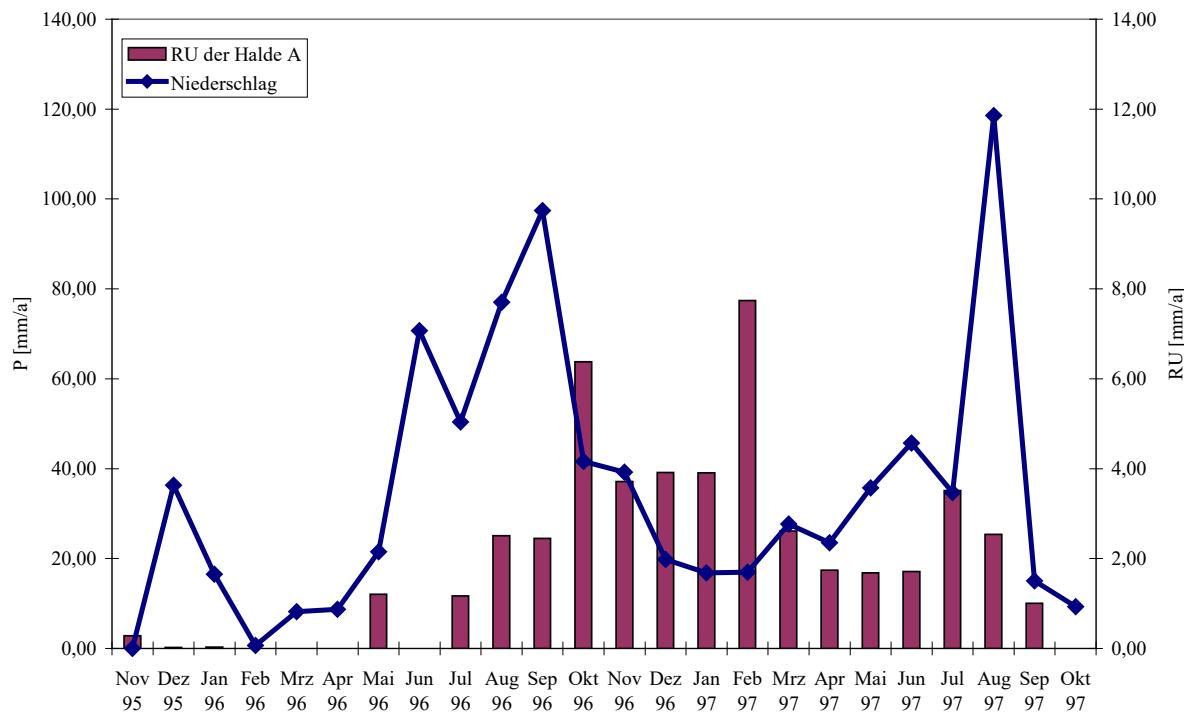


Abb. 3-11: Vergleich des Niederschlagsganges (P) mit dem Jahresgang des unterirdischen Abflusses (RU) der Halde A (verwendete meteorologische Daten: von WISMUT GmbH, Tagesmittelwerte)

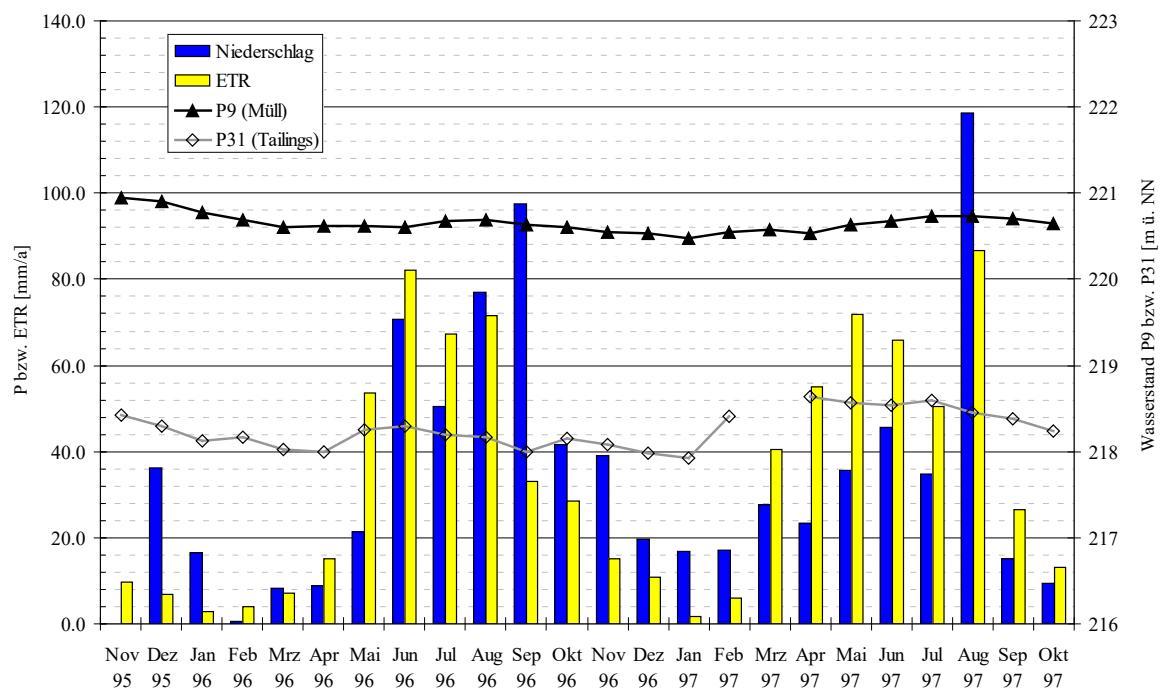


Abb. 3-12: Darstellung der Wasserstände des P9 (Müll) und P31 (Tailings) im Vergleich zum berechneten Niederschlag und Verdunstung der Halde A (verwendete meteorologische Daten: von WISMUT GmbH, Tagesmittelwerte)

3.3 Hydrogeochemische Untersuchungen

3.3.1 Material und Methoden

Die Grund- und Oberflächenwasserproben wurden einer umfangreichen Analytik auf Hauptkat- und Anionen, Schwermetalle, Radionuklide, deponiespezifische Verbindungen und verschiedene stabile Isotope unterzogen. Die hydrochemischen Daten wurden in einer Ionenbilanz ausgewertet und für die Typisierung der Wässer verwendet. Eine hydrochemische Modellierung mit dem Programmcode PHREEQC (PARKHUST 1995) soll Aufschluß über die Zusammensetzung und genetische Aspekte der Wässer geben.

Die unterschiedliche Probenbehandlung an einer ausgewählten Probe (s. Kapitel 3.3.1.1) soll der Frage nach dem Einfluß der Probenstabilisierung auf den Urangehalt und das Uran-Aktivitätsverhältnis nachgehen. WOLKERSDORFER (1995), WENRICH-VERBEEK (1977) und verschiedene andere Autoren weisen auf einen entscheidenden Einfluß der Filterung und Ansäuerung auf den Urangehalt einer Wasserprobe hin. Aufgrund der Adsorption von Uranverbindungen an Schwebteilchen und Kolloiden ist der Urangehalt in der unfiltrierten Probe im allgemeinen höher als in der filtrierten Probe, da dieses Uran im Zeitraum zwischen der Probenahme und der Analyse (teilweise) in Lösung geht. Ein Ansäuern der unfiltrierten Wasserprobe würde infolge von Lösungsprozessen des adsorbierten bzw. chemisch gebundenen den Urangehalt nochmals erhöhen.

Die weiterhin durchgeföhrten Isotopenuntersuchungen sollen ein besseres Verständnis für die Mischungsprozesse und -anteile unterschiedlicher Wässer (Niederschlag, Deponiewasser, Tailingswasser, Grundwasser, Oberflächenwasser) ermöglichen (s. auch Kap. 2.2).

3.3.1.1 Probenahmemethoden

Im Vorfeld der Probenahme wurden repräsentative Grundwassermeßstellen und Probenahmepunkte an Oberflächengewässern nach Lage, Filterbereich und Wasserführung ausgewählt. Die Feldarbeiten fanden im Oktober 1995, Juni 1996, Oktober/November 1996 und im November 1997 statt. Ab 1996 wurde die Probenahme mit dem halbjährlich stattfindenden Monitoring koordiniert. Die Wasserproben wurden entweder durch Schöpfen aus Oberflächengewässern bzw. Wasseraustritten oder durch Pumpen aus Grundwassermeßstellen gewonnen (Förderung des 3-fachen Filtervolumens bzw. bis zur Konstanz der Leitfähigkeit). Die Proben wurden in 0,25 ... 1 l PE- bzw. 0,1 ... 1 l Glasflaschen abgefüllt. Für die Bestimmung der Kationen wurden die Proben über ein 0,45 µm Filter in die Flaschen gefüllt und mit Salpetersäure [Selecti pur] angesäuert. Die Proben für die Radionuklidanalytik wurden im Vor-Ort-Labor unmittelbar im Anschluß an die Probenahme filtriert (0,45 µm).

Die Probenahme des Edelgases Radon (^{222}Rn) erfolgte mit evakuierten Gaswaschflaschen oder mit Hilfe eines 1 l Maßkolbens, in dem 20 ml eines Toluol-Szintillators vorgelegt sind. Die Wasserprobe wird blasenfrei und ohne Luftkontakt in den Maßkolben gefördert und unterschichtet den Szintillator. Die Rn-Proben wurden am folgenden Tag analysiert.

Für die Bestimmung des ^{14}C -Gehaltes wurden insgesamt 7 Proben aus den Festgesteinsaquiferen gewonnen. Bei der Probenahme wurden 50 l Wasser mit 5 l $\text{Ba}(\text{OH})_2$ -Lösung und 300 ml Flockungsmittel (Praestol) versetzt. Nach einer Reaktionszeit von ca. 0,5 h wurde das überstehende Wasser abgelassen und das Fällungsprodukt (BaCO_3) in den Probenbehälter gespült. Für die $\delta^{13}\text{C}$ -Bestimmung wurden eine 0,5 l - Probe genommen und dieser $\text{Ba}(\text{OH})_2$ zugegeben.

Vor-Ort wurden die Parameter Temperatur, pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit, Redoxpotential, Sauerstoffgehalt, Gesamt- und Carbonathärte, p- und m-Wert, Eisen(II)- und Eisen(gesamt)- Gehalt sowie die Wasserstände bestimmt.

Zusätzlich wurde die Wasserprobe der Meßstelle P31 (Tailings) exemplarisch einer unterschiedlichen Feld- bzw. Laborbehandlung unterzogen, um deren Einfluß auf die gemessene Urankonzentration und das Uran-Aktivitätsverhältnis zu bestimmen:

- Abfüllung in eine Glasflasche, keine weitere Probenbehandlung,
- Vor-Ort-Filtration durch 0,8 bzw. 0,45 µm Filter,
- Vor-Ort-Filtration durch 0,8 bzw. 0,45 µm Filter und anschließende Ansäuerung,
- Labor-Filtration durch 0,8 bzw. 0,45 µm Filter (1 Tag nach der Probenahme),
- Labor-Filtration durch 0,8 bzw. 0,45 µm Filter und anschließende Ansäuerung.

3.3.1.2 Analysenmethoden

Die Analysen der verschiedenen Parameter wurde von unterschiedlichen Labors vorgenommen. Je nach Labor kamen z.T. unterschiedliche Verfahren zum Einsatz, die in HELLING 1999 aufgelistet sind. Die Radionuklidanalytik der untersuchten Proben erfolgte mittels Alphaspektrometrie bzw. Gammaspektrometrie.

Radiokohlenstoff

Die Probenahme für die ^{14}C -Bestimmung wurde bereits im vorangegangenen Kapitel beschrieben. Das weitere Verfahren der Probenaufbereitung und Analytik ist in Abb. 3-13 dargestellt.

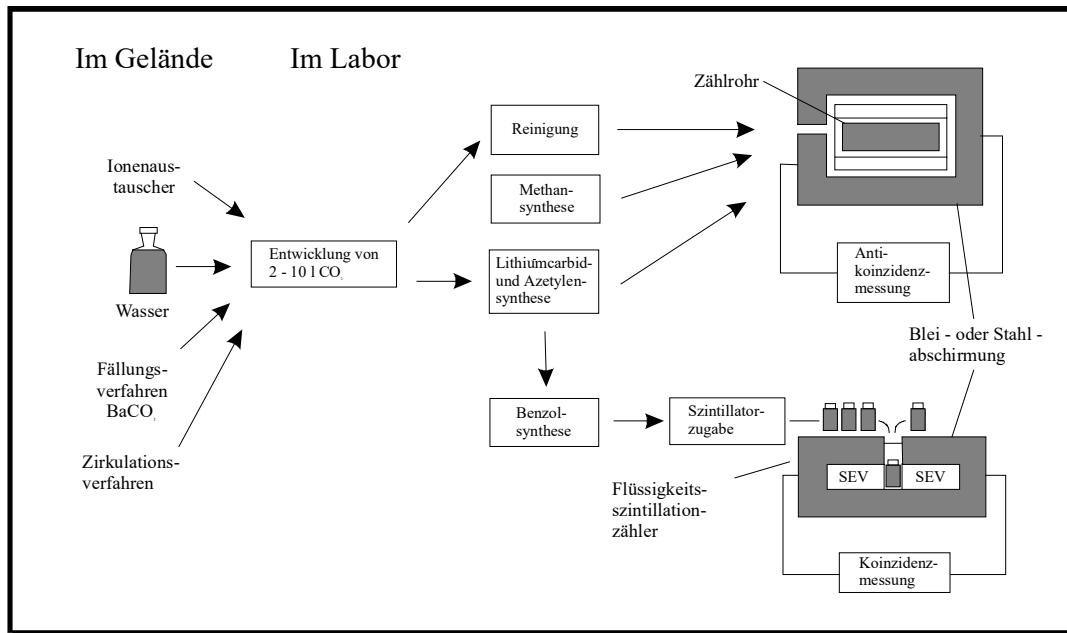


Abb. 3-13: Schematische Darstellung des ^{14}C -Meßverfahrens (aus MOSER & RAUERT 1980)

Tritium

Die Bestimmung der Tritiumaktivität erfolgte im TriCar-Labor des Institutes für Angewandte Physik der TU Bergakademie Freiberg. Dazu werden 250 ml der Probe elektrolytisch angereichert und anschließend mittels Flüssigkeitsszintillationszähler (QUANTULUS 1220) gezählt (siehe Abb. 3-14). Die Meßfehler liegen hier bei 10 % (2σ).

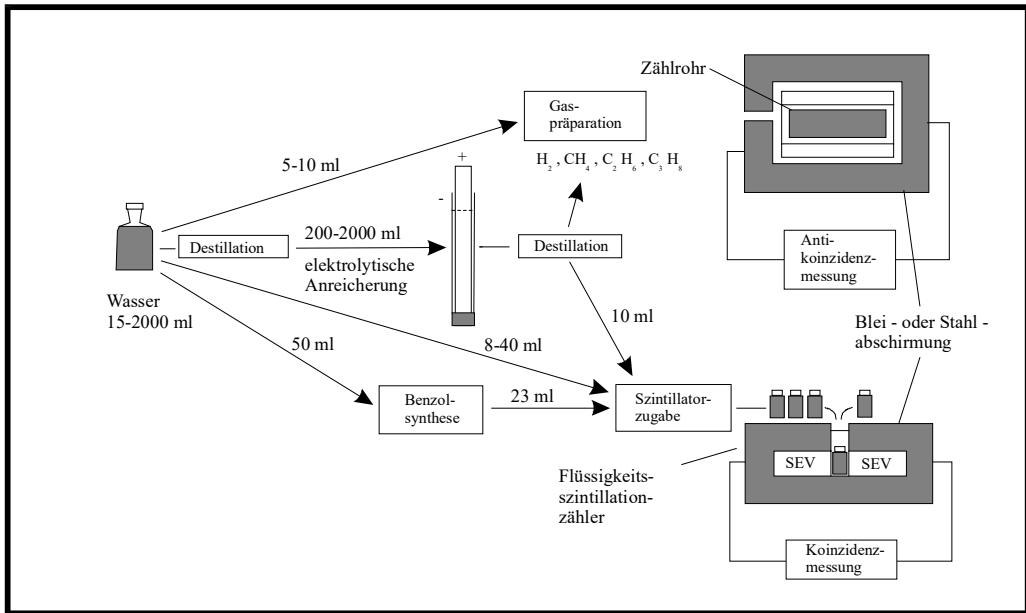


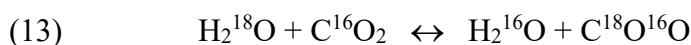
Abb. 3-14: Verfahren zur Tritiummessung (MOSER & RAUERT 1980)

Deuterium (δ^2H)

Die Wasserproben wurden über Zink reduziert. Der entstehende Wasserstoff wurde am Massenspektrometer Delta S gemessen. Die Messungen wurden an der Universität Leipzig, Institut für Geophysik und Geologie, Abt. Geochemie durchgeführt. Der Meßfehler liegt bei 0,2 %.

$\delta^{18}O$

Für die Bestimmung des $\delta^{18}O$ -Gehaltes der Wasserproben wurden 2 ml Probe in ein Probegefäß gefüllt, mit einem Aufsatz versehen und evakuiert. Die Proben wurden geschüttelt, um Luftblasen aus dem Wasser zu entfernen. Anschließend wurde CO_2 aus der Gasflasche in die Gefäße eingeleitet. Die Proben wurden bei 20 °C über Nacht geschüttelt. Dadurch findet ein Isotopenaustausch des Sauerstoffs aus der Probe und des CO_2 aus der Gasflasche bis zur Gleichgewichtseinstellung gemäß Gleichung (13) statt (Moser & Raupert 1980):

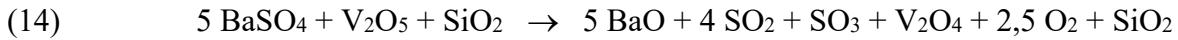


Nach dem Isotopenaustausch wurde der Isotopengehalt der Probe mittels Massenspektrometer bestimmt. Die Isotopenzusammensetzung des Gasflaschen- CO_2 ist bekannt. Aus der Differenz des Isotopengehaltes des zugeführten CO_2 und des Probewassers nach dem Ionenaustausch wurde der ursprüngliche Isotopengehalt der Wasserprobe bestimmt. Die Messung des $\delta^{18}O$ -Gehaltes in den Wasserproben erfolgte am Massenspektrometer Delta E im Isotopenlabor des Institutes für Mineralogie der TU Bergakademie Freiberg. Der Meßfehler wird mit 0,2 % angegeben.

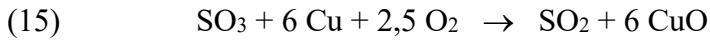
$\delta^{34}S$

Je nach Sulfatgehalt wurden 500 – 800 ml Probe durch einen Filtrak 389-Filter (mittel weitporig) filtriert. Danach wurde mit HCl angesäuert und gesättigte $BaCl_2$ -Lösung im Überschuß zugegeben, um $BaSO_4$ auszufällen. Die Lösung wurde über Nacht stehengelassen. Das gefällte $BaSO_4$ wurde abfiltriert. Um Verunreinigungen zu beseitigen, wurde das getrocknete Probenmaterial geäugt. Anschließend wurden 15 mg des Probenmaterials eingewogen und im Verhältnis 1:10:10 mit V_2O_5 und SiO_2 gemischt und homogenisiert. Die homogenisierte Probe wurde zur besseren Reaktion in Tablettenform gepreßt.

Das $BaSO_4$ wurde zu SO_2 und SO_3 umgesetzt:



SO_3 wurde zu SO_2 mittels Reaktion mit Cu umgesetzt. Überschüssiger Sauerstoff wurde ebenfalls an das Kupfer gebunden:



Die Messung des Isotopenverhältnisses erfolgte am SO_2 mittels Massenspektrometer Delta E im Isotopenlabor des Institutes für Mineralogie der Bergakademie Freiberg (Meßfehler 0,2 ‰).

$\delta^{13}\text{C}$

Die $\delta^{13}\text{C}$ -Bestimmung erfolgte am DIC der Probe. Dazu wurde die Wasserprobe bereits im Gelände mit $\text{Ba}(\text{OH})_2$ versetzt und die gelösten Kohlenstoffverbindungen ausgefällt. Im Labor wurde die Probe unter Luftabschluß gekocht und der Niederschlag durch eine Fritte filtriert. Während des Filtrierens erfolgte ein Neutral-Waschen des Niederschlags (Auswaschen des $\text{Ba}(\text{OH})_2$). Abschließend wurde das Carbonat getrocknet und in Probegläschen gefüllt. Vor der Analyse erfolgte eine Zerkleinerung der getrockneten Probe. Die Probe wurde in ein Probegefäß gegeben, in dessen Nebenarm sich Orthophosphorsäure befindet. Das Probegefäß wurde bei ca. 20°C evakuiert. Die Orthophosphorsäure wurde erwärmt, um alle Luftpälschen auszutreiben. Durch Kippen des Gefäßes erfolgte die Zugabe der Säure zur Probe. Dabei läuft folgende Reaktion ab:



Das entstehende CO_2 wurde massenspektrometrisch gemessen. Die Messung erfolgte am Massenspektrometer Delta E im Isotopenlabor des Institutes für Mineralogie der TU Bergakademie Freiberg (Meßfehler 0,2 ‰).

3.3.2 Ergebnisse und Interpretation

Aus den Daten der hydrochemischen Analysen wurde die Ionenbilanz (= Bilanz der Äquivalentkonzentrationen) als qualitatives Merkmal (Plausibilitätsprüfung) der Analysen über verschiedene Methoden berechnet:

- a) manuell unter Verwendung der Konzentration aller Parameter, Werte unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) wurden mit $\frac{1}{2}$ NWG angesetzt,

$$(17) \quad IB = \frac{\sum \text{Kationen}[eq] - \sum \text{Anionen}[eq]}{(\sum \text{Kationen}[eq] + \sum \text{Anionen}[eq])} * 100$$

Anmerkung: HÖLTING (1996) verwendet im Nenner zusätzlich einen Faktor 0,5.

- b) automatische Berechnung mittels des Programmes HYDROWIN (CALMBACH 1995) unter Verwendung der Formel (17), (entsprechend dem Programmcode gehen - soweit bestimmt - nur die Parameter Li, Na, K, Mg, Ca, Sr, Mn, Fe, NH_4 , Cs, Rb, Ba, Zn, Cu, Ni, F, Cl, Br, I, SO_4 , NO_3 , HCO_3 , Al, As, P, SiO_2 , B ein), die Berechnung des Fehlers erfolgt ohne Verwendung des Faktors 0,5 im Nenner, Protonen werden nicht berücksichtigt.
- c) Berechnung mit dem Programm MINTEQA2 (unter Verwendung der Formel (17)), die Berechnung erfolgte unter Berücksichtigung der Bindungsformen (speziiert) und unter Einbeziehung der analysierten Hauptkomponenten (K, Ca, Mg, Na, Cl, SO_4 , HCO_3 , Kieselsäure,

Fe, Mn, in Einzelfällen auch von weiteren Ionen) für den im Labor bestimmten pH-Wert, wobei das Programm die anorganischen Kohlenstoffkomponenten auf der Basis des analysierten TIC-Wertes berechnet (BGD 1996, 1997).

- d) Berechnung des Fehlers über das Ladungsungleichgewichtes normiert mit der Ionenaktivität (STUMM & MERKEL in Druck, z.B. unter Verwendung von PHREEQC).

$$(18) \quad \text{Fehler} = \frac{\text{Ladungsungleichgewicht[mol/l]}}{\text{Ionenstärke[mol/l]}} * 100.$$

Für die Bewertung der Abweichung können folgende Richtlinien herangezogen werden:

DVWK-Regeln 128 (1992): 5% bis 2 mmol/l Kationen- **oder** Anionensumme
2% bei größerer Kationen- **oder** Anionensumme

DVGW-GW-Richtlinie (1993): 10% bis 5 mmol/l Ionensumme
5% bei größerer Ionensumme

Alle untersuchten Wässer weisen eine Ionensumme > 5 mmol/l auf. Als Gütekriterium gelten demnach die 2 % laut DVWK (dem entsprechen 34 % der Analysen) bzw. 5 % nach DVGW (dem entsprechen 64 % der Analysen, nach Variante a)).

Wie in Abb. 3-15 und 3-16 zu sehen ist, liegen die meisten Proben im Bereich $\pm 10\%$ Abweichung der Ionenbilanz. Bei den Damm- und Tailingswässern liegt größtenteils ein Anionen-Überschuß vor. Das trifft auch auf die hochmineralisierten Kreidegrundwässer im reaktiven Randbereich der Absetzanlage zu. Bei diesen Proben wird der Hauptanteil der Anionen vom Sulfat in einer Größenordnung gestellt, in der die Analytik aufgrund der hohen Konzentration (Verdünnung notwendig) mit großen Fehlern behaftet ist (freundl. Mitt. Herr Volke).

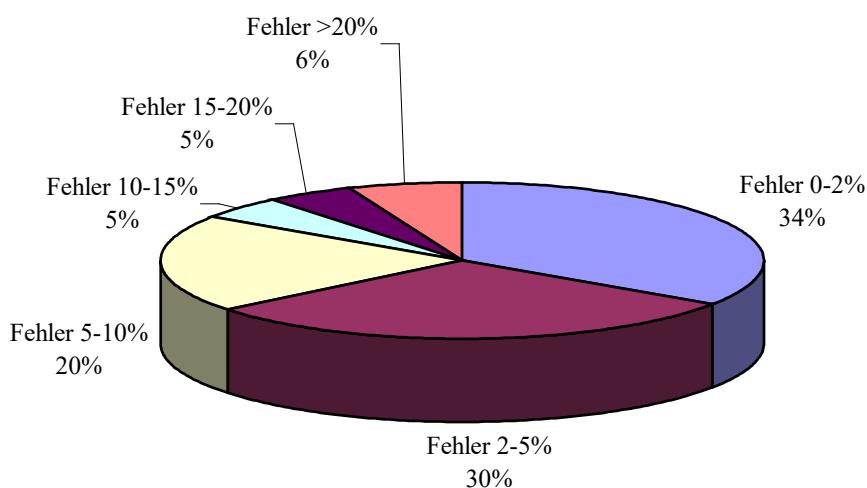


Abb. 3-15: Ionenbilanzfehler der untersuchten Grundwasserproben, Berechnung nach Variante a)

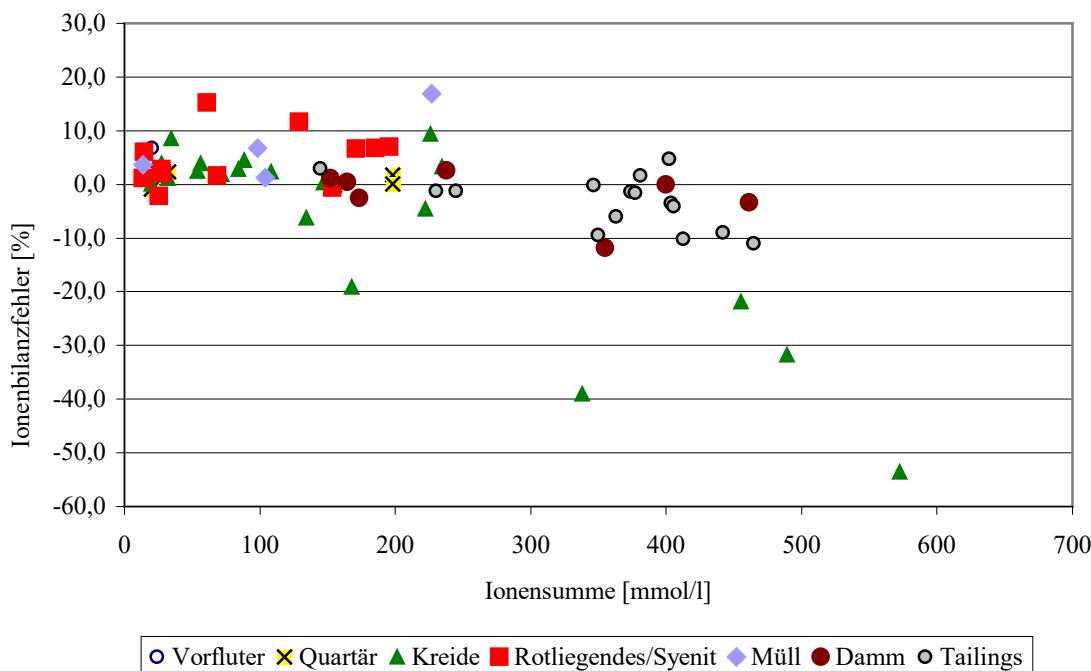


Abb. 3-16: Ionenbilanzfehler der Wasseranalysen der einzelnen GWL gegen Ionensumme, Berechnung nach Variante a) [manuell unter Verwendung der Konzentration aller Parameter]

Für Proben mit einem Ionenbilanzfehler > 10 % werden von dem Programm MINTEQA2 oftmals Übersättigungen (verschiedene Carbonate bzw. Sulfate) angezeigt. Bei den Proben der Meßstelle P10 (10/1997) kommt als eine Ursache – neben den immensen Sulfatgehalten – das Fehlen des Aluminiums in der Analyse in Betracht. Eine Berechnung unter Verwendung des Aluminiums der Probe vom November 1996 reduziert den Fehler von 45 % auf 27 % bei Übersättigung an Aluminiumsalzen (BGD 1997). Eine Modellierung der Lösungszusammensetzung mit PHREEQC ergibt bei einem Ladungsausgleich über das Aluminium eine Al-Konzentration von 1382 mg/l, von ULLRICH et al. (1998 b) wurden 1618 mg/l gemessen. Eine ähnliche Rolle könnte das Silicium spielen. In einer Probe der Meßstelle P60 (geringere Gesamtmineralisation als P10) wurden 14 mg/l Al sowie 12 mg/l Si bestimmt (BGD 1997).

Aus der mehrmaligen Beprobung der einzelnen Meßstellen wird ersichtlich, daß die hohen Ionenbilanzfehler nicht auf unexaktes Arbeiten im Labor zurückzuführen sind. Die dargestellten Analysen stammen z.T. aus unterschiedlichen Labors und weisen für die Meßstellen jeweils Fehler in der gleichen Größenordnung aus. Als mögliche Ursachen können in Betracht gezogen werden:

- Analyse unfiltrierter Proben, wodurch partikuläre Bestandteile als „gelöst“ bestimmt wurden (z.B. bei Ca, Mg oder aber HCO_3^- aus der $\text{Ks}_{4,2}$ -Bestimmung),
- Nicht- bzw. Fehlbestimmung von Aluminium (Al neigt extrem zur Polymerisierung),
- Unvollständige Analysen (z.B. Al, Si, teilweise Mn, Cu und weitere Schwermetalle und Spurenelemente),
- Ungeeignete Analysenverfahren (Test-Kits, Multiplizierung des Analysenfehlers infolge von Verdünnung der hochkonzentrierten Proben auf eine für das Analysenverfahren geeignete Konzentration, z.B. beim Sulfat, Nichterfassen bestimmter Spezies, z.B. MeSO_4^0).

Die Differenzen zwischen Fehlern nach den Berechnungsmethoden nach Kationen- und Anionensumme fallen i.d.R. relativ gering aus (δ Ionenbilanzfehler < 1%), während die Differenz zu dem Ergebnis nach STUMM & MERKEL (in Druck) höher ausfällt (δ Ionenbilanzfehler meist < 10 %). Der Fehler nach dem Ladungsgleichgewicht trägt den natürlichen Verhältnissen besser

Rechnung als die Ionenbilanz, da sowohl Komplexierung als auch Speziation (incl. H⁺) bei der Verwendung der Ionenstärke berücksichtigt werden. Durch die Normierung mit der Ionenstärke geht die Wertigkeit quadratisch ein (STUMM & MERKEL in Druck). Im weiteren werden deshalb Analysen mit einem Fehler > 10 % nach Fehlerberechnungsverfahren anhand des Ladungsungleichgewichtes (normiert mit der Ionenstärke) nicht bzw. (bei Meßstellen von entsprechender Bedeutung) nur unter Vorbehalt verwendet.

Nachfolgend soll die Hydrochemie der untersuchten Wässer kurz angerissen werden, eine ausführliche Darstellung und Interpretation liefern ULLRICH et al. (1993, 1998 a, b).

3.3.3.2 Hauptkomponenten

Im *Anstrom* der IAA Dresden-Coschütz/Gittersee handelt es sich im allgemeinen um Wässer des Ca-SO₄-(HCO₃-)Typs mit einer Gesamtmineralisation < 1 g/l, wobei im Kreide-Grundwasserleiter ein schwach saurer pH-Wert zu verzeichnen ist (Grundwasserneubildungsgebiet). In den Grundwässern des Rotliegenden und des Syenits kommt das Chlorid als Typ-bestimmende Komponente hinzu. Die quartären Grundwässer im Kaitzbachtal gehören zum Ca-Na-SO₄-HCO₃-Typ. Auf der Kreidehochfläche existieren keine Meßstellen in der quartären Bedeckung, bei Bohrarbeiten wurde jedoch kein Wasseranschnitt in den quartären Ablagerungen angetroffen (ULLRICH et al. 1993).

Im *Deponiekörper* werden 3 verschiedene wasserführende Bereiche ausgehalten. Das Müllsickerwasser (Na-Ca-Cl-HCO₃-Typ) mit einer Gesamtmineralisation von 4-6 g/l wird vor allem durch die erhöhte Temperatur (28 °C) und den hohen DOC-Gehalt (50-200 mg/l) bei niedrigem Redoxpotential charakterisiert. Im Vergleich mit der Sickerwasser-Zusammensetzung aus anderen Mülldeponien (z.B. EHRIG 1989) liegt das Müllwasser der Halde A eher in den unteren Bereichen der Werte und zwischen den Anhaltswerten für Hausmülldeponien der sauren Phase und der Methanphase.

Die o.g. Merkmale des Müllwassers spiegeln sich in den darunterliegenden Tailings wider, wo vor allem die Leitfähigkeit und der Sulfatgehalt zunehmen. Es handelt sich hier meist um Na-Mg-SO₄-Cl-Wässer mit Urangehalten von 0,5 - 10 Bq/l (²³⁸U) bzw. 0,007 – 3,28 mg/l U_{ges}. Das Wasser in den Dammbereichen ähnelt dem Tailingswasser, wobei durch den Zutritt von Niederschlägen ein leichter Verdünnungseffekt zu beobachten ist.

Im unmittelbaren *Abstrom* der Halde (Dammfuß im Kaitzbachtal) zeigt sich eine Grundwasserbeeinflussung durch die Deponie in den Schichten des Quartärs und des Rotliegenden anhand erhöhter Hauptkomponenten (Gesamtmineralisation bis 6 g/l) und Schwermetallen (vornehmlich Eisen und Mangan).

Im Nordteil der Absetzanlage liegt eine Versauerung der Kreidegrundwässer (bis pH 3,3) bei gleichzeitig hohem Redoxpotential vor, die mit extrem hohen Gehalten an Sulfat (bis 27 g/l), Schwermetallen und Radionukliden (bis 1000 Bq/l ²³⁸U) einhergeht. Diese, offensichtlich lokale, Kontamination wurde vom Schlammteichwasser zu Zeiten der Ablagerung (noch vor der Überschüttung der Tailings mit Müll und Asche) verursacht (ULLRICH et al. 1998 b, HELLING et al. 1998, siehe auch Kap. 3.1.6 und 3.3.2.3). Anhand historischer Luftbilder kann der Versauerungsbereich dem Bereich des damaligen Standortes des Bandabsetzers der schluffigen sauren Tailings, von Sickerwasserabflüssen einer Spitzhalde sandiger Tailings sowie eines NW-SO orientierten Schüttkegels der ersten Ablagerung von sauren Tailings an der Westflanke des Kaitzbachtals zugeordnet werden (s. Abb. 3-2). Eine Nachlieferung von Uran aus den Tailings ist nicht nachweisbar (ULLRICH et al. 1998 b).

In einer Entfernung > 500 m vom Kontaminationsherd ist keine direkte Beeinflussung in den einzelnen Aquiferen nachweisbar. Vereinzelte leicht erhöhte Konzentrationen (z.B. Nitrat, Sulfat oder Chlorit) haben andere anthropogene Ursachen (z. B. Landwirtschaft, Straßenverkehr, Starkregenabtrag des Brauereigeländes nördlich der Halde A usw.)

3.3.2.2 Schwermetalle

Die Ergebnisse der Analytik der untersuchten Wässer auf Schwermetalle sind in Tab. 3-8 für die Deponiewässer und Tab. 3-9 für die Grundwässer im Vergleich mit den Grenzwerten der LAWA-Richtlinien (1994), der Holland-Liste und der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 1990) zusammengestellt.

Das reduzierende Milieu der Deponiewässer kommt auch in den relativ geringen Konzentrationen bei den meisten Schwermetallen zum Ausdruck. Hohe Gehalte werden vor allem bei Eisen und Mangan beobachtet, z.T. liegen auch die Kupfer-, Nickel- und Chromgehalte über den Richt- bzw. Grenzwerten. In den Tailings werden zudem Arsen-, Blei- und Cadmium-Konzentrationen im Bereich des Maßnahme-Wertes nach LAWA (1994) gemessen, Zink erreicht den Prüfwert nach LAWA. Die Dammsickerwässer werden durch die bereits oben erwähnte Verdünnung mit eindringenden Niederschlägen geprägt, so daß die LAWA-Prüfwerte nur für Kupfer, Nickel und Zink sowie Molybdän überschritten werden. Eine Modellierung der Wässer mit PHREEQC zeigt, daß die meisten Schwermetallverbindungen die Sättigungskonzentration nicht erreichen. Ein positiver Sättigungsindex (= Übersättigung) wird für oftmals nur für Eisenminerale (Goethit, Hämatit, Magnetit, Pisanit aber auch Jarosit) berechnet.

Insgesamt ist bei den Deponiewässern eine relativ große Bandbreite bei den genannten Parametern festzustellen, die wiederum in der Inhomogenität des Deponiekörpers und damit einem wechselnden geochemischen „Kleinnmilieu“ unterliegen (Wasserzutritte, Sauerstoffzufuhr, Puffervermögen etc.).

In den natürlichen Grundwasserleitern liegen nur in einzelnen Meßstellen die Nickel- bzw. Eisen-Konzentrationen über dem Grenzwert der TrinkwV. Die Gehalte im Grundwasser des quartären Abstrom dürften den Austrag aus der Halde widerspiegeln, während die Höchstkonzentrationen (und damit auch die relativ hohen Mittelwerte) im Kreide-Grundwasserleiter bzw. Rotliegenden/Syenit auf die o.g. Kontamination des reaktiven Randbereiches zurückzuführen sind.

3.3.2.3 Radionuklide

Die Ergebnisse der **exemplarischen Probenbehandlung** (Meßpunkt P31, Tailings) sind in Tab. 3-10 sowie in Abb. 3-17 dargestellt.

Tab. 3-10: Uran im Wasser der Probe P31 nach unterschiedlichen Filtrationsstufen

P33	U ges. [ppm]			Uran-Aktivitätsverhältnis $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$			
	Filtration	Vor-Ort	Labor	Filterrückstand (Feststoff)	Vor-Ort	Labor	Filterrückstand (Feststoff)
Ohne (original)	$0,20 \pm 0,01$	$0,20 \pm 0,01$	-	$0,90 \pm 0,01$	$0,90 \pm 0,03$	-	
Ohne (dekantert)		$0,20 \pm 0,01$			$0,95 \pm 0,03$	-	
$< 0,8 \mu\text{m}$	$0,14 \pm 0,01$	$0,18 \pm 0,01$	$106,0 \pm 9$	$0,95 \pm 0,01$	$0,95 \pm 0,03$	$1,11 \pm 0,12$	
$< 0,45 \mu\text{m}$	$0,15 \pm 0,01$	$0,10 \pm 0,01$	$18,0 \pm 2$	$0,92 \pm 0,04$	$1,01 \pm 0,03$	$1,17 \pm 0,23$	
$< 0,45 \mu\text{m}$, angesäuert	$0,17 \pm 0,01$	$0,19 \pm 0,01$		$0,97 \pm 0,03$	$1,02 \pm 0,03$		

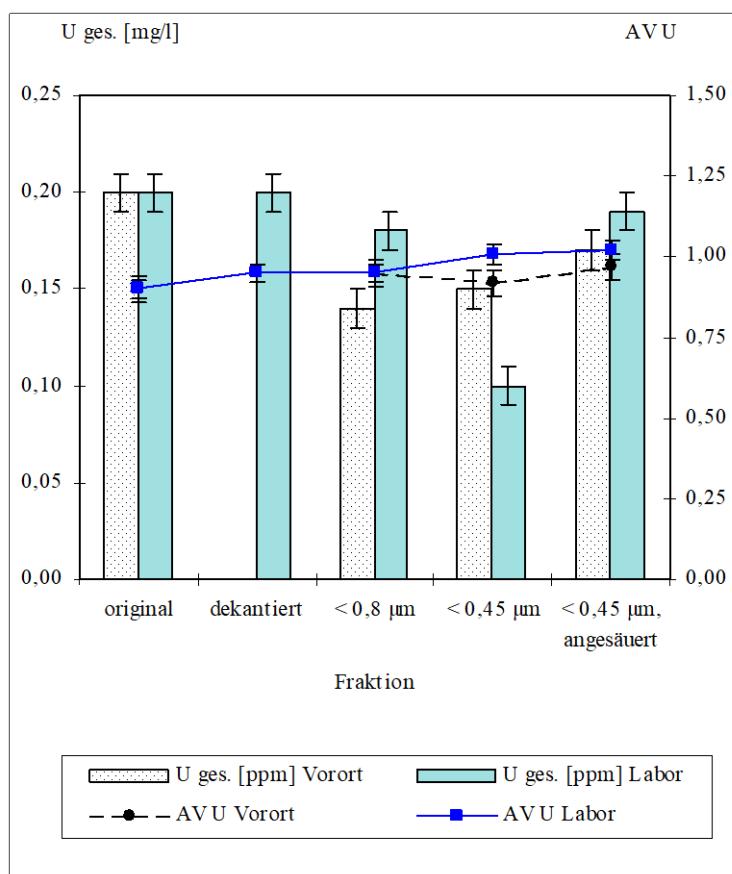


Abb. 3-17: Uran im Wasser der Probe P31 nach unterschiedlichen Filtrationsstufen (AV U = Uran-Aktivitätsverhältnis $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$)

Es zeichnet sich ein Einfluß durch die Probenbehandlung ab: sowohl bei der Filtration als auch der Probenkonservierung durch Ansäuern treten innerhalb der Fehlergrenzen der Analytik (z.T. nur geringe) Unterschiede auf. Einer leichten Konzentrationsabnahme des Urans in den Fraktionen 0,8 μm und 0,45 μm steht ein positiver Trend des Uranaktivitätsverhältnisses gegenüber (Laborfiltration). Im untersuchten Beispiel waren ca. 25 % - 50 % an Kolloide bzw. Feststoffpartikel $> 45 \mu\text{m}$ gebunden.

Die Probenkonservierung der Vor-Ort filtrierten Probe zeigt eine Konzentrationszunahme, die Konservierung der im Labor filtrierten Probe bewirkte sogar einen Anstieg der Urankonzentration auf fast das Doppelte, wobei die Urangehalte in den konservierten Proben im Rahmen der

Meßfehler übereinstimmen (Tab. 3-10). Der niedrige Urangehalt in der laborfiltrierten, nicht konservierten Probe kann ein Ausdruck für Speziationsänderungen während des Transportes sein.

Weiterhin wurden die Filterrückstände auf den 0,8 µm bzw. 0,45 µm Filter untersucht. Die Uranaktivitätsverhältnisse der Wasserprobe und des Filterrückstande unterscheiden sich kaum. Große Unterschiede treten jedoch in den Urankonzentrationen auf (s. Tab. 3-10). Das Verhältnis von Uran (gelöst) im Tailingswasser zu Uran im Tailingsmaterial ist in Tab. 3-11 dargestellt. Als Vergleich sind Werte von der IAA Johanngeorgenstadt/Steinsee und der IAA Schneckenstein (ohne Deponienachnutzung) angegeben. In Dresden-Coschütz/Gittersee und Johanngeorgenstadt/Steinsee kommt das veränderte chemische Milieu durch den überlagernden Müll durch ein niedrigeres Wasser/Feststoff-Verhältnis des Urans zum Ausdruck (s. auch Kap. 4).

Tab. 3-11: Wasser/Feststoff-Verhältnis des Urans in verschiedenen Uran-Absetzanlagen (JUNGHANS & HELLING 1998), verwendete Einheiten: ppm (mg/l bzw. g/kg)

Verhältnis Wasser/Feststoff IAA Dresden-Coschütz/Gittersee	Verhältnis Wasser/Feststoff (0,8 µm/0,45 µm Filter) IAA Dresden-Coschütz/Gittersee	Verhältnis Wasser/Feststoff IAA Johanngeorgenstadt/Steinsee	Verhältnis Wasser/Feststoff IAA Schneckenstein (unt. Becken)
1,9 * 10 ⁻³	2,3 * 10 ⁻³	0,9 * 10 ⁻³	5,9 * 10 ⁻³

Tab. 3-12 enthält eine Übersicht zu den Radionukliden Uran, Radium und Radon sowie Tritium im Grundwasser im Umfeld der IAA Dresden-Coschütz/Gittersee, weitere Daten zu den Radionukliden sind in HELLING 1999 enthalten. Das von den Tailings beeinflußte Grundwasser zeigt eine erhöhte Urankonzentration gegenüber dem geogenen Background (siehe Tab. 3-12 und Tab. 3-13).

Tab. 3-12: Radioaktive Isotope im Grundwasser im Umfeld der IAA Dresden-Coschütz/Gittersee (n.n. = nicht nachweisbar, keine explizite Nachweisgrenze angegeben)

Aquifer	²³⁸ U (Bq/l)	Aktivitätsverhältnis ²³⁴ U/ ²³⁸ U	²²⁶ Ra (Bq/l)	²²² Rn (Bq/l)	Tritium (T.U.)
Müll	0,03 - 0,08	7,3	0,035	17 - 96	24,1 - 31,8
Tailings	0,2 - 11,86	1 - 2,8	0,03 - 2,5	74 - 500	20,8 - 48,1
Damm	1,55 - 18,45	0,9 - 2,6	0,02 - 1,35	6 - 20	26,3 - 39,9
Quartär	0,15 - 2,53	1,1 - 1,4	n.n. - 0,26	21 - 34	15,9 - 32,6
Kreide	0,01 - 985,5	0,9 - 2,0	n.n. - 0,4	14 - 75 (198)	24,0 - 39,5
Perm	0,05 - 22,52	0,9 - 3,7	n.n. - 0,25	35 - 250	5,8 - 55,2

Tab. 3-13: Geogene Background-Werte von ²²⁶Ra und ²³⁸U in den Grundwässern der Umgebung der IAA Dresden-Coschütz/Gittersee (G.E.O.S. GMBH 1995)

Aquifer	²²⁶ Ra	²³⁸ U	U _{ges.}
	[Bq/l]	[Bq/l]	[mg/l]
Rotliegendes	<0,03	0,2-0,6	2-7
Kreide	0,1	0,04-0,08	0,5-1
Quartär	0,08	k.A.	k.A.
Oberflächenwasser	<0,06	0,01-0,05	0,1-0,6

Der höchste Urangehalt wurde im Kreide-Aquifer des reaktiven Randbereiches der Halde A gemessen. Dieser lokale Versauerungsbereich wurde vom früheren Freiwasserspiegel des Schlammteiches verursacht. Das Wasser vom Einspülprozeß (nach der Säurelaugung) sickerte im Bereich des Talhangs an Schwächezonen des quartären Gehängelehms, die als hydraulische Fenster wirken, in die Kreideschichten (ULLRICH et al. 1998 b, HELLING et al. 1998, s. Kap. 3.3.2.1). Diese Theorie wird durch den niedrigen pH-Wert des Wassers, das hohe Redoxpotential, das Gleichgewicht von ²³⁴U und ²³⁸U und den niedrigen Radiumgehalt untermauert. Radium zeigt

ein anderes Lösungsverhalten als das Uran (s. Kap. 2.1) und wurde beim Aufbereitungsprozeß nicht mobilisiert. Zudem befinden sich nur ca. 1,5 kg Radium in der Halde A, welches mit BaSO₄ ausgefällt wurde (ULLRICH et al. 1998 b).

Im Gegensatz zum Uran wurde die höchste Radiumkonzentration im Tailings- und Dammsickerwasser gemessen. Eine mögliche Ursache kann dafür das veränderte chemische Milieu durch die Müllüberlagerung sein. Das reduzierende, sauerstofffreie Milieu ist auch ein Grund für den relativ geringen Urangehalt im Wasser (im Vergleich zum Feststoff) und ein leicht erhöhtes Uran-Aktivitätsverhältnis (s. Kap. 2.1). In Tab. 3-14 sind einige Unterschiede in der Grundwassercharakteristik der Tailings und des reaktiven Randbereiches (Versauerungszone) dargestellt. Die Anreicherung des ²³⁴U ist auf Schäden im Kristallgitter durch Alpha-Emission bzw. den Rückstoß der Mutternuklide zurückzuführen (DICKIN 1995). Dieser Effekt wird meist unter reduzierenden Bedingungen beobachtet, im oxidierenden Milieu wird er von anderen Effekten überlagert (HERCZEG et al. 1995).

Tab. 3-14: Grundwassercharakteristik der Tailings und der Versauerungszone (reaktiver Randbereich der Halde A)

Parameter	Tailingswasser Halde A	Wasser aus der Versauerungszone (P10, Kreide-GWL)
Redoxpotential	reduzierend 0 bis 200 mV	oxidierend 300 mV – 700 mV
pH	schwach basisch bis schwach sauer 6,3 - 8,0	sauer 3,3 – 4,8
²³⁸ U (Bq/l)	1 - 18	10 - 1000
²³⁴ U/ ²³⁸ U	1,2 – 2,6	ca. 1
²²⁶ Ra (Bq/l)	0,09 - 25	< 0,035
²²² Rn (Bq/l)	74 - 500	ca. 200
Interpretation als	momentanes Tailingswasser (durch den überlagernden Müll verändert)	altes (originales) Tailingswasser (aus der Zeit der Einspülung in den 60er Jahren)

In Abb. 3-18 sind die untersuchten Wässer im E_H-pH-Diagramm der aquatischen Hydroxyl- und Carbonato-Spezies des Urans nach MEINRATH (1998) dargestellt. Die Wässer liegen überwiegend im Bereich der E_H-pH-Grenzen für natürliche aquatische Systeme im Bereich der UO₂CO₃⁰-Spezies bzw. UO₂(CO₃)₃⁴⁻-Spezies. Die Wasserproben aus dem reaktiven Randbereich (Kreide-GWL) liegen im Feld der UO₂²⁺_(aq)- und Sulfato-Spezies..

Berechnungen mit dem Computerprogramm PHREEQC (PARKHUST 1995) belegen, daß das Uran in allen untersuchten Wässern quasi als U(+VI) vorliegt (Konzentration an U(+V) und U(+IV) < 10⁻¹⁵ mol/l). In neutralen Wässern ist das Uran in Form von Uranyl-Carbonat-Komplexen und von Uranyl-Phosphat-Komplexen (solange ausreichend Phosphor zur Verfügung steht) präsent. Im sauren Bereich dominieren Uranyl-Sulfato- und -Phosphat-Komplexe bzw. das Uranylion in Ermangelung von Carbonat. Untergeordnet werden auch Uranyl-Hydroxid-Komplexe gebildet.

In Abb. 3-19 ist die Speziesverteilung des Urans im Kreidegrundwasser des reaktiven Randbereiches (P60) dargestellt. Das Uran ist in der Probe P60 (oxidierendes Milieu, pH = 4,22) zu 99 % auf vier Spezies des sechswertigen Uranyliums verteilt: UO₂SO₄, UO₂²⁺, UO₂(SO₄)₂²⁻, UO₂CO₃. Dabei sind lediglich 19 % kationisch gebunden somit über Kationenaustausch retardierbar, 81 % des Urans sind jedoch hochmobil. Im Tailingswasser (neutraler pH-Wert, reduzierendes Milieu, Bsp. P55) herrscht nur eine Spezies vor (UO₂(CO₃)₃⁴⁻).

Für die Berechnungen wurden die thermodynamischen Gleichgewichtskonstanten der WATEQ4F-Datenbasis (BALL & NORDSTROM 1991) verwendet.

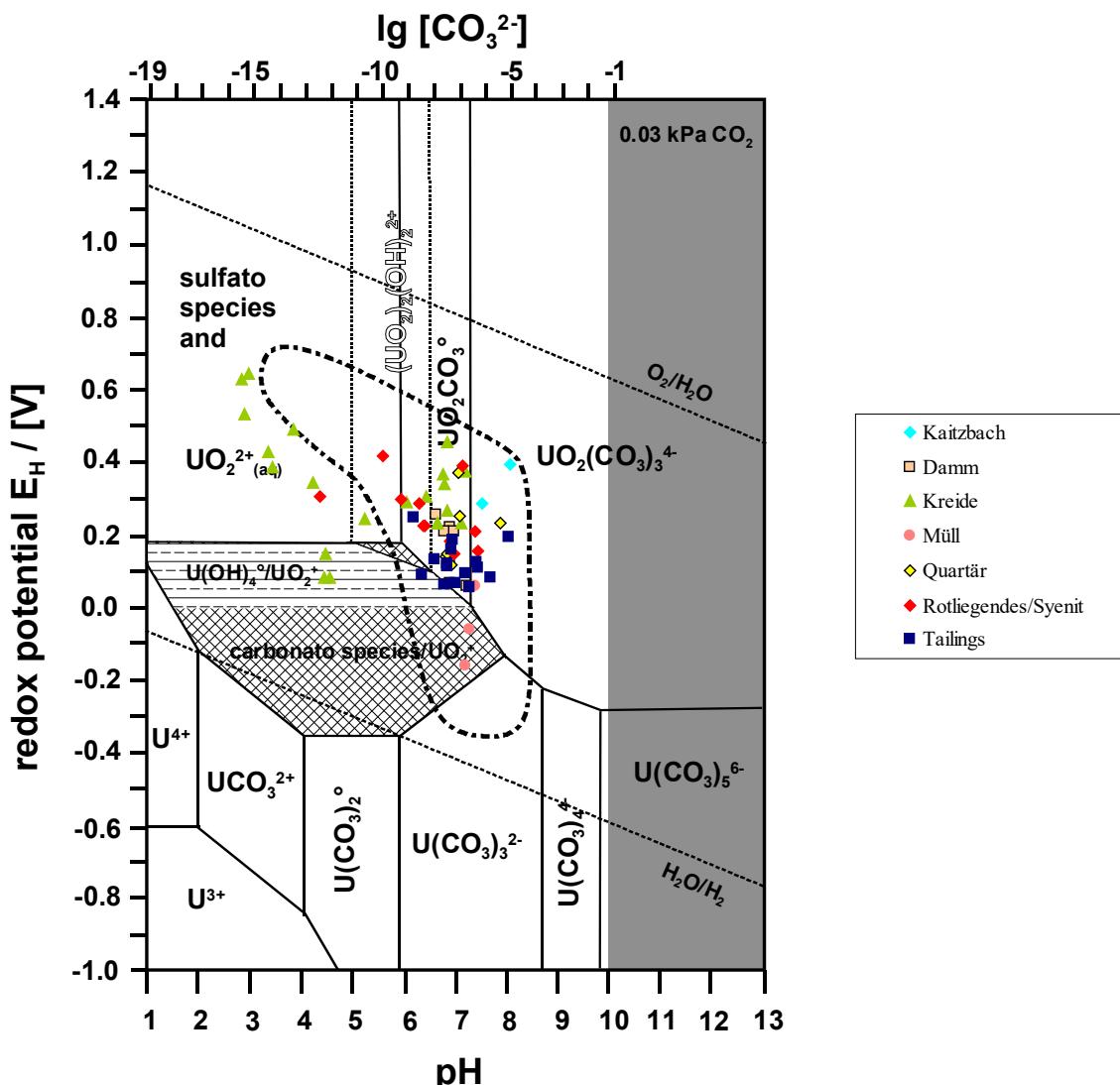


Abb. 3-16: Darstellung der untersuchten Wässer im Eh-pH-Diagramm der aquatischen Spezies des Urans (nach MEINRATH 1998 und VOLKE et al. 1998), die Strich-Punkt-Linie umschließt den Bereich der natürlichen Wässer, der graue Bereich bei pH > 10 ist bei einer Ionenstärke von < 0,1 M physikalisch nicht erreichbar.

Der Radongehalt im Wasser ist generell höher als dessen Radiumgehalt. Die höchste Radonaktivität wurde im Tailingswasser gemessen. Als Ursache sind der radioaktive Zerfall des Radiums im Tailingsmaterial und -wasser anzusehen. Das Radon aus dem Bereich der Versauerungszone (reaktiver Randbereich) bzw. des NE-Abstromes der Deponie stammt primär vom Radium des geogenen Backgrounds. Die hohe Urankonzentration im Wasser des reaktiven Randbereiches produziert in der gegebenen Zeit (30 - 40 Jahre seit dem Versickern) zu wenig Radium, um die gemessenen Radonwerte zu erklären. Auch im weiteren Umfeld wurden Radon-Werte bis zu 1000 Bq/l gemessen, bei denen ein Einfluß der Anlage aufgrund der Entfernung und der geringen Halbwertszeit des Radons unwahrscheinlich ist. KEMPSKI et al. (1997) geben für Kluft- bzw. Störungssysteme Migrationsweiten von einigen 10-er m an, für poröse Medien nur 3 - 4 m. Der Transport des Radons in den natürlichen GWL erfolgt vorrangig auf Klüften, was in variierenden Radonkonzentrationen sowohl in verschiedenen Proben aus einem Aquifer als auch in Proben eines Meßpunktes zu verschiedenen Zeiten zum Ausdruck kommt.

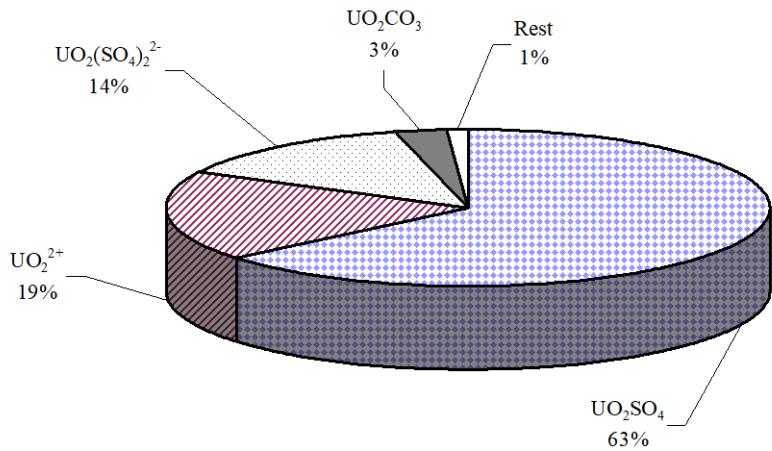


Abb. 4-17: Uran-Speziesverteilung in der Probe P 60; (Kreide-GWL, $\text{U} = 5,9 \times 10^{-6}$ mol/l, $\text{pH} = 4,22$ und $E_\text{H} = 523$ mV), ohne Berücksichtigung organischer Liganden

3.3.2.4 Organik

Die Wasserproben aus dem Bereich der IAA Dresden-Coschütz/Gittersee wurden im Rahmen des Monitorings (ULLRICH et al. 1998 a) auf ihre Gehalte an DOC, AOX, LHKW und teilweise Huminsäuren untersucht (Tab. 3-15).

Die höchsten DOC-Konzentrationen werden dabei im Müll erreicht (im Mittel 113 mg/l), während die Gehalte in den Dämmen oftmals sogar unter denen der natürlichen Grundwässer liegen. Die Tailingswässer sind vom Müllsickerwasser stark beeinflusst (Mittelwert der DOC-Konzentration 65,8 mg/l). Der höchste DOC-Einzelwert wurde in der Meßstelle P55 (Tailings) gemessen. Die Werte der einzelnen Meßpunkte im Haldenkörper weichen teilweise erheblich von einander ab (siehe Tab. 3-15), was wiederum auf die starke Inhomogenität des Körpers sowohl hinsichtlich der (chemischen) Zusammensetzung als auch der Wasserwegsamkeit hinweist. Die höchsten Gehalte an AOX und LHKW wurden im Meßpunkt P19 (Kreide-GWL) gemessen. Dieser Meßpunkt befindet sich im Anstrom der Halde A auf dem Gelände des ehemaligen Reifenwerkes. Ursache dieser Anomalie ist der Einsatz von LHKW bei der Ionenaustauschersynthese während der Uranerzaufbereitung. Es besteht kein Zusammenhang zum Reifenwerk bzw. zur Halde A, was anhand der Einzelkomponenten der LHKW nachgewiesen werden kann (ULLRICH et al. 1998 b).

Tab. 3-15: Organische Wasserinhaltsstoffe, IAA Dresden-Coschütz/Gittersee (Zusammenstellung aus ULLRICH et al. 1998 a), Angaben: Min. – Max. (Mittelwert)

GWL	DOC [mg/l]	Huminsäuren [mg/l]	AOX [mg/l]	LHKW [mg/l]
Müll, Bauschutt	50 – 202 (113,3)	2,07 – 273 (171,5)	0,09 – 0,46 (0,28)	0,0001 – 1,356 (0,352)
Tailings	3,4 – 663 (65,8)	0,1 – 1154 (173,4)	0,02 – 0,51 (0,19)	0,0002 – 0,56 (0,08)
Damm	3,5 – 22 (9,4)	0,3 – 11 (7,4)	0,02 – 0,29 (0,11)	<0,00005 – 0,282 (0,028)
Quartär	2,1 – 110 (6,5)	n.b.	0,006 – 0,091 (0,035)	0,0002 – 0,01 (0,0034)
Kreide	0,8 – 197 (2,97)	0,4 – 3,9 (1,61)	0,002 – 13,6 (0,79)	0,0002 – 11,01 (1,44)
Rotliegendes / Syenit	0,4 – 4,5 (2,1)	n.b.	0,006 – 0,31 (0,051)	0,0002 – 0,162 (0,023)

Mit Ausnahme der Proben P10, P17, P18, P58 (Kreide), P49 (Tailings) P53 (Damm) wurde in allen auf Huminsäuren untersuchten Proben Konzentrationen HA > 1 mg/l gefunden (ULLRICH et al. 1998 a, HOHMUTH et al. 1998). Die Quantifizierung der Huminsäuren in den Wässern ist insofern problematisch, da durch den Salz- und Urangehalt ein deutlicher Matrixeffekt und Störungen bei

der fluoreszenzspektralphotometrischen Bestimmung auftraten. Dies ist besonders bei der Probe P60 aus dem Kreide-Aquifer auffällig (siehe Verhältnis DOC/Huminsäure in Tab. 3-16).

Tab. 3-16: Zusammenstellung der Meßergebnisse Organik, IAA Dresden-Coschütz/Gittersee, Herbst 1997 (HOHMUTH et al. 1998)

Meßpunkt		P10	P12	P22	P55	P59	P60
Schicht		Kreide, NE-Damm (Versauerungszone)	Quartär, Fuß NE- Damm	NE- Damm	Tailings, Halde A	Auffüllung, Müll, Halde A	Kreide, Halde A
pH-Wert		3,32	6,73	7,11	7,69	7,39	4,56
Leitfähigkeit	[mS/cm]	12,44	6,59	5,37	17,11	4,86	7,35
Redox- potential	[mV]	675	158	98	163	-17	523
Sauerstoff- gehalt	[mg/l]	7,5	1,1	3,3	1	1,1	9,6
Wassertyp		Mg-SO ₄	Mg-Ca-Na- SO ₄ -Cl	Mg-Ca- SO ₄	Na-Mg- Cl-HCO ₃	Na-Ca-Mg- Cl-HCO ₃	Mg-Ca- SO ₄
Uran	[mg/l]	77,6	0,008	0,445	0,03	0,137	1,37
DOC	[mg/l]	10,5	17,2	10,4	192,5	61,7	4,8
Huminsäuren	[mg/l]	0,1	28,7	27,2	413	280	118 (*)
DOC / HA		105	0,6	0,38	0,47	0,22	(0,04)

(*) Wert wahrscheinlich zu hoch

Anhand der Daten besteht keine primäre Korrelation der Urankonzentration der Wässer mit der Konzentration der Huminsäuren. In erster Linie ist der pH-Wert in Verbindung mit dem Redoxpotential ein Steuerungsfaktor. Selbst bei Wässern mit ähnlichen pH-Werten (z.B. P22, P59) geht ein höherer Urangehalt nicht mit einem erhöhten Huminsäuregehalt konform. In den hochmineralisierten Wässern der Absetzanlage (Müllsickerwasser bzw. Tailingswasser) ist die Konkurrenz sowohl der Liganden für das Uran(yl) (z.B. Carbonat, Sulfat, Phosphat etc.) als auch der Zentral-Ionen für die Huminsäure (z.B. Fe, Cu) vermutlich so groß, daß die Huminsäuren keinen dominierenden Einfluß auf die Löslichkeit des Urans haben.

Thermodynamische Berechnungen mit dem Computercode PHREEQC (PARKHUST 1995) unter Verwendung der WATEQ4f-Datenbank (BALL & NORDSTROM 1991) zeigen, daß das Uran in der Lösung vorrangig als Sulfat- und (soweit vorhanden) Phosphat- bzw. Carbonatkomplex vorliegt (siehe auch vorheriges Kap. 3.3.2.3). Organische Liganden konnten mangels verifizierter thermodynamischer Daten für Uran/Organika nicht berücksichtigt werden. Die Carbonatkomplexe haben dabei den größten Anteil in den Wässern mit pH > 6 (Tailings- und Dammsickerwässer). Die Sulfatkomplexe dominieren im sauren Milieu (z.B. P10, P60, reaktiver Randbereich).

Die Huminsäuren liegen nach diesen Berechnungen (ohne Berücksichtigung des Urans, s.o.) z.B. in der Probe des P60 (Kreide, saures, stark oxidierendes Milieu) als Humat²⁻ (64,7 %), H-Humat (32 %), Fe-Humate (4,3 %) bzw. untergeordnet als Cd-Humat (0,003 %) vor (siehe Abb. 3-20). In der Tailingswasserprobe aus P55 (neutraler pH-Wert, E_H = 160 mV) dominiert die Humat²⁻-Spezies zu fast 100 %.

Das Verhältnis DOC/Huminsäuren (siehe Tab. 3-15) nimmt vom Hangenden zum Liegenden zu (Müll-Tailings-Damm-Auelehm-Sandstein), wobei die höchste Konzentration der untersuchten Proben sowohl des DOC als auch der Huminsäuren im Tailingswasser des P55 festgestellt wurde. Dieser zeigt jedoch eine starke Müllbeeinflussung, die in diesem Maße nur noch im P33 beobachtet werden kann. Die Meßstelle P9 repräsentiert ein typisches Müllwasser mit einem DOC von 202 mg/l und einer Konzentration an Huminsäuren von 2,07 mg/l (Verhältnis DOC/Huminsäuren = 97,6). P59 (Müll) enthält wesentlich mehr Huminsäuren (DOC/HA = 0,2-0,4). Das Verhältnis liegt in den Tailingsmeßstellen bei 0,15-36,9 (Mittelwert 4,1 / Standardabweichung 8,3), wobei es bei

den einzelnen Beprobungen Schwankungen unterliegt (z.B. P48: DOC/HA = 1,2 – 13,6; P52: 0,2 – 6,1; Daten aus ULLRICH et al. 1998 a).

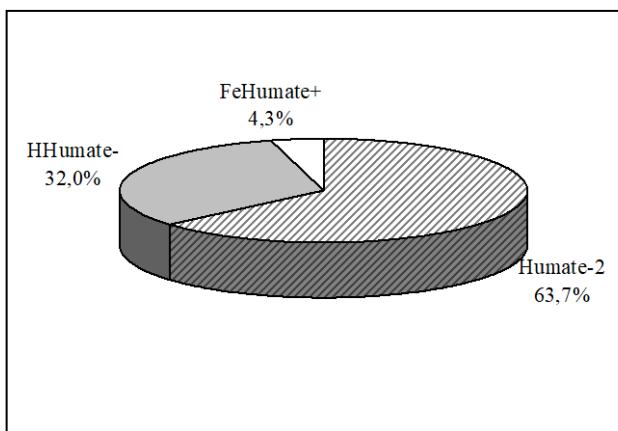


Abb. 3-20:
Humat-Speziesverteilung in der Probe P60
(Grundwasser aus dem Sandstein, Humate =
 $5,9 \times 10^{-5}$ mol/l, ohne Berücksichtigung des
Urans

Vor einer Verallgemeinerung der Daten auf die Charakteristik der entsprechenden Grund- und Sickerwässer muß gewarnt werden, da die dargestellten Werte nur punktuelle Proben repräsentieren. Gerade der Müll- und auch Tailingskörper incl. der Dämme stellen jedoch sehr inhomogene Körper sowohl hinsichtlich der geochemischen Zusammensetzung als auch der hydraulischen Eigenschaften (Sickerwege, Stoffeintrag) dar.

3.3.2.5 Ultrafiltration

Von der IAA Dresden-Coschütz/Gittersee wurde Wasser der Grundwassermeßstelle P54 (Tailings) bis 0,5 nm filtriert und anschließend die Uran-Konzentration bestimmt.

Dazu wurde die Probe über ein 3 µm-Laborfilter gegeben und anschließend in einer Sartorius-Ultrafiltrationszelle stufenweise über 0,8 µm-, 0,65 µm-, 0,45 µm-, 0,2 µm-, 2 nm-, 1 nm- und 0,5 nm-Celluloseacetat-Filter der Fa. Sartorius filtriert. Die Filter wurden zuvor mit 750 ml heißen Wasser (Deionisat) und danach 500 ml kalten Wasser gewaschen. Anschließend wurden 500 ml Probe gefiltert und verworfen, es folgten die Proben für die Analysen (Mehrfachbestimmung). Die Ultrafilter (2 nm, 1 nm und 0,5 nm) in einer Petrischalen mit heißem Wasser mehrere Stunden liegen gelassen. Zur Filterbeladung wurden 50 ml Probe filtriert und verworfen.

Die Analysenergebnisse sind in Abb. 3-21 dargestellt. Bei der Filtration auf 0,5 nm wurden 49,8 % des gelösten Urans der Originalprobe adsorbiert, wobei die Adsorption bei der Filterstufe von 0,45 µm auf 0,2 µm mit 24,6 % am höchsten ist. Bei 0,2 µm wurden bereits 41,6 % des gelösten Urans der Originalprobe adsorbiert. Für die praktische Anwendung bedeutet dies, daß eine Filtration bis 0,2 µm für die Urananalytik sinnvoll ist.

Im Vergleich zur stufenweisen Filtration wurde eine Direktfiltration durchgeführt (z.B. 3 µm – 0,65 µm; 3 µm – 0,45 µm; 3 µm – 0,2 µm). Die gemessenen Uran-Konzentrationen der Endfiltration lagen dabei in allen Fällen im Bereich der Uran-Konzentration der Originalprobe (bzw. leicht darüber). Als Ursache dafür wird die Inhomogenität der Probe (schwach trüb, mit Bodensatz) angesehen.

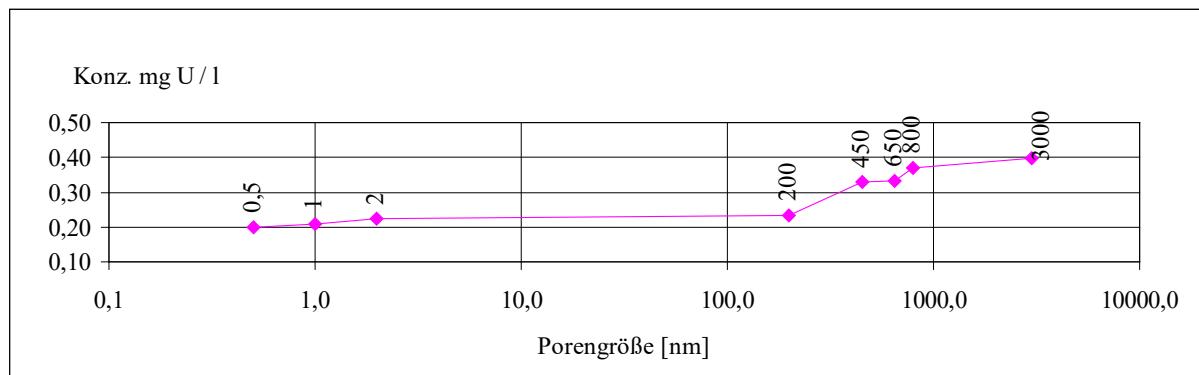


Abb. 3-21 a: Urankonzentration in der filtrierten Lösung bei stufenweiser Filtration

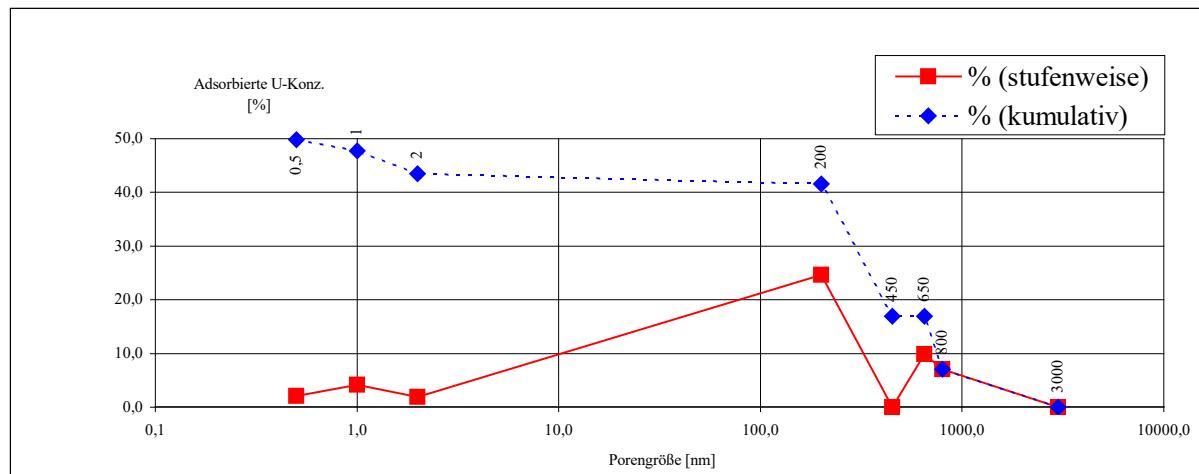


Abb. 3-21 b: Adsorbierte Uranmenge bei stufenweiser Filtration

3.4 Isotopenuntersuchungen in den Grund- und Sickerwässern

3.4.1 Radioaktive Isotope

3.4.1.1 Tritium (^3H)

Die Tritiumwerte der Wässer schwanken im Untersuchungszeitraum 1995-1997 zwischen 5,8 T.U. und 68,6 T.U. Für die Interpretation der Tritiumwerte im Grundwasser spielt der Input durch den Niederschlag eine wichtige Rolle. In Abb. 3-23 ist der jahreszeitliche Gang der Tritiumgehalte im Niederschlag von Freiberg dargestellt, wobei die höheren Sommerwerte oftmals mit den Niederschlagsmaxima einhergehen.

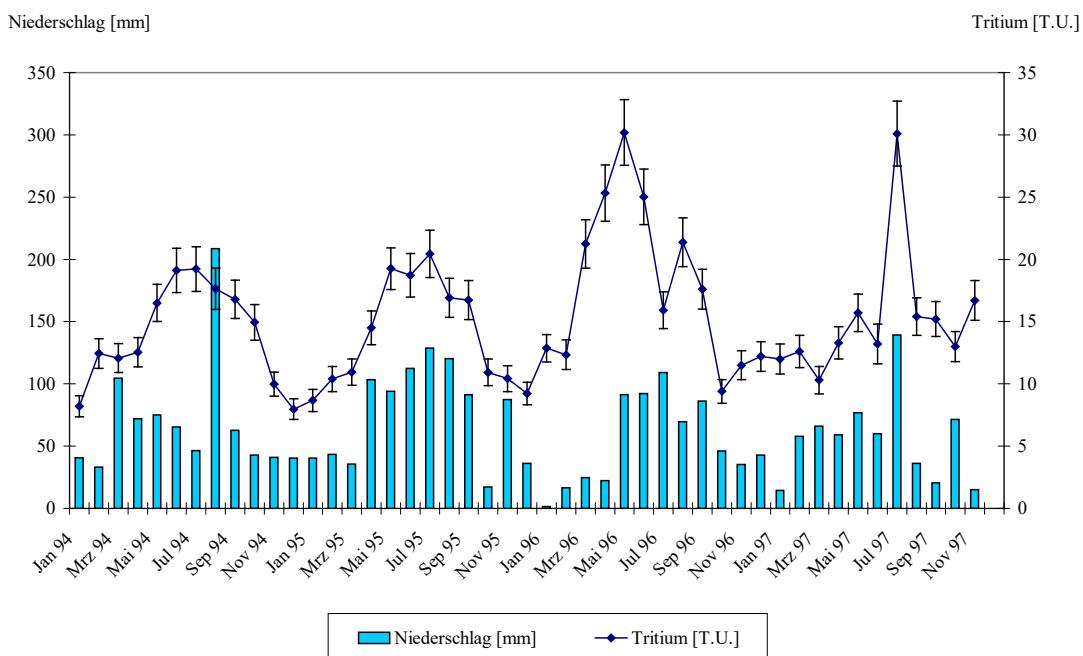


Abb. 3-23: Tritiumwerte und Mengen des Niederschlages von Freiberg für den Zeitraum 1994-1997 (freundl. Mitteilung Prof. Hebert)

Die Tritiumgehalte der untersuchten Wässer sind in Anl. 6/1 und 6/2 bezogen auf die einzelnen GWL dargestellt. Die Auswertung der Tritiumdaten erfolgte mittels des Programmes MULTIS (RICKTER & SZYMCZAK 1991, RICKTER et al. 1995) unter Verwendung verschiedener, z.T. gekoppelter Modelle. In Tab. 3-17 sind die Ergebnisse (Verweilzeiten, Jungwasseranteile etc.) zusammengestellt.

Nach den Tritiumanalysen können folgende Gruppen unterschieden werden (G.E.O.S. GMBH 1995):

- 10 – 20 T.U. entweder „junge Wässer“ (kein Anteil „alter Wässer“ nachweisbar) oder Wässer aus Mischsystemen
13 bis 17 T.U. 45 bis 50 a oder 7 bis 9 a,
17 bis 20 T.U. 40 a oder 10 bis 12 a,
- 20 – 35 T.U. Mischsysteme aus o.g. Wässern und Wässern mit hohen Tritiumgehalten aus der Zeit des Bombenpeaks,
- 35 – 50 T.U. nahezu stagnierende Wässer aus der Zeit Bombenpeaks bzw. mit einem Alter von ca. 20 a unter Zumischung von geringen Mengen an Niederschlägen.

Übereinstimmende ^3H -Werte der Grundwässer im Kaitzbachtal (Quartär, Rotliegendes) und des Vorfluters Kaitzbach deuten auf eine hydraulische Verbindung zwischen beiden Aquiferen sowie dem Vorfluter hin, wobei die Kreide in diesem Bereich nicht ausgeprägt ist.

Tab. 3-17: Ergebnisse der Auswertung der Tritiumdaten mit dem Programm MULTIS (RICHTER & SZYMCZAK 1991, RICHTER et al. 1995), Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis, Lage der Meßstellen s. Anl. 6/1

Meßstellen-Nr.	Lage	Filterstand	Datum	Tritium (nur eigene Daten)	Verweilzeit (Lösung 1 / 2)	Gamma (Lösung 1 / 2)	Alpha (Lösung 1 / 2)	Modell
				TU	+/-	a	%	
KB1/36	Cunnersd. Str., nördl. Halde B	Kreide	13.06.96	22,0	2	29,5 / 16	0,67 / 0	50,8 / 100
						46,5		0
P10	NE-Damm	Kreide	15.11.95	35,3	3,2	17,5	0,15	85,7
			27.10.97	31,6	2,9	28	0,58	56
P17	SW Reifenwerk	Kreide	05.06.96	27	2,4	26	0,55	57,7
						37 / 17,5	1,07 / 0	34,2 / 100
P18	Sportplatz	Kreide	14.11.95	24,0	2,3	29,5	0,68	50,8
						43 / 17,5	1,6 / 0	19,8 / 100
P27	Nautelweg-senke	Kreide	13.06.96	17,1	1,6	42,5 / 11	1,04 / 0	35,3 / 100
						50	3,07	2,4
P30	NE-Ecke Halde A	Kreide	04.06.96	29,9	2,6	22,5	0,4	66,7
P35	Abstrom, an der B 170	Kreide	14.11.95	16,5	1,5	46,5 / 9	1,1 / 0	32 / 100
						1,5	0	100
P58	Halde A	Kreide	20.08.96	31,8	2,9	20	0,29	75
			08.11.96	31,8	2,8	30	0,69	50
P41	Kaitzbachtal Abstrom	Quartär	14.11.95	15,9	1,5	9,5	0,04	95,7
KB2/48	NE Vorfeld Halde B	Syenit	13.06.96	24,0	2,1	21,5	0,285	75
P13	Fuß NO-Damm	Rotliegendes	01.11.96	28,5	2,6	19	-	100
						26	0	100
P38	Kaitzbachtal Fuß NO-Damm	Syenit	15.11.95	16,1	1,5	36	0,3	56,5
						26 / 19	0 / 0	100 / 100
			05.11.96	21,2	1,9	17,5 / 35	- / -	100 / 0
								PM
P4	Fuß SW-Damm	Rotliegendes	30.10.96	5,8	0,7	6	-	100
						10,5	-	100
			01.07.95	24	2	7	0,014	98,6
P56	östl. Vorfeld Halde B	Syenit/R	01.11.96	55,2	4,9	30	-	0
P9	Halde A	Müll	15.11.95	31,8	2,8	20,5	0,26	76,9
						28 / 22,5	0,38 / 0,05	68,6 / 94,8
P28	SW-Damm	Damm	06.11.96	52,3	4,8	21	0,27	76
P31	Halde A	Tailings	06.06.96	48,1	4,2	21	0,27	76
						48	4,1	EPMR

Der Anteil des Uferfiltrates lässt sich nach folgender Gleichung berechnen (HEBERT 1997):

$$(21) \quad \alpha * \text{avF} + (1 - \alpha) * \text{agw} = \text{agwm}$$

α – Anteil des Uferfiltrates

avF – spez. Tritiumaktivität des Vorfluters

agw – spez. Tritiumaktivität des Grundwassers

agwm – spez. Tritiumaktivität in der Grundwassermeßstelle

Für die Grundwassermeßstelle P21 (Permocarbon) ergibt sich somit ein Uferfiltratanteil von 91 %.

Die Verweilzeit für das Quartär berechnet sich mit dem Programm MULTIS zu 10 Jahren (s. Tab. 3-17).

Für die Kreide wurde zur Interpretation der Tritiumdaten das Linearmodell verwendet (unbekannter GWL, zum Ausstreichen hin abnehmende Mächtigkeit). Man erhält für die Hochfläche nordwestlich des Kaitzbachtals eine mittlere Fließzeit von ca. 30 Jahren für den Anstrom der Halde (P18) bzw. ca. 45 Jahren für den Abstrom (an der B170). Aufgrund der unweit befindlichen Flächen der Grundwasserneubildung wird von G.E.O.S. GmbH (1995) das jüngere Alter (ca. 10 a) als das wahrscheinlichere angenommen. Dazu im Widerspruch stehen die dann älteren Wässer in den Meßstellen P17, P10 und P58 bei größerer Nähe zum GW-Neubildungsgebiet. Die Grundwasserneubildungsgeschwindigkeit berechnet sich für die Kreide nach

$$(22) \quad v_N = n * H / T_M \quad (\text{HEBERT 1997})$$

n – Porosität
H – GWL-Mächtigkeit
 T_M - Austauschkonstante

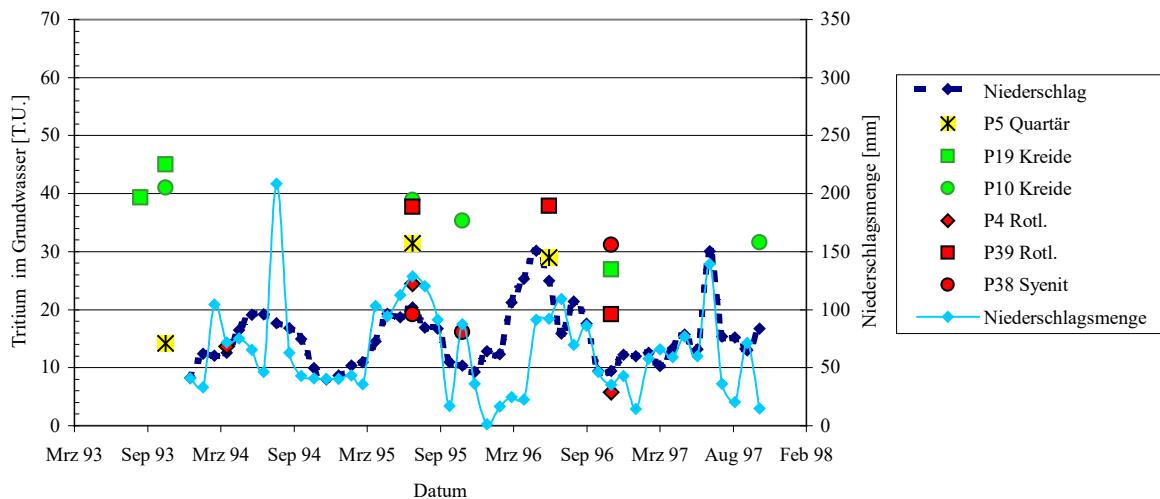
je nach Verweilzeit zu 40 mm/a bis 150 mm/a.

Tritiumgehalte > 25 T.U. im Abstrom der Deponie (Quartär, Kreide und Rotliegendes) weisen auf zusitzende Haldensickerwässer hin.

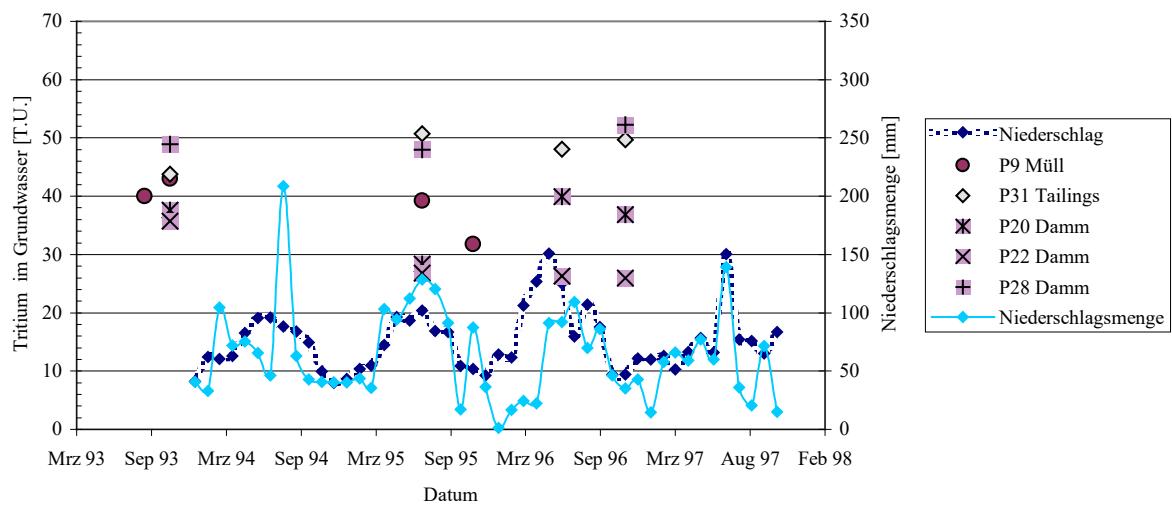
Die hohen Tritiumwerte in den Tailings und Dämmen (bis ca. 50 T.U.) sind plausibel, wenn man annimmt, daß das Wasser dort weitgehend stagniert und der Tritiumgehalt aus dem Niederschlag zu Beginn der 60-er Jahre stammt - d.h. aus der Endzeit der Ablagerung der Tailings bzw. kurz nach Stilllegung der Anlage (eventuell unter Zumischung geringer Mengen von Niederschlagswasser). Die schluffig-tonigen Bereiche der Tailings haben eine relativ geringe vertikale Durchlässigkeit ($k_f = 10^{-7}$ bis 10^{-9} m/s) und sowie ein hohes Wasserhaltevermögen. Chemische Analysen belegen jedoch eine Infiltration von Müllsickerwasser (siehe Kap. 3.3). Geht man von einem Müllsickerwasser von 1974-1979 mit ca. 100 T.U. aus (siehe auch nächster Absatz), so erhält man unter Berücksichtigung der Infiltration in die Tailings und der daraus resultierenden zeitlichen Verzögerung sowie einer permanenten Verdünnung durch Niederschlag die derzeit in den Tailings gemessenen 50 T.U.

Im Müllwasser (P9) hat der Tritiumgehalt seit 1993 stetig abgenommen (von 40 T.U. auf 31,8 T.U., Abb. 3-24). 1996 wurde die Probenahme des P9 wegen Defektes der Meßstelle eingestellt. In der neu installierte Müll-Meßstelle P59 wurde im November 1996 ein Wert von 24,1 T.U. gemessen. Dieses Wasser zeigt in der Wasserbeschaffenheit allerdings eine etwas andere Zusammensetzung als P9 (Inhomogenität des Haldenkörpers, siehe Kap. 3.3). Der Niederschlag aus der Müllablagerungszeit liefert einen Input von etwa 100 T.U. (ca. 1974 - 1979), 50 T.U. (ca. 1979-1982) bzw. 30 T.U. (1982-1988). Unter Berücksichtigung der Halbwertszeit des Tritium können die hohen Tritiumwerte im Müllwasser als „Relikte“ aus der Müllablagerungszeit unter Zumischung jüngerer Wässer mit niedrigeren Tritiumgehalten interpretiert werden.

Die Tritiumwerte von Meßstellen mit signifikant schwankenden Gehalten sind in Abb. 3-24 im Vergleich mit dem Freiberger Niederschlag dargestellt. Offensichtlich unterliegen einige Meßstellen niederschlagsabhängigen Schwankungen (z.B. P5, Quartär, P4 und P39, Rotliegendes). Allerdings liegen nur vereinzelt Meßreihen mit wenigen Werten vor (meist Abstände von $\frac{1}{2}$ bis > 1 Jahr). Um genaue Aussagen zum Einfluß des Niederschlages (Verzögerungsdauer) treffen zu können, wären Tritiummessungen im Grundwasser im gleichen Abstand wie im Niederschlag nötig.



a)



b)

Abb. 3-24: Tritiumgehalte in ausgewählten Meßstellen im Vergleich mit den Tritiumwerten des Freiberger Niederschlags: a) der Halde A; b) der natürlichen Grundwasserleiter

Die Veränderungen in der Tritiumaktivität der Meßstelle P33 sind in wechselnden Anteilen von Tailingswasser (s.o.), Müllsickerwasser und zusätzlichem Niederschlagswasser in Abhängigkeit vom Wasserdargebot begründet. Der Filterbereich dieser Meßstelle erstreckt sich über den Grenzbereich Müll/Tailings und erfaßt somit Wasser aus beiden Schichten. Der Maximalwert von 67 T.U. ist vermutlich durch den hohen Ammoniumgehalt verfälscht (Beeinflussung der Spektren) und wird deshalb bei der Interpretation nicht berücksichtigt.

In den Dämmen ist von einer ähnlichen Situation wie in den Tailings auszugehen (P20, P22, P28): hohe Tritiumwerte indizieren einen höheren Anteil an Müll- und/oder Tailingswasser in der Probe und wechseln mit geringen Tritiumgehalten und einem entsprechend größeren quantitativen Niederschlagsinput. Unter Verwendung der Gleichung (21) und der Tritiumwerte von P59 (Müll) und P55 (Tailings) berechnet sich für die Meßstelle P22 ein Müllwasseranteil von 68 %. Unterschiedliche Werte in den einzelnen Meßstellen sind wiederum ein Hinweis auf die Inhomogenität des Haldenkörpers.

Die relativ hohen Verweilzeiten in den Halden- und Dammwässern bestätigen den berechneten geringen Anteil des unterirdischen Abflusses am Niederschlag (siehe Kap. 3.2).

Im reaktiven Randbereich wurde in den Meßstellen P10 und P19 im betrachteten Zeitraum das Maximum der Tritiumaktivität im November 1993 beobachtet. Seitdem nimmt im P10 die Tritiumaktivität ab. Die Beträge liegen unter Berücksichtigung des Meßfehlers innerhalb der natürlichen Abnahme aufgrund des radioaktiven Zerfall. Dies würde die in den vorangegangenen Kapiteln geäußerte Vermutung bestätigen, daß das Wasser des P10 nur einer „Spülung“ mit sehr geringer Dynamik unterliegt. Die geohydraulische Situation des P10 (Kreidehochlage mit Inselbildung) läßt eine Ankopplung an das Grundwasserregime im Kreide-Aquifer nur bei entsprechenden Wasserständen zu (ULLRICH et al. 1998 b).

Anders ist die Situation im P39 im Rotliegenden des reaktiven Randbereiches. Zwei Meßwerten um 38 T.U. im Juli 1995 und Juni 1996 steht ein Wert von 19,2 T.U. im November 1996 gegenüber. P39 steht über eine temporäre hydraulische Verbindung (gekoppelt an den Wasserstand) im Kontakt zum P10 (→ hohe Tritiumwerte). Diese hydraulische Verbindung kann auch anhand von Urankontaminationen im kretazischen Sandstein bei fehlendem Grundwasser in der Kreide in der Bohrung des P39 nachgewiesen werden (ULLRICH et al. 1998 b).

Die Meßstelle P4 (Rotliegendes, am Fuß des SW-Damms gelegen) zeigt unterschiedliche Tritiumgehalte bei variierendem Wasserstand (Tab. 3-18). In Abb. 3-25 ist ersichtlich, daß der Wasserstand in P4 einen jahreszeitlichen Gang aufweist. Entsprechend liegen unterschiedliche Anteile an Niederschlagswasser, Haldensickerwasser, Zufluß über die hydraulische Verbindung (Quartär / Vorfluter) bzw. altem Grundwasser aus den Rotliegendschichten vor. Unter Einbeziehung der entsprechenden Niederschlagsmenge (Standort Freiberg) und dessen Tritiumwerte (Tab. 3-18) als Input für die Grundwasserneubildung wird ersichtlich, daß der Niederschlag den überwiegenden Anteil am Grundwasser des P4 ausmacht. Ähnliche Aussagen können für das Grundwasser aus P5 (quartäre Ablagerungen im Kaitzbachtal) und P38 (Syenit, Fuß des NE-Damms) gemacht werden.

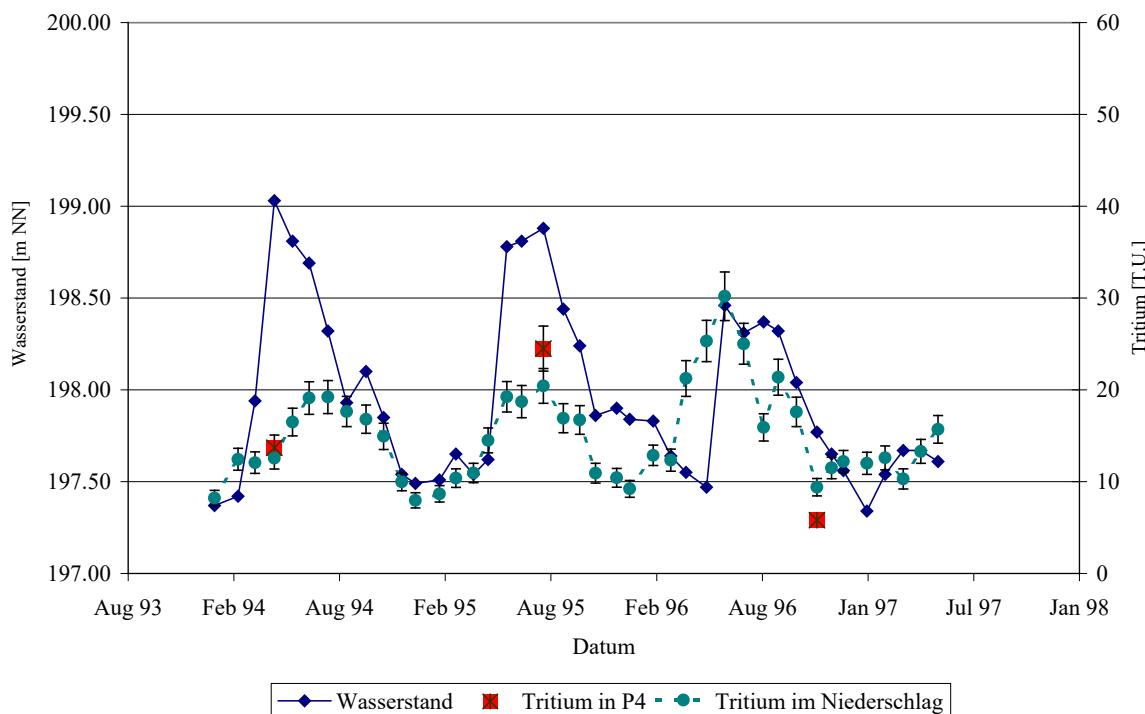


Abb. 3-25: Jahresgang des Wasserstandes in der Meßstelle P4 (Rotliegendes, Fuß SW-Damm) sowie des Tritium im Niederschlag und zugehörige Tritiumwerte im P4

Tab. 3-18: Tritiumgehalte im Grundwasser des P4 (Rotliegendes, Fuß des SW-Damms Halde A) und die zugehörigen Niederschlagswerte der Stationen Grumbach (nächstgelegene Wetterstation) und Freiberg

Monat/Jahr	Tritium in P4 [T.U.]	Wasserstand [m ü. NN]	Niederschlagswert Grumbach [mm]	Niederschlagswert Freiberg [mm]	Tritium im Niederschlag Freiberg [T.U.]
4/94	13,7	199,03	89,6	71,9	12,6
7/95	24,5	198,88	99,0	128,7	20,4
10/96	5,8	197,77	41,0 (*)	17,1	9,4

(*) Wert der Station Dresden-Klotzsche

3.4.1.2 Kohlenstoff-14 (^{14}C , Radiokohlenstoff)

Es liegen ^{14}C -Meßwerte am anorganischen Kohlenstoff für Meßstellen in der Kreide und im Rotliegenden vor (siehe Tab. 3-19). Es konnten nicht alle untersuchten Meßstellen beprobt werden, da zur radiometrischen ^{14}C -Messung mindestens 2 g Kohlenstoff notwendig sind und die dafür bei geringer Carbonathärte notwendige Wassermenge von einigen 100 l nicht entnommen werden konnte.

Für eine Interpretation der ^{14}C -Werte (51 – 104 pmC, s. Tab. 3-19) müssen zusätzlich die Tritiumaktivität und der Gehalt an Hydrogencarbonat hinzugezogen werden. Es zeigt sich, daß in ausnahmslos allen Meßpunkten relativ hohe Tritiumaktivitäten (16. T.U. – 30 T.U., s. Tab. 3-19) bestimmt wurden. Es liegt deshalb eine sehr junge Komponente in hohem Anteil vor (ca. 10 - 30 Jahre, siehe Kap. 3.4.1.1), die einen rezenten ^{14}C -Wert besitzen muß. Die ^{14}C -Gehalte der Atmosphäre lagen in dieser Zeit bei ca. 200 – 120 pmC (siehe auch Abb. 3-8), woraus ein ^{14}C -Anfangsgehalt von 100 - 60 pmC resultiert. Für eine eventuell auftretende alte Komponente wäre dann aufgrund der Mischungsverhältnisse ein sehr niedriger ^{14}C -Wert anzunehmen, was zu einem hohen ^{14}C -Alter führen würde. Diese Annahme ist hydrogeologisch für keine der beiden Schichten plausibel.

Für die Kreide kann eine Abnahme des ^{14}C -Wertes mit Anstieg des Gehalts an gelöstem Hydrogencarbonat festgestellt werden. Für das Rotliegende stehen zu wenig Meßwerte zur Verfügung. Die Grundwassermessstellen P13 und P38 zeigen ähnliche $\delta^{13}\text{C}$ - und ^{14}C -Werte (Tab. 3-19 und Abb. 3-26), was die genetische Verwandschaft der Wässer auf Grund ihrer Lage bestätigt. Die Tritiumwerte gehen jedoch etwas auseinander (s. Abb. 3-27), was auf einen möglichen Sickerwassereinfluß der Halde A in P13 deuten könnte. Der dritte, in Abb. 3-26 und 3-27 dargestellte, Permocarbon-Meßwert stammt aus der Meßstelle KB2/48 im nordöstlichen Abstrom der Halde A. Diese Meßstelle ist zu einem geringen Teil in der überlagerten Kreide verfiltert, was eine mögliche Erklärung der Lage des Meßpunktes im ^{14}C -HCO₃⁻-Diagramm (Abb. 3-26) ist.

Tab. 3-19: ^{14}C -Gehalte der untersuchten Grundwässer mit den zur Interpretation herangezogenen Parametern $\delta^{13}\text{C}$, Hydrogencarbonatgehalt und Tritium

Meßstelle	Charakteristik	C-14 [pmC]	$\delta^{13}\text{C}$ [% PDB]	HCO ₃ ⁻ [mg/l]	Tritium [T.U.]
P18	Kreide, Anstrom,	73,2	n.b.	126	24,0
P27	Kreide, Abstrom	66,3	-11,5	235	17,1
P35	Kreide, Abstrom	60,7	n.b.	285	16,5
P30	Kreide, Abstrom, SO-Hang Kaitzbachtal	104,3	-14,1	135	29,9
P13	Permocarbon, Dammfuß	51,7	-15,0	441	28,5
P38	Syenit, Dammfuß	51,2	-15,2	428	16,1
KB2/48	Syenit/(Kreide)	64,9	n.b.	134	24,0

Der Meßpunkt P30 muß bei der Interpretation gesondert betrachtet werden. Er fällt durch extrem hohen ^{14}C -Wert und sehr niedrigen Hydrogencarbonatgehalt auf (s. Tab. 3-19 und Abb. 3-26). Er befindet sich auf der südöstlichen Seite des Kaitzbachtals und führt somit Grundwasser eines separaten Einzugsgebietes. Es liegt die Vermutung nahe, daß hier eine starke anthropogene ^{14}C -Beeinflussung (aus oberirdischen Kernwaffenversuchen bis 1963) erfolgte. Dies ist bei einer mit Hilfe des Tritiumwertes ermittelten, mittleren Verweildauer von 25 a durchaus möglich und läßt auf eine sehr geringe mächtige Aerationszone schließen. Für eine genauere Interpretation fehlen weitere ^{14}C -Daten aus dem Einzugsgebiet.

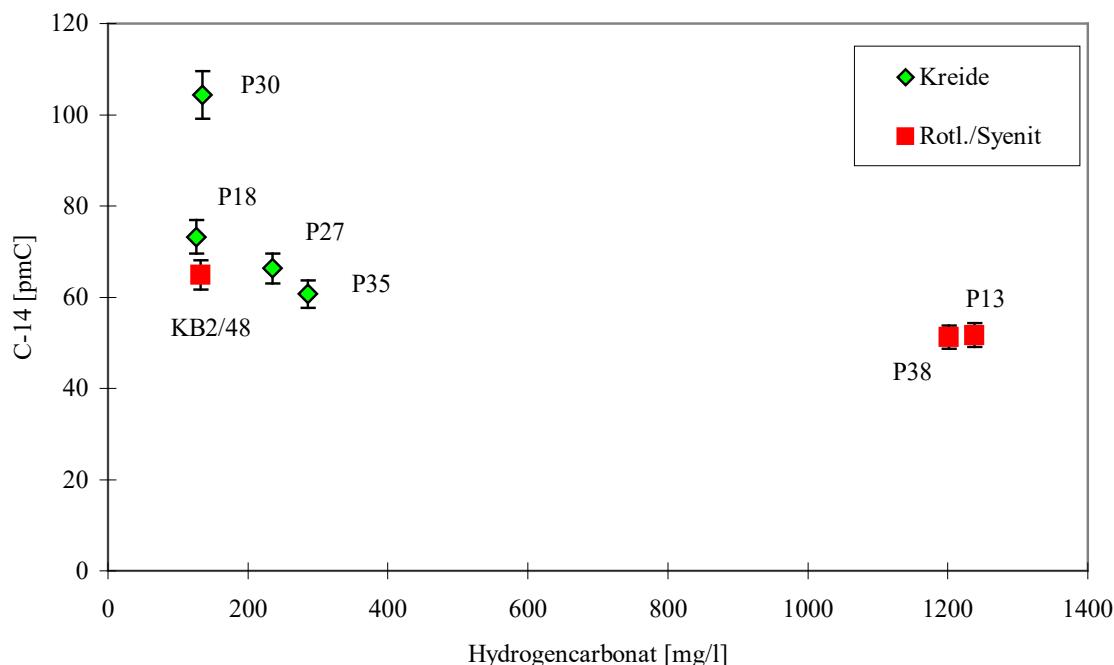


Abb. 3-26: Darstellung der ^{14}C -Gehalte im Grundwasser der Kreide und des Rotliegenden/Syenit in Abhängigkeit vom Hydrogencarbonat

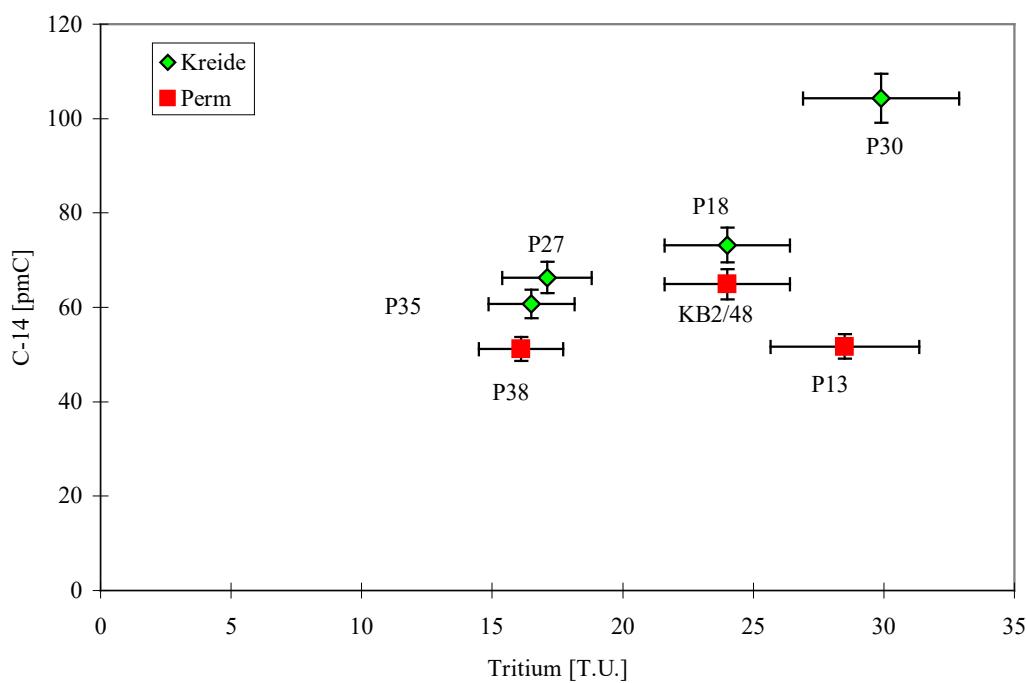


Abb. 3-27: Darstellung der ^{14}C -Werte in Abhängigkeit von der Tritiumaktivität

3.4.2 Stabile Isotope

In Tab. 3-20 sind die Isotopenverhältnisse (incl. der Tritiumwerte) in den einzelnen Grundwasserleitern zusammengestellt.

Tab. 3-20: Bandbreite der Isotopenverhältnisse in den einzelnen Grundwasserleitern im Anstrom, in der Deponie und im nahen Abstrom (Dammfuß)

Grundwasserleiter	^3H [T.U.]	$\delta^2\text{H}$ [%‰]	$\delta^{18}\text{O}$ [%‰ SMOW]	$\delta^{34}\text{S}$ [%‰ CDT]	$\delta^{13}\text{C}$ [%‰ PDB]
Quartär-Anstrom	15,9	n.b.	-9,3	+3,7	n.b.
Kreide-Anstrom	23,2 ... 27,0	-63,3	-8,1 ... -8,4	+5,6 / +16	-18,8 ... -14,8
Rotliegendes/Syenit-Anstrom	16,5	n.b.	-9,6	+5,4	n.b.
Müll	24,1 ... 31,8	-57,4	-2,7 ... -7,4	+20,1 / +59,9	-13,4
Tailings	36,7 ... 48,1	-63,2 ... -37,6	-6,6 ... -8,8	+2,5 / +20,1	-14,1 ... +13,2
Damm	26,3 ... 52,3	-65,9 ... -60,1	-7,8 ... -9,1	+2,6 ... +5,0	-22,6 ... -11,1
Quartär-Abstrom	29,0 ... 36,0	-63,7	-8,9 ... -9,0	+4,3	-19,7 ... -13,0
Kreide-Abstrom	16,5 ... 39,5	-68,1 ... -63,3	-9,0 ... -9,4	-1,5 ... +2,2	-16,9 ... -11,0
Rotliegendes/Syenit-Abstrom	16,1 ... 55,2	-65,9 ... -61,1	-8,1 ... -9,3	-21,3 ... +5,4	-15,0 ... -7,4

3.3.3.1 Sauerstoffisotopenverhältnisse ($\delta^{18}\text{O}$)

Die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte in den natürlichen Grundwasserleitern liegen relativ einheitlich im Bereich von -8,1 ‰ bis -9,4 ‰ und entsprechen damit den Werten für rezentes Wasser in Mitteleuropa. Mittels der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte kann die Kondensationstemperatur des Niederschlages abgeschätzt werden, sofern keine weiteren Prozesse die Isotopensignatur verändern (MOSER & RAUERT 1980):

$$(19) \quad \delta^{18}\text{O} = (0,39 * T [\text{°C}] - 12,18) \text{ ‰}.$$

Für die untersuchten Grundwässer in den GWL Quartär, Kreide, Permocarbon wurden Bildungstemperaturen zwischen 7,1 °C und 9,2 °C ermittelt (Abb. 3-28). Diese liegen im Bereich der langjährigen Jahresmitteltemperatur von Dresden.

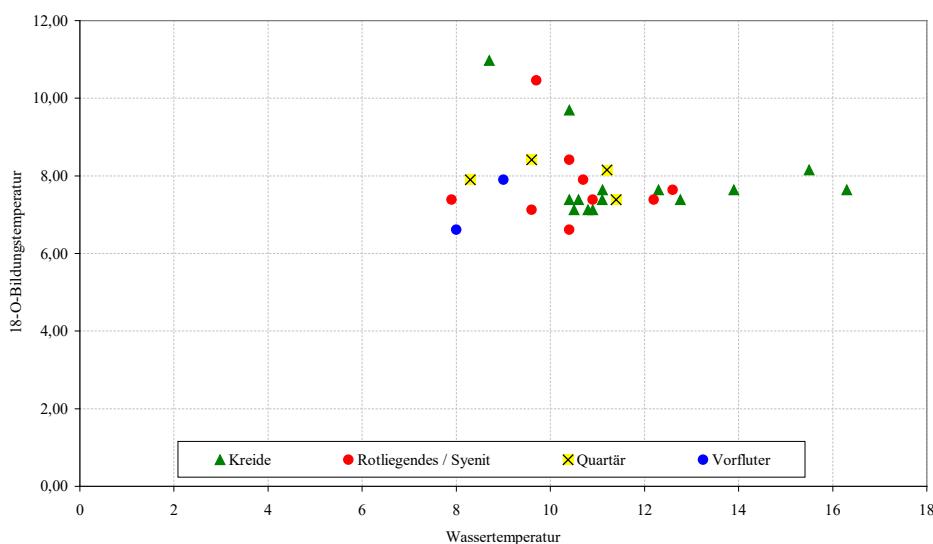


Abb. 3-28: Vergleich der $\delta^{18}\text{O}$ -Bildungstemperatur der natürlichen Grundwässer mit der Grundwassertemperatur

Die Deponiewässer sind isotopisch am stärksten angereichert (vgl. Abb. 3-28 und 3-29), was auf Verdunstungsprozesse im Haldenkörper (Verrottung des Mülls) zurückzuführen ist. Die Wässer aus den Dämmen und den dammnahen Meßstellen nehmen eine Mittelstellung ein.

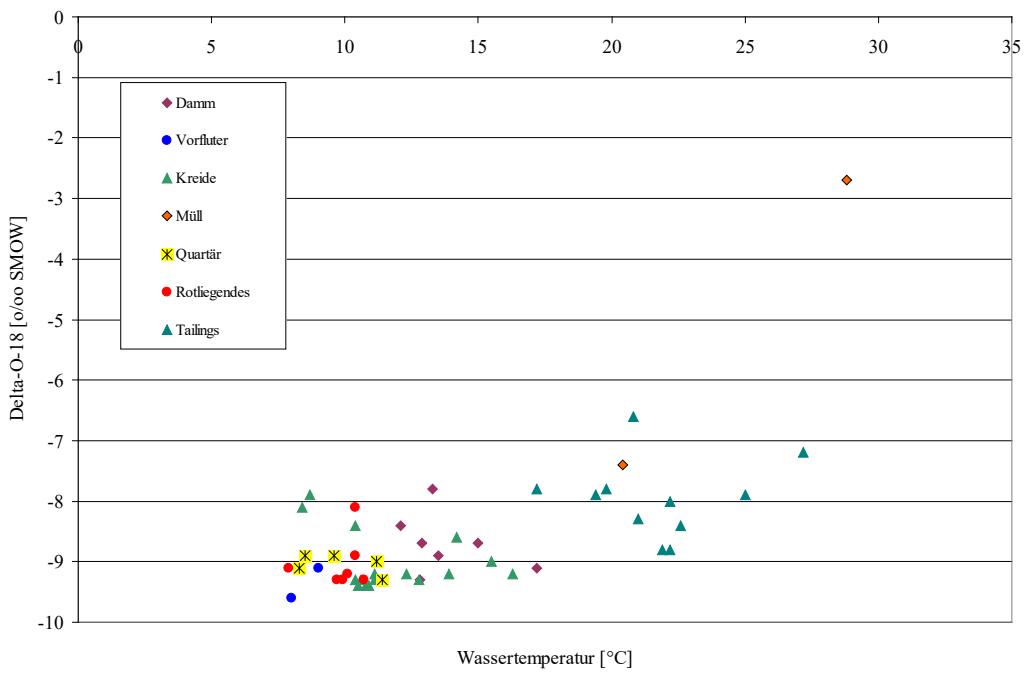


Abb. 3-29: $\delta^{18}\text{O}$ -T_{Wasser}-Relation

Das Wasser der Meßstelle P9 als typisches Deponiewasser liefert den $\delta^{18}\text{O}$ -Spitzenwert mit $-2,7\text{ ‰}$. Die Isotopensignaturen der Tailingswässer können als vom Müllkörper beeinflußtes Porenwasser gedeutet werden (erhöhte Temperatur) entweder durch zusitzende Müllsickerwässer und/oder durch die aufliegende „Wärmeglocke“.

3.3.3.2 Deuterium (Wasserstoffisotopenverhältnisse, $\delta^2\text{H}$ bzw. δD)

Die untersuchten Proben liegen im $\delta^{18}\text{O}/\delta\text{D}$ -Diagramm (Abb. 3-30) meist knapp unter der Meteoric Water Line (MWL, $\delta\text{D} = 8 \delta^{18}\text{O} + 10$). Bei einem Korrelationskoeffizienten von 0,84 ergibt sich die Regressionsgerade für die betrachteten Wässer zu

$$(20) \quad \delta\text{D} = 8,6 \delta^{18}\text{O} + 14,1.$$

Aufgrund der angenommenen Verdunstung im Haldenkörper (s. $\delta^{18}\text{O}$ -Werte) wäre ein Faktor (Steigung) < 8 in der Regressionsgerade und eine Tendenz in Richtung der Verdunstungsgerade zu erwarten (MOSER & RAUERT 1980). Betrachtet man die einzelnen Wasserarten separat, so entsprechen nur die Dammwässer dieser Theorie. Die meisten Proben liegen allerdings zwischen der MWL und der Verdunstungsgeraden. Obwohl vor allem die Tailingswässer sowohl in der Konzentration des Deuterium als auch des $\delta^{18}\text{O}$ stark schwanken, lassen sich die Wässer aus dem Deponiebereich gut von denen aus dem Umfeld unterscheiden. Neben Verdunstungsprozessen führt im gesättigten Bereich mit hohem DOC auch die Methanproduktion zu einem positiven Shift im $\delta^2\text{H}$ im Wasser.

Mittels dem Programm HYDROWIN (CALMBACH 1995) wurde der Deuterium-Exzess berechnet (s. Abb. 3-31). Dabei ist der allgemeine Trend zu erkennen, daß der Deuterium-Überschuß mit

steigendem δD ebenfalls zunimmt. Die 3 Punkte mit dem größten Deuterium-Defizit in Abb. 3-31 werden durch das Müllwasser sowie Tailingswässer mit einer hohen Mülleinfluß repräsentiert.

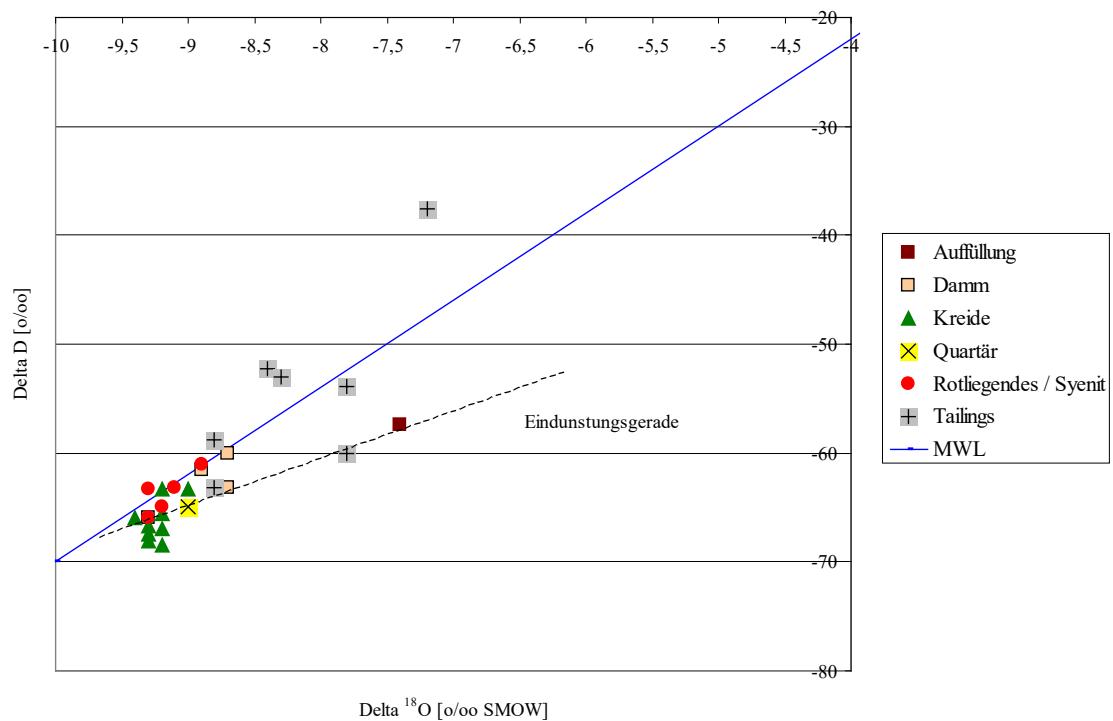


Abb. 3-30: Darstellung der untersuchten Grundwässer im $\delta^{18}\text{O}/\delta D$ -Diagramm

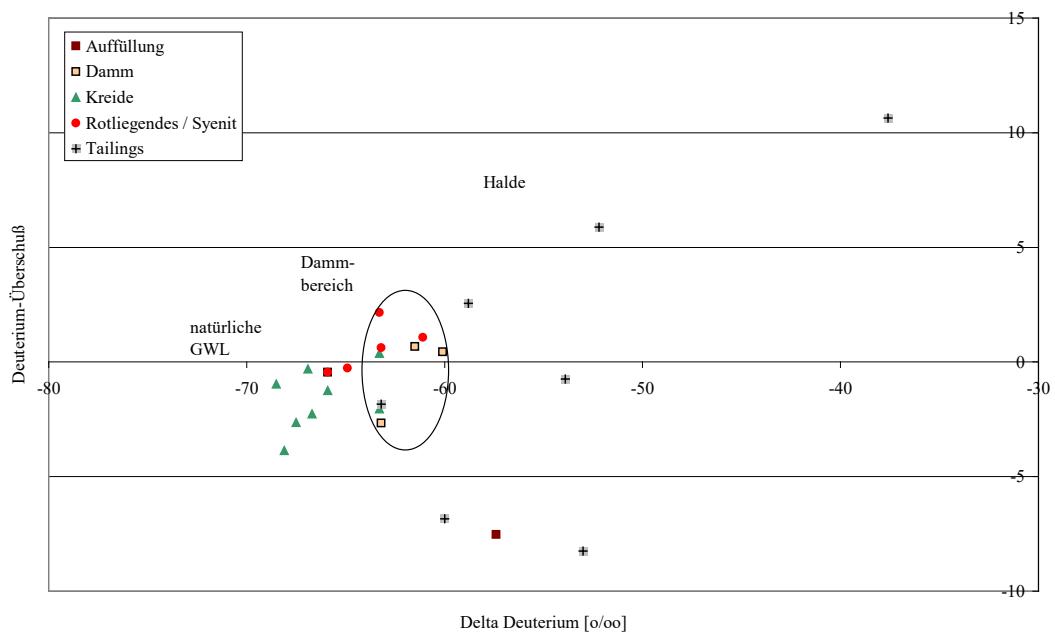


Abb. 3-31: Darstellung des Deuterium-Überschusses in Abhängigkeit vom Deuterium bezogen auf die einzelnen GWL

3.3.3.3 Schwefelisotopenverhältnisse ($\delta^{34}\text{S}$)

In den untersuchten Wässern wurden $\delta^{34}\text{S}$ -Werte im Bereich von -21 ‰ bis $+60\text{ ‰}$ CDT gemessen (s. Tab. 3-20 und Abb. 3-32). In Anlage 6/3 und 6/4 sind die gemessenen $\delta^{34}\text{S}$ -Werte und die zugehörigen Sulfatkonzentrationen im Lageplan bzw. im geologischen Profil dargestellt.

Die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte um $+5\text{ ‰}$ bis $+8\text{ ‰}$ in den natürlichen Grundwasserleitern können den infiltrierten Niederschlägen zugeordnet werden. Die Schwefelsignatur des Niederschlages wird in dieser Gegend durch atmosphärischen Schwefel aus der Verbrennung von Braunkohlen bestimmt. Das Sulfat des Regenwassers (feuchte Deposition) weist Schwefelisotopenverhältnisse von $+5\text{ ‰}$ bis $+8\text{ ‰}$ auf (HAUBRICH et al. 1998).

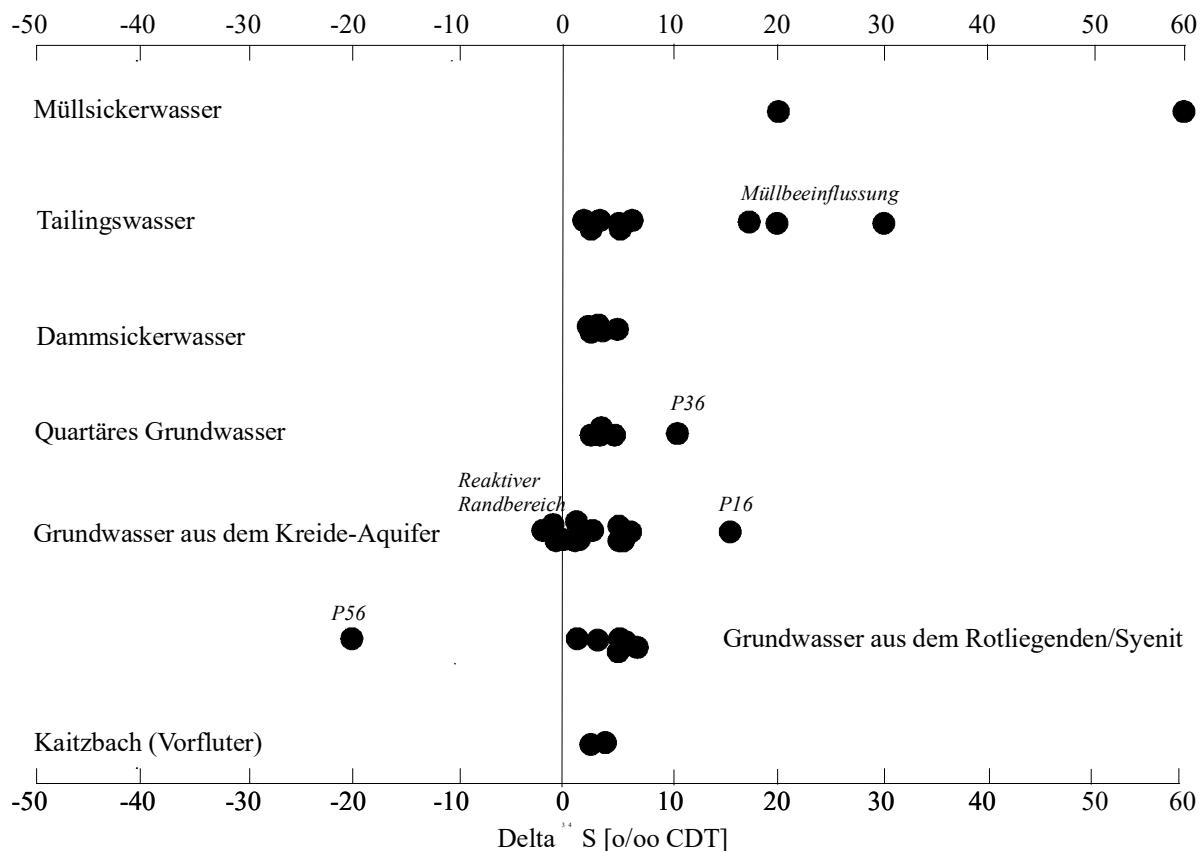


Abb. 3-32: Verteilung der $\delta^{34}\text{S}$ -Werte in den Grundwässern im Umfeld der IAA Dresden-Coschütz/Gittersee

Die hohen $\delta^{34}\text{S}$ -Werte im Müllwasser sind auf eine ^{34}S -Anreicherung im Grundwassersulfat durch bakterielle Sulfatreduktion unter reduzierenden Bedingungen sowie den Einfluß von Bauschutt und Aschen zurückzuführen. Braunkohlen bzw. Filterstäube haben $\delta^{34}\text{S}$ -Werte im Bereich von $+3\text{ ‰}$ bis $+13\text{ ‰}$ (TONDERA 1991, GÖTZE 1985). Insbesondere der extrem hohe Meßwert in der Meßstelle P59 ($+60\text{ ‰}$) kann nur durch mehrere Prozesse erklärt werden (Lösung von Gips und anderen Sulfaten aus dem Bauschutt und den Kraftwerkssachsen, mikrobieller Abbau von Sulfat zu Sulfid unter reduzierenden Bedingungen im Müllkörper). Der Sulfatgehalt in P59 liegt mit 110 mg/l unter der Müllmeßstelle P9 ($20,1\text{ ‰}$ bei $272\text{ mg/l SO}_4^{2-}$), was die Sulfatreduktion bestätigen würde. Sehr hohe ^{34}S -Anreicherungen gehen oftmals mit erhöhten Barium-Konzentrationen einher, da durch das Wirken von sulfatreduzierenden Bakterien keine Baryt als begrenzende Phase mehr gebildet wird. Ebenso kann von den Bakterien direkt das Sulfat aus dem Baryt verwendet werden, wodurch Barium in Lösung geht (MERKEL & SPERLING (1998)). In der Meßstelle P9 wurden $1,33\text{ mg/l Ba}^{2+}$ bestimmt, für P59 liegen keine Daten dazu vor (ULLRICH et al. 1998 a). MERKEL & SPERLING (1998) geben für aquatische Systeme Ba-Konzentrationen von $< 0,1\text{ mg/l}$ an.

Die Tailingswässer sowie die Wässer aus dem Dammbereich zeigen $\delta^{34}\text{S}$ - Werte im Bereich von -2 ‰ bis +5 ‰ und somit den Einfluß sulfidischen Schwefels. Die negativen Werte sind auch im reaktiven Randbereich der Halde (Kreide, Rotliegendes) zu finden. Sie liegen in einer ähnlichen Größenordnung wie Standwässer in der Grube Freiberg, die von HAUBRICH et al. (1998) mit -2,5 ‰ bis -1,6 ‰ bei Sulfatgehalten > 6 g/l charakterisiert werden und als stark mineralisierte Lösungen aus verwitternden Erzgängen interpretiert werden. Wenn man die in den vorigen Kapiteln beschriebene Theorie des reaktiven Randbereiches als „künstliche“ Verwitterung der Erze ansieht, so passen die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte gut in das Bild.

Schon in relativ geringer Entfernung vom Damm gleichen die Schwefelisotopensignaturen denen im Anstrom. Den Meßstellen im Bereich der Tailings mit höheren $\delta^{34}\text{S}$ -Werten sitzen wahrscheinlich in entsprechenden Anteilen Müllsickerwässer zu. Diese Annahme wird von den entsprechend erhöhten $\delta^{18}\text{O}$ -Werten gestützt (s. Abb. 3-33). Eine andere Interpretation für die erhöhten $\delta^{34}\text{S}$ -Werte könnten sekundäre Mineralisationen in den Tailings sein. SEELIGER (1998) beobachtete in den Arsen-Tailings der IAA Bielatal $\delta^{34}\text{S}$ -Werte von bis +45 ‰, die vermutlich nur durch sekundäre Mineralisationen infolge der reduzierenden Bedingungen im Tailingskörper zu erklären sind.

Schwierig zu interpretieren ist der in P56 (Rotliegendes/Syenit) gemessene $\delta^{34}\text{S}$ -Wert von -21 ‰. Eine derartige ^{34}S -Verarmung wird nur durch bakterielle Aktivität (biogenes H_2S) oder hydrothermale Sulfide erreicht. Möglicherweise ist die Schwefel-Isotopensignatur ein Indiz für eine mikrobielle Aktivität im Bereich der Meßstelle (nur 30-60 mg/l Sulfat).

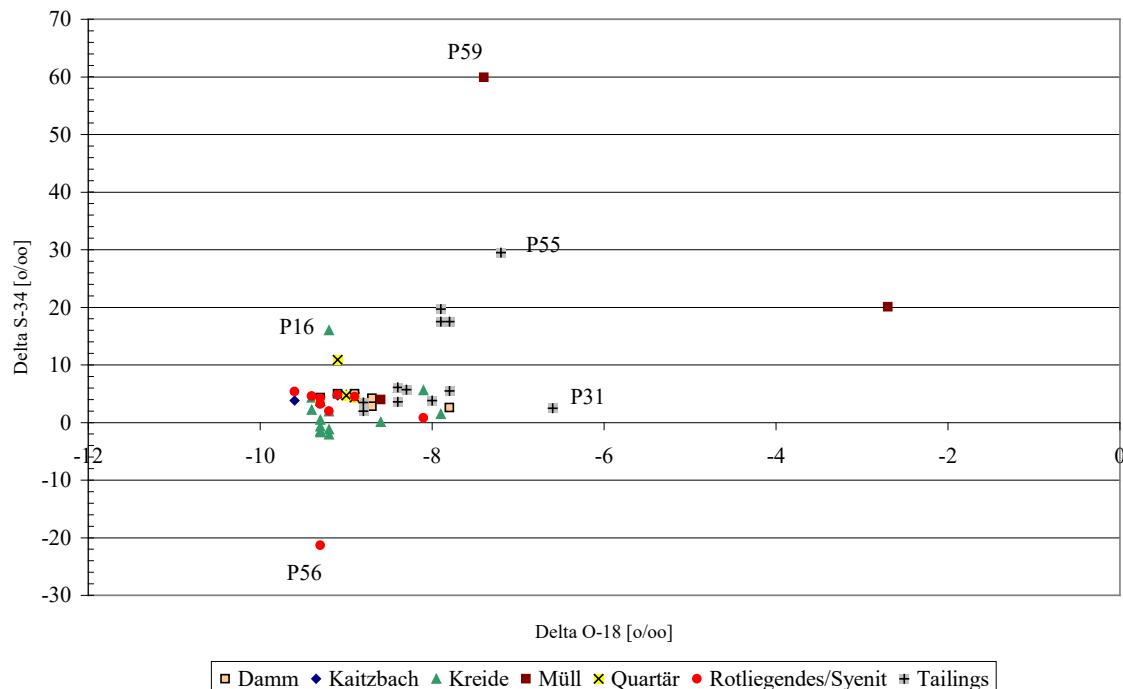


Abb. 3-33: $\delta^{34}\text{S}$ - $\delta^{18}\text{O}$ -Relation der untersuchten Wässer

Es ist keine direkte Abhängigkeit der Isotopensignatur vom Sulfatgehalt erkennbar, d.h. daß die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte eine Interpretation der Herkunft des Schwefels relativ unabhängig von der Sulfatkonzentration erlauben. So ist der Einfluß der Müll- und Schuttablagerungen auch bei 100-300 mg/l Sulfat nachweisbar (P9, P59, P55) wobei die Sulfatkonzentration z.B. der im Anstrom im Kreide-Grundwasserleiter entspricht. Bei den Müllwässern ist aufgrund der bakteriellen

Sulfatreduktion eine inverse Korrelation zu beobachten: mit fortschreitender Sulfatreduktion und damit sinkendem Sulfatgehalt steigt der $\delta^{34}\text{S}$ -Wert. Gleiches wurde auch von JUNGHANS (1998) in der IAA Johanngeorgenstadt-Steinsee beobachtet.

3.4.2.4 Kohlenstoffisotopenverhältnisse ($\delta^{13}\text{C}$)

Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte streuen generell in allen Grundwasserleitern, wobei jedoch eine Anreicherung des ^{13}C in den Deponiewässern (vor allem in den Tailings) zu erkennen ist (Tab. 4-20, Anl. 6/5 und 6/6). Die größte Schwankungsbreite weisen die Tailingswässer auf (-16 ‰ ... +13 ‰).

Rezente Grundwässer haben im Fall eines Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes einen $\delta^{13}\text{C}$ -Wert von -16 ‰, der sich bei nachfolgendem Austausch mit Kalk erhöhen kann. Niederschlagswasser ist durch eine Isotopensignatur von -7 ‰ bis -8 ‰ charakterisiert. Eine ^{13}C -Fraktionierung im CO_2 bzw. DIC erfolgt auch bei der Methanbildung (durch CO_2 -Reduktion) und bei der CO_2 -Bildung durch methanreduzierende Bakterien. In letzterem Fall können $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von bis zu +10 ‰ erreicht werden (HEBERT et al. 1985). Die streuenden Werte in den Deponiewässern sind somit durch die unterschiedliche Intensität biologischer bzw. biochemischer schadstoffabbauender Prozesse im inhomogenen Haldenkörper erklärbar und wurden auch an anderen Deponien beobachtet (HEIDINGER et al. 1994, CLARK & FRITZ 1997).

Eine Abreicherung ist dagegen in den Meßstellen der Dämme gegeben. Der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert liegt hier um -20 ‰. Dieser Wert ist typisch für Boden- CO_2 , kann aber bei der HCO_3 -Bildung aus diesem und Carbonat nicht entstehen. Sehr niedrige $\delta^{13}\text{C}$ -Werte liegen bei organischen Substanzen vor. Methan besitzt Isotopenwerte zwischen -30 ‰ und -70 ‰ (RICHTER et al. 1994). Das CH_4 aus dem anaeroben Abbau von Kohlenstoff-Verbindungen wird durch die Anwesenheit von SO_4 im Deponiekörper zu CO_2 oxidiert und dadurch die isotopische Markierung des CH_4 auf den DIC übertragen (HEIDINGER et al. 1994). Es wurde aber ebenso ein Trend zur Abreicherung von $\delta^{13}\text{C}$ im CO_2 beobachtet, der durch subsequente Oxidation des Methans durch Sauerstoff und aerobe Bakterien in der ungesättigten Zone erklärt wird (CLARK & FRITZ 1997). Für die niedrigen $\delta^{13}\text{C}$ -Werte in den Dämmen könnte ein Isotopenaustausch zwischen in der Deponie entstehendem Methan und CO_2 bzw. die Oxidation des CH_4 im ungesättigten Bereich der Dämme die Ursache sein. Für den Gasmeßpegel P6 werden von ULLRICH et al. (1998 a) bis zu 70 Vol. % Methan angegeben.

Wie auch beim $\delta^{34}\text{S}$ und Sulfat ist die Kohlenstoff-Isotopensignatur unabhängig vom Gehalt am DIC, bakterielle Abbauprozesse können einen inverse Korrelation zwischen dem $\delta^{13}\text{C}$ und dem DIC erzeugen.

4 Übertragbarkeit der Methoden und Ergebnisse auf andere Absetzanlagen der Uranerzaufbereitung

Die im Kap. 3 gewonnenen Erkenntnisse sollen an zwei Beispiel-Standorten auf ihre Übertragbarkeit überprüft werden. Dazu wurden die Deponie Johanngeorgenstadt-Steinsee als müllüberlagertes Tailing sowie die IAA Schneckenstein ausgewählt. Abb. 4-1 und Tab. 4-1 geben einen ersten Überblick zur Lage sowie den Unterschieden zwischen den einzelnen Standorten, die im folgenden noch näher beschrieben werden. Die Daten stammen dabei von JUNGHANS (1998), GOTTSCHALK (1997), KUTSCHKE (1998), MERKEL & DUDEL (1998) sowie eigenen Untersuchungen (z.B. HELLING et al. 1996, JUNGHANS & HELLING 1998).

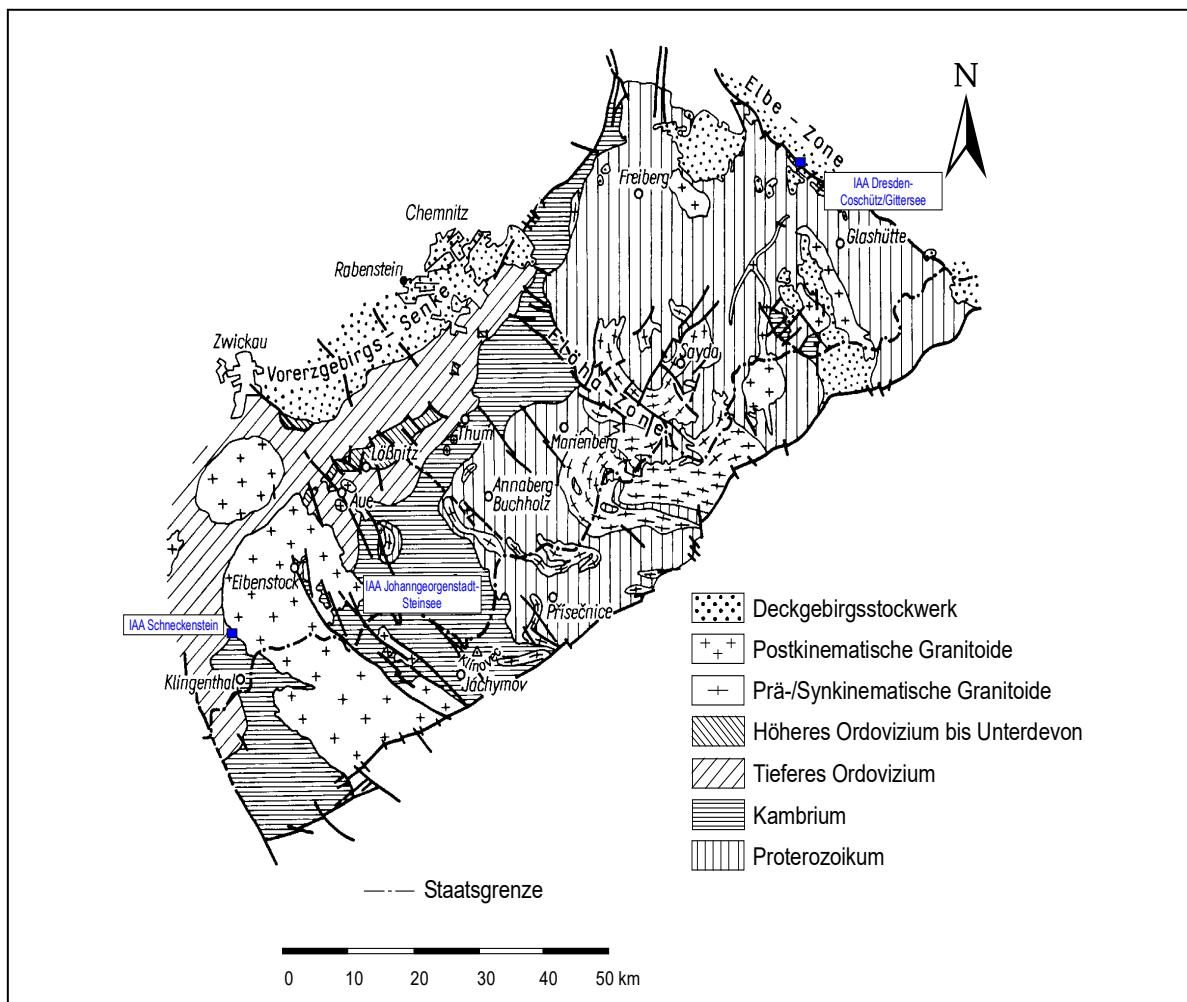


Abb. 4-1: Geologische Karte des Erzgebirges und Lage der Beispiel-Standorte (nach WOLKERSDORFER 1995)

Tab. 4-1: Überblick zu den Vergleichsstandorten

	IAA Dresden-Coschütz/Gittersee	IAA Johanngeorgenstadt-Steinsee	IAA Schneckenstein
Typ	Müllüberlagerte Tailings	Müllüberlagerte Tailings	Renaturierte Tailings
Ablagerungszeitraum	1950-1962 (Tailings) 1974-1988 (Müll) 1988-1992 (Asche) seit 1993 (Bauschutt)	1952-1956 (Tailings) seit 1982 (Müll)	1947-1957 (Tailings)
Aufbereitungsverfahren	Vorwiegend schwefelsauer	Gravimetrisch	Radiometrisch Gravimetrisch Chemisch (sauer/basisch)
Temperatur (Jahresmittel)	7,6 °C (Dresden) 5,8 °C (Dresden-Gittersee)	6,0 °C	5,5 °C
Niederschlag (mittl. Jahressumme)	677 mm	1072 mm	1050 mm/a
Höhenlage	Ca. 230 m NN	Ca. 715 m NN	800-900 m NN
Stratigraphie	Quartär Kreide Rotliegendes Unterkarbon	Quartär Kambrium	Quartär Kambrium
Lithologie	Lehme Sandsteine / Tonsteine Klastische Folgen Syenit	Aue-/Hanglehme, Hangschutt Granit	Aue-/Hanglehme, Hangschutt Granit
Hydrogeologie	Double porosity Aquifer	Kluftgrundwasserleiter hydrogeologisch wirksame Störung	Kluftgrundwasserleiter
Besonderheiten	Altbergbau im Anstrom, Versauerungszone im Dammbereich (reaktiver Randbereich)	Altbergbau im Untergrund	Altbergbau

4.1 Müllüberlagerte Tailings – Fallbeispiel IAA Johanngeorgenstadt-Steinsee

Die Deponie Johanngeorgenstadt-Steinsee liegt ca. 1,5 km nördlich von Johanngeorgenstadt am Westhang des Schwarzwassertales in einem ursprünglichen Höhenbereich von 695 bis 715 m ü. NN (Abb. 4-1 und 2-17). Betreiber ist der Abfallzweckverband Stollberg.

Der jetzige Deponiebereich diente von 1952 bis 1956 der SDAG WISMUT zur Verspülung von Aufbereitungsrückständen der Uranerzgewinnung. Zwischenzeitlich wurde das Absetzbecken als „ungeordneter“ Badesee genutzt. In den 70-er Jahren erfolgten einige Verwahrungsarbeiten, wie z.B. das Abdecken der Spülstrände und der Feinschlammzone. Seit 1982 wird das verbliebene Restloch als geordnete Deponie für Siedlungsabfälle genutzt.

4.1.1 Charakteristik des Standortes

Geologie

Die Deponie „Steinsee“ liegt innerhalb der Fichtelgebirgisch - Erzgebirgischen Antiklinalzone. Die ursprüngliche sedimentäre Schichtenfolge liegt heute in Form von Glimmerschiefern, Gneisglimmerschiefern und Phylliten vor, die kleinstratiforme Einlagerungen (Quarzite, Karbonate, Metagrauwacken und -konglomerate, Metamigmatite, Skarne) enthalten. Die Intrusion des Eibenstocker Granitpluton verursachte kontaktmetamorphe Veränderungen in einem Kontakthof von ca. 2 - 3 km Breite. Durch das Gebiet ziehen sich zahlreiche NW-SE streichende Störungen mit Verwerfungsbeträgen von bis zu 1000 m. Sie sind durch intensive Bruchtektonik sowie

Kluftintensität gekennzeichnet und in den Kreuzungsbereichen erzführend (kiesig-blendige Bleierzformation, Roteisen-Baryt-Formation, Bi-Co-Ni-Formation, Zinnerzformation). Von großer Bedeutung für den Bereich der Deponie ist die Störungszone “Irrgang”, die unmittelbar am Westrand der Deponie verläuft (Abb. 4-2).

Die Deponie Steinsee liegt im Bereich des Eibenstocker Granitmassives an der Grenze zur Johanngeorgenstädter Kontaktzone des Quarzphyllitschiefers. Der anstehende Turmalingranit ist von einem mehrere Meter mächtigen Verwitterungshorizont überdeckt.

Die quartäre Lockergesteinsbedeckung ist im Gebiet nur lückenhaft in geringer Ausdehnung und Mächtigkeit ausgebildet. Sie tritt in Form von Wiesen- und Auelehm im Bereich der Vorfluter sowie von Gehängelehm und Hangschuttdecken auf.

Bergbau

Die Region um Johanngeorgenstadt stellt ein historisches Bergbaurevier dar. Bereits seit dem 17. Jahrhundert wurde hier Bergbau betrieben. Im Bereich der Deponie Steinsee handelt es sich im wesentlichen um die am hinteren Fastenberg gelegenen Grubengebäude “Neuentblößt Glück Fundgrube” und “Neuentblößt Glück Maaßen”, die im 18. und 19. Jahrhundert zum Abbau von Eisen- und Braунstein aufgefahren worden sind. Die hier aufgefahrenen Schächte befinden sich in einem Teufenbereich von 10 bis 50 m u. Gel. Im Deponiebereich befinden sich mehrere Tagesschächte und Mundlöcher. Aufgrund der tagesnahen Grubenbaue ist eine Tagesbruchgefährdung unter der Deponiefläche nicht ausgeschlossen.

Hydrogeologie

Das gesamte Gebiet um Johanngeorgenstadt ist durch eine hohe Gewässernetzdichte mit hohen, aber stark schwankenden jahreszeitlich- und niederschlagsabhängigen Abflußraten charakterisiert. Die Entwässerung erfolgt über das Schwarzwasser in die Zwickauer Mulde.

Eine Grundwasserführung erfolgt in diesem Gebiet hauptsächlich im Verwitterungshorizont der oberflächennah anstehenden Festgesteine. Die Fließrichtung paßt sich dabei der Geländemorphologie an. In den Magmatiten und Metamorphiten ist nur mit geringen bis mittleren Grundwassermengen in Klüften und Störungszonen zu rechnen.

Für den Bereich der Deponie sind 3 Grundwasserleiter (GWL) relevant:

1. im Schichtgrenzbereich Müll/Tailings (ca. 712 bis 707 m ü. NN),
2. im Schichtgrenzbereich Tailings/Granitverwitterungshorizont (ca. 703 bis 697 m ü. NN),
3. im Bereich verfüllter Altgrubenbaue (ca. 694 bis 691 m ü. NN).

Der 1. GWL wirkt hier als Hauptgrundwasserleiter mit einer Wassermenge von ca. 3,5 - 4,6 l/s und einem k_f -Wert von ca. 10^{-6} m/s. Der 2. GWL weist eine geringere Ergiebigkeit (max. 0,23 l/s) und einen geringeren k_f -Wert (10^{-6} bis 10^{-8} m/s) auf, wobei er identisch mit dem natürlich existierenden GWL ist. Der 3. GWL i.e.S. ist nur als Bergbauwasser im Altbergbau zu verstehen. Im direkten Deponiebereich existiert eine Korrespondenz der drei GWL. Vor allem bei stärkeren Wasserstandsschwankungen findet ein Austausch und eine gegenseitige Beeinflussung statt. Die Vereinigung aller Teilströme zu einem gemeinsamen Abfluß erfolgt im Deponiebereich nahe dem Ostdamm aufgrund des Vorhandenseins der Amselbachsenke (Abb. 4-2). Hohe Unterschiede in der hydraulischen Leitfähigkeit im Dammbereich (k_f -Wert $>10^{-3}$ m/s) lassen vermutlich keine Sickerwasserlinie ausbilden. Der Abfluß erfolgt an der Grenze zum gewachsenen Untergrund (Hanglehm, k_f -Wert 10^{-9} m/s) und tritt am Dammfuß in Form mehrerer Sickerwasserstellen zutage. Das Wasser fließt dann in der Amselbachsenke dem Vorfluter (Schwarzwasser) zu.

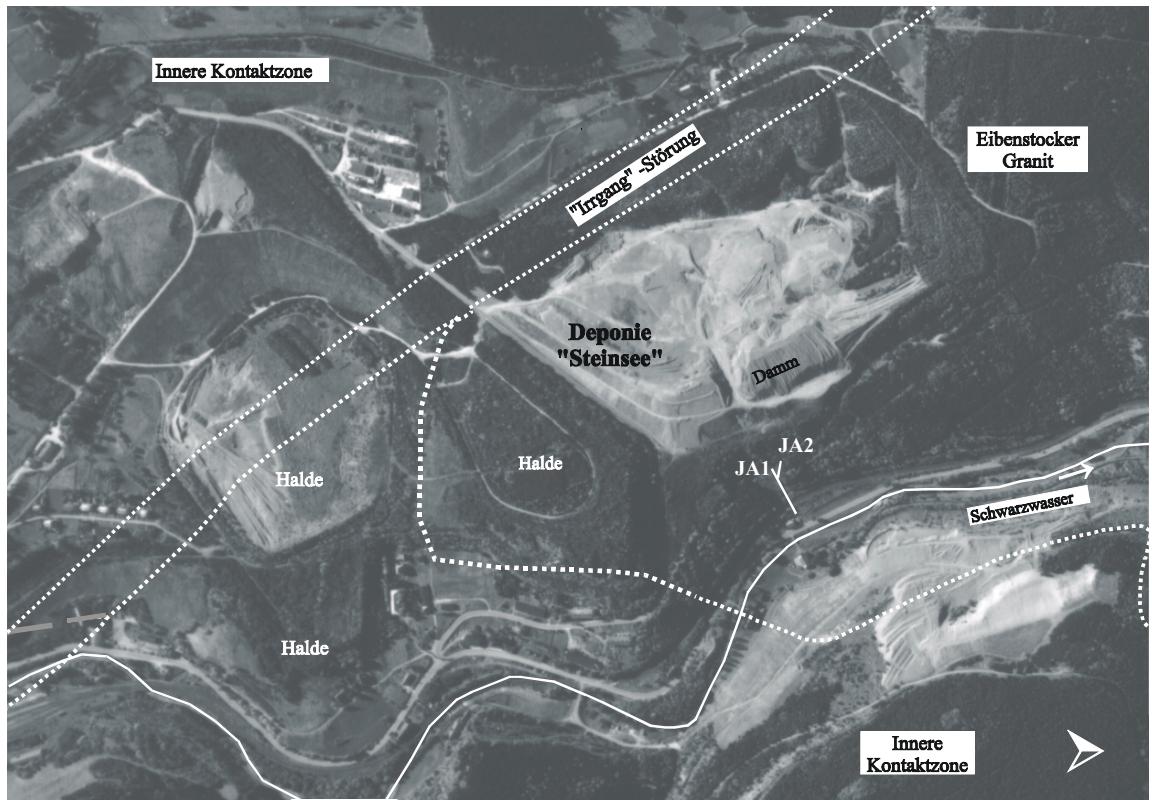


Abb. 4-2: Luftbildaufnahme der Deponie Steinsee, Johanngeorgenstadt (BUNDESARCHIV ABT. POTSDAM 1978, aus HELLING et al. 1996), hier wurde der Damm zum Ablassen des Freiwassers geschlitzt (noch vor der Nutzung als Deponie)

Das Oberflächenwassereinzugsgebiet der Deponie Steinsee beträgt im Bereich der Westflanke ca. 70 ha und im NNW-Bereich 20 ha. Ein Oberflächenwasserzufluß konnte nicht nachgewiesen werden. Die im Abstand von ca. 100 m annähernd zur Westflanke parallel verlaufende Störung "Irrgang" leitet die ankommenden Oberflächen- und Grundwässer in den 700 m südlich gelegenen Glückauf-Stolln.

Im Nordabschnitt der Deponie sitzen Oberflächenwässer zu, die den Hauptzufluß zum Wasserregime der Anlage darstellen.

JUNGHANS (1998) berechnete einen mittleren Abfluß der Deponie von 4,3 l/s bei einer Verdunstung von 378 mm/a (= 34 % des Niederschlages). Der Abfluß erfolgt größtenteils hypodermisch, ein Oberflächenabfluß findet aufgrund der Morphologie der Anlage und der Beschaffenheit der Mülloberfläche nicht statt.

Charakteristik der Deponie

Der vorhandene Taleinschnitt des Amselbaches wurde mit Grobbergehalden abgeriegelt. In das so entstandene Becken wurde die Trübe von der Osthalde aus eingespült. Sand und Schlamm setzten sich ab, das Überschußwasser wurde durch ein Klarwasserabzugssystem in das Schwarzwasser abgeleitet. Die Verspülung wurde so durchgeführt, daß sich an der Osthalde ein Spülstrand aus grobkörnigeren Sandfraktionen bildete. Die feinkörnigeren Schlämme lagerten sich im Beckeninneren ab. Die Tailings erreichen eine Mächtigkeit von bis zu 20 m.

Es muß davon ausgegangen werden, daß die Aufstandsfläche der Absetzanlage nicht vorbereitet und die Osthalde direkt auf den anstehenden Untergrund geschüttet wurde. Ob der ehemalige Amselbach gefaßt und abgeleitet wurde, ist nicht bekannt.

Über den Tailings lagert der 8 - 10 m mächtige Deponiekörper (Restkapazität der Deponie ca. 1,8 Mio. m³). Die Basisfläche der Anlage beträgt 8 ha, die derzeitige Oberfläche ca. 12 ha.

Zur Ablagerung kamen folgende Abfälle, wobei die genauen Mengen der angelieferten Abfälle sowie deren Zusammensetzung nicht bekannt ist: Hausmüll, Sperrmüll, Klärschlamm, Bauschutt, Erdaushub, Straßenaufrutsch, asbesthaltige Abfälle, Gewerbeabfälle, Heizwerksaschen. Die Deponie hat die stabile Methanphase noch nicht erreicht.

4.1.2 Hydrogeochemie

Der Anstrombereich wird durch gering mineralisierte Wässer mit niedrigen pH-Werten charakterisiert. In der Deponie werden carbonatische Wässer mit einer Gesamtmineralisation von 1 - 1,5 g/l (Müllschicht) produziert. Die Konzentrationen der Hauptbestandteile liegen in den Größenordnungen, wie sie in der Literatur für Müllsickerwässer angegeben werden. In den Tailings existieren keine Grundwassermeßstellen. Die Altbergbauwässer (3. GWL) können anhand der Hydrochemie in zwei Gruppen unterteilt werden. Sie repräsentieren ein Mischwasser aus dem geogenen Background, der bergbaulichen Beeinflussung (Grubenauffahrungen) und der Deponie. Konstant erhöhte Sulfatgehalte im Deponiekörper wurden nur in einem Meßpunkt beobachtet. Die ansonsten niedrigen Werte (incl. Sulfat) scheinen auf ein relativ stabiles System unter reduzierenden Bedingungen hinzuweisen, in dem alle Schwermetalle und Radionuklide in fester Form vorliegen. Begünstigt wird dies außerdem von dem fast neutralen pH-Wert.

Im Deponieabstrom erfolgt eine Verdünnung der Deponiewässer. Die zwei bedeutendsten Sickerwasseraustritte JA1 und JA2 am Dammfuß zeigen ein unterschiedliches Bild. JA1 führt hauptsächlich Deponiesickerwasser unter Zumischung von infiltrierten Niederschlägen aus dem Damm (relativ hohe elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und Sulfatgehalt) während es sich bei JA2 um Wasser aus dem Altbergbau (altes Entwässerungssystem) ggf. mit einem Anteil von Deponiewasser handelt. Die hydrochemische Beschaffenheit des Gesamtabflusses lässt einen hohen Anteil von JA1 sowie Anteile mehrerer weiterer Sickerwasseraustritte am Osthang erkennen.

Die beiden Ausläufe des Glückauf-Stollns und des Trau-und-bau-auf-Gott-Stollns werden durch den niedrigen pH-Wert, sowie z.T. erhöhte Eisen, Mangan- und Arsen-Gehalte als Bergbauwässer charakterisiert.

Radionuklide

Der Urangehalt im Wasser erreicht im Deponiekörper Werte, die knapp über 0,2 mg/l liegen. Im Altbergbau sind dagegen deutlich erhöhte Urangehalte bis zu 0,7 mg/l zu verzeichnen, wobei die Wässer an U₃O₈ bzw. U₄O₉ übersättigt sind. Insgesamt liegen sie aber alle deutlich niedriger als an anderen Standorten der Uranerzaufbereitung, was u.a. in der rein mechanischen Aufbereitung der Erze begründet ist. Die Uran-Aktivitätsverhältnisse (²³⁴U/²³⁸U) liegen meist im Bereich um 1. Da die gravimetrische Aufbereitung des Uranerzes keinen Einfluß auf das Säkulargleichgewicht hat, sollte für das Tailingswasser ein Aktivitätsverhältnis um 1 zu erwarten sein. Auffällig sind die niedrigen Aktivitätsverhältnisse der beiden Ausläufe des Trau-und-bau-auf-Gott-Stollns und des Glückauf-Stollns. Den höchsten Wert (1,69) zeigt das Grundwasser in der Granitverwitterungszone im Anstrom. Eine weitere Differenzierung der verschiedenen Wässer mit Hilfe des Uran-Aktivitätsverhältnisses ist nicht möglich.

Das Radium liegt im Quellwasser einer Hangschuttquelle im Anstrom der Deponie im Bereich um 0,2 Bq/l. Im weiteren Verlauf treten erhöhte Gehalte erst wieder im GWL 3 der Deponie sowie im Glückauf-Stolln auf. Dies deutet darauf hin, daß der geringere Teil davon aus der IAA Steinsee stammt und eher dem Altbergbau zuzuordnen ist.

4.1.3 Isotopenanalysen

Tritium

Die Wässer zeigen recht einheitliche Tritiumgehalte (im Rahmen der Fehler) im Bereich zwischen 14 und 17 T.U. Die Auswertung mit dem Programm MULTIS (RICHTER 1995) unter Annahme unterschiedlicher, z.T. gekoppelter Boxmodelle ergab jeweils 2 Lösungen für die mittlere Verweildauer (10 a bzw. 50 a), wobei entsprechend den hydrogeologischen Gegebenheiten von 10 a ausgegangen werden kann. Signifikante Unterschiede im Tritiumgehalt der Wässer aus den einzelnen Horizonten bestehen nicht, wobei keine gesicherten Daten aus den Tailings vorliegen (mangelhafte Meßstellen). Mischungen können nicht ausgeschlossen werden, sind anhand der vorliegenden Tritiumdaten jedoch nicht gesichert.

$\delta^{18}\text{O}$

Im Bereich der IAA Johanngeorgenstadt-Steinsee liegen die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte recht einheitlich im Bereich von $-10,8\text{ ‰}$ und $-9,7\text{ ‰}$ bedingt durch die relativ konstante Wassertemperatur. Hier ist im Deponiewasser keine Aufheizung durch den Müllkörper zu verzeichnen (T ca. 7 °C). Die Wässer repräsentieren Grundwasser aus rezent infiltrierten Niederschlag. Die entsprechenden Bildungstemperaturen liegen mit Werten zwischen $5,2\text{ °C}$ und $6,0\text{ °C}$ im Bereich des Jahresmittels der Lufttemperatur.

Deuterium

Die Deuterium-Werte variieren hier zwischen $-71,9\text{ ‰}$ und $-66,2\text{ ‰}$. Im Deuterium- $\delta^{18}\text{O}$ -Diagramm liegen die Punkte ausnahmslos oberhalb der MWL. Eine Klassifizierung der Grundwasserleiter nach ihrer H- und O-Isotopensignatur ist nicht möglich, da aufgrund der kurzen Fließwege und -zeiten sowie des jungen Stadiums der Deponie keine Aquifer-spezifischen Isotopensignaturen ausgebildet sind.

Kohlenstoffisotope

Aufgrund der geringen Verweilzeiten sowie der geringen Carbonatgehalte in den natürlichen Grundwasserleitern war eine Analyse auf ^{14}C (Radiokohlenstoff) nicht sinnvoll.

In den untersuchten Wässern wurden $\delta^{13}\text{C}$ -Gehalte zwischen -8 ‰ und -24 ‰ beobachtet. Der geogene Hintergrund in einer Hangschuttquelle wird durch $-22,2\text{ ‰}$ markiert und vermutlich durch das CO₂ der Bodenluft bestimmt. Die Deponiemeßstellen führen Wasser mit -17 ‰ bis -22 ‰ , während im Abstrom Werte zwischen -13 ‰ und -15 ‰ gemessen wurden. JUNGHANS (1998) führt letztere auf eine Mischung von Deponiesickerwässern, Altbergbauwässern und Grundwasser zurück. Die Wässer aus der Granitzersatzzone repräsentieren mit ca. -11 ‰ rezentes Grundwasser.

$\delta^{34}\text{S}$

Die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte liegen für das gesamte Gebiet der IAA Johanngeorgenstadt-Steinsee (incl. An- und Abstrom) im Bereich zwischen $3,7\text{ ‰}$ und $35,2\text{ ‰}$. Die Schwefel-34-Werte im Bereich 3 bis 6 ‰ können den infiltrierten Niederschlägen zugeordnet werden und repräsentieren den geogenen Hintergrund. Die hohen Gehalte im Deponiewasser sind auf eine ^{34}S -Anreicherung im Grundwassersulfat durch bakterielle Sulfatreduktion unter reduzierenden Bedingungen sowie die Lösung von Gips aus dem Bauschutt zurückzuführen (RICHTER 1994). Am Eluat von einer Tailings-Feststoffprobe wurde der $\delta^{34}\text{S}$ mit $3,2\text{ ‰}$ bestimmt.

Im Abstrom der Anlage befinden sich die Schwefelisotopensignaturen meist wieder im Bereich des geogenen Hintergrundes. Der Hauptsickerwasseraustritt am Dammfuß ist an ^{34}S angereichert, was auf einen entsprechenden Anteil an Deponiesickerwasser schließen lässt. Die hydrochemischen Daten bestätigen diese Interpretation (JUNGHANS 1998).

4.2 Tailings ohne Müllbedeckung – Fallbeispiel Schneckenstein

Die IAA Schneckenstein ist im oberen Vogtland zwischen den Ortschaften Rodewisch und Klingenthal gelegen (s. Abb. 4-1).

Von 1945 bis 1957 wurde aus der Grube Schneckenstein durch die SDAG WISMUT Uranerz gefördert und aufbereitet. Die Aufbereitung erfolgte durch Flotation und chemische Laugung (sauer bzw. basisch). Der Urangehalt der Erze war mit 200 bis 1200 g/t (im Mittel 700 g/t) verhältnismäßig gering.



Abb. 4-3: Luftbildaufnahme der IAA Schneckenstein (aus GOTTSCHALK 1997)

4.2.1 Charakteristik des Standortes

Geologie

Die IAA Schneckenstein liegt im Kontaktbereich eines Biotit-Turmalin-Granites (Eibenstocker Granite) mit Biotit-Quarz-Serizit-Schiefern. Der Phyllit ist oberflächig verlehmt, der Granit vergrust, wobei die pleistozäne Deckserie je nach Morphologie zwischen 1,5 und 3,5 m Mächtigkeit aufweist. Torf und anmoorige Bildungen sind ebenso verbreitet wie Auffüllungen durch die intensive Bergbautätigkeit.

Die Bruchtektonik wird geprägt durch die erzgebirgisch streichende „Mittelerzgebirgische tektonische Zone“, die herzynisch streichende „Pöhl-Bergen-Brunndöbraer“ und „Auerbach-Klingenthaler“ tektonische Zonen sowie durch den Eibenstocker Granit. Im Bereich der Kreuzungen dieser Zonen befinden sich zahlreiche Mineralgänge mit Blei-Zink-Silbererzen,

Uranerzen, Fluß- und Schwerspat der eba-, kku- bzw. Bi-Co-Ni-Formation. Aus der Intrusion des Eibenstocker Granites resultieren die Greisen und pneumatolytischen Gangverzerrungen der Sn-W-Formation.

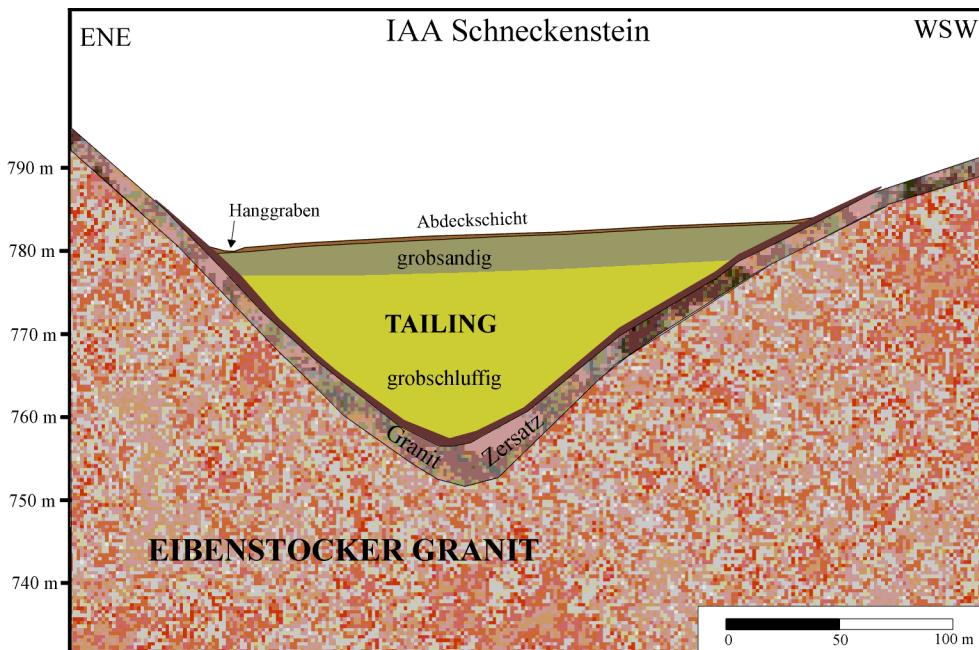


Abb. 4-4: Schematischer Schnitt durch die IAA Schneckenstein (aus KUTSCHKE 1998)

Hydrogeologie

Eine gute Grundwasserführung ist nur im Festgestein innerhalb der Verwitterungszone sowie auf Klüften möglich. Der hypodermische Abfluß hat dabei die größte Bedeutung. Der Abfluß des Einzugsgebietes wird mit 640 mm/a (= 19,3 l/s) im langjährigen Mittel angegeben, was einer Abflußspende von 20,3 l/(s*km²) entspricht. Im Niveau der Vorfluter treten Kluftquellen und Quellen des hypodermischen Abflusses auf. Vorfluter ist der Bodabach, der über die Kleine Pyra in die Zwickauer Mulde entwässert.

Charakteristik der Ablagerungen

Die Aufbereitungsrückstände (ca. 1,25 Mio. t) wurden in zwei Absetzbecken eingespült, die insgesamt ein Volumen von ca. 700.000 m³ einnehmen. Die mittlere Mächtigkeit der abgelagerten Tailings beträgt 7 m bzw. 14 m (im Maximum 30 m). Die Tailings wurden mit einer ca. 1 m – 3 m mächtigen Schicht aus Bergematerial abgedeckt und sind derzeit zu ca. 85 % mit Fichten bewachsen.

Die Tailings weisen bei einem Pelitgehalt von > 60 % kf-Werte von < 10⁻⁹m/s auf. Mit zunehmender Entfernung vom Einspülbereich nimmt die Transmissivität analog der Korngröße ab. Für die Tailingsabdeckung mit taubem Gestein, Bauschutt und Aschen werden kf-Werte von (4-5) * 10⁻⁴ m/s angegeben (GOTTSCHALK 1997).

4.2.2 Hydrochemie

Der geogene Background für Uran im Wasser wird für diesen Bereich von MERKEL et al. (1998) mit 1 µg/l angegeben. In Abhängigkeit von der Durchlässigkeit der die IAA unterlagernden Sedimente ist das Grundwasser im Abstrom durch folgende Prozesse kontaminiert:

- Gravitative Entwässerung der Tailings und
- Infiltration von Niederschlägen, die bei der Migration mit Schadstoffen aus den unter dem Grundwasserspiegel lagernden Aufbereitungsrückständen belastet werden.

In Tab. 4-2 sind die Radionuklidegehalte im Bereich der IAA Schneckenstein zusammengestellt. Das Sickerwasser am Dammfuß weist Urangehalte bis 1500 µg/l auf (MERKEL et al. 1998). In den abstromigen Oberflächengewässern sind außerdem Erhöhungen der Elementkonzentrationen an As, Mo, Co, Zn, und Cu zu beobachten, nicht jedoch im Grundwasser.

Tab. 4-2: Radionuklidegehalte im Bereich der IAA Schneckenstein (aus TRISCHLER & PARTNER 1994, MERKEL & DUDEL 1998)

	Sickerwasser	Oberflächenwasser	Grundwasser	Tailingsmaterial
$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$	0,9 – 1,2	0,9 – 1,0	1,0	1,0
$\text{U}_{\text{ges.}}$	0,3 – 1,5 mg/l	0,002 – 0,19 mg/l	< 0,01 – 0,41 mg/l	Ca. 200 mg/kg
^{226}Ra	2,2 – 8,5 Bq/l	0,04 – 3,53 Bq/l	< 0,01 – 3,68 Bq/l	2100 – 12.000 Bq/kg

Das Uran ist zu 81 % als Carbonatokomplex gebunden sowie zu 19 % an organische Komplexbildner (MERKEL et al. 1998) (U 800 – 1500 µg/l, DOC 2 - 16 mg/l, pH 6,6 und elektrische Leitfähigkeit 500 - 800 µS/cm). Die gegenüber dem geogenen Background erhöhte Leitfähigkeit resultiert aus entsprechenden Gehalten an Sulfat, Natrium und Calcium.

Eine Entwässerung der IAA Schneckenstein über Grubenbauten und tektonische Strukturen ist nicht nachweisbar (GOTTSCHALK 1997). Im Umfeld der IAA existieren mehrere Quellen mit geogenen Radon-Gehalten von 3000 - 4000 Bq/l.

4.2.3 Isotopenanalysen

Tritium

Bisher liegen zur IAA Schneckenstein Angaben zu Tritiumgehalten im Porenwasser der Tailings vor (MERKEL et al. 1998, MERKEL & DUDEL 1998). Demnach wurden in den ersten 5 m unter Gelände 15 T.U. gemessen, was den rezent infiltrierten Niederschlag repräsentieren dürfte. In 6 m bis 8 m Tiefe wurden Tritiumwerte um 50 T.U. beobachtet. Das Tritium-Maximum in 7 m Tiefe korreliert mit dem Tritium-Maximum in der Atmosphäre 1963. Das Porenwasser stellt demzufolge nicht das initiale Prozeßwasser dar, da zum damaligen Zeitpunkt der Tritium-Level in der Atmosphäre noch nicht angestiegen war.

Im Sickerwasser am Dammfuß wurden Tritiumgehalte 13,7 bis 14,9 T.U. gemessen, die ein junges Alter der Sickerwasser anzeigen. Es handelt sich hier um Wässer aus Horizontaldrainagen, die vermutlich Mischwässer aus jungem versickerndem Niederschlagswasser und älterem Sickerwasser der Tailings führen (GOTTSCHALK 1997).

$\delta^{34}\text{S}$

Exemplarisch wurden vier Wasserproben der o.g. Horizontaldrainagen auf $\delta^{34}\text{S}$ untersucht. Die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte liegen im Bereich von 2,3 ‰ bis 4,1 ‰. Sie liegen damit knapp unter den Werten für Niederschlag und im Bereich der in Dresden-Coschütz/Gittersee untersuchten Tailingswässer. Allerdings unterscheiden sich die Wässer in der Hydrochemie durch wesentlich geringere Konzentrationen (s.o., Sulfat ca. 50 – 370 mg/l).

Von weiteren Wässern aus der Umgebung der IAA Schneckenstein (Oberflächenwasser, Anstrom, Grundwasser) liegen leider keine Werte vor.

4.3 Vergleich der untersuchten Absetzanlagen und der gewonnenen Erkenntnisse

Nachdem die betrachteten Absetzanlagen im einzelnen kurz beschrieben worden sind, soll nun ein direkter Vergleich der Anlagen unter Berücksichtigung der allgemeinen Gegebenheiten (s. Tab. 4-1) erfolgen, insbesondere hinsichtlich des Wasserhaushaltes sowie der Radionuklide und der stabilen Isotope. Daraus resultierend sollen Schadstoffpotential und Schadstofffracht der Tailings gegenübergestellt werden.

4.3.1 Wasserhaushalt

In Tab. 4-3 sind die Angaben zum Wasserhaushalt der Absetzanlagen zusammengefaßt. Auf der IAA Steinsee und Schneckenstein wird jeweils seit 1996 eine eigene Wetterstation betrieben. Langjährige Angaben erfolgen hier ebenfalls auf der Basis von Daten des Deutschen Wetterdienstes. Für die IAA Dresden-Coschütz/Gittersee und IAA Johanngeorgenstadt-Steinsee wurde der Wasserhaushalt für die Halde (aufgeteilt in Hydrotope) mittels BOWAHALD-2D (DUNGER 1997) berechnet, für das Einzugsgebiet der IAA Schneckenstein fand die TURK-Formel zur Berechnung der Verdunstung Anwendung, die dann in die Wasserhaushaltsgleichung eingesetzt wurde.

Tab. 4-3: Vergleich der Wasserhaushaltsdaten der betrachteten Absetzanlagen

	IAA Dresden-Coschütz/Gittersee		IAA Johanngeorgenstadt-Steinsee (JUNGHANS 1998)		IAA Schneckenstein (MERKEL & DUDEL 1998)	
	1996		Langjähriges Mittel		1996	
P	423 mm		1127 mm		988 mm	
ETR	415 mm	97 % v P	378 mm	34 % v. P	389 mm	40 % v. P
R	24 mm	5 % v. P	748 mm	66 % v. P	593 mm	60 % v. P
	0,14 l/s		4,3 l/s		17,9 l/s	
	0,7 l/(s*km ²)		23,1 l/(s*km ²)		18,8 l/(s*km ²)	
Abflußart	RU, (RH)		RH, (RU)		RH	

Erwartungsgemäß weisen die beiden erzgebirgischen IAA's entsprechend ihrer ähnlichen Standortsituation einen ähnlich Wasserhaushalt auf. Verdunstung und Abfluß haben etwa die gleichen Anteile vom Niederschlag. In Steinsee kommen ca. 10 % des Niederschlages unterirdisch zum Abfluß. Für die IAA Schneckenstein erfolgte keine Aufschlüsselung des Abfluß, da er zum überwiegenden Teil hypodermisch erfolgt. Auch die Abflußspende liegt im langjährigen Mittel in der gleichen Größenordnung (23,1 l/(s*km²) in Steinsee bzw. 18,8 l/(s*km²) für Schneckenstein). Die Auswirkung des Müllkörpers in Steinsee auf den Wasserhaushalt ist anhand dieser Zahlen nicht diskutierbar, da für die Berechnungen z.T. grobe Annäherungen und Vereinfachungen mangels entsprechender Daten gemacht wurden. In Dresden-Coschütz/Gittersee verdunsten dagegen > 90 % des Niederschlages. Hier spielen die regionale geographische Lage sowie die Lage der Halde im Kaitzbachtal (Windeinfluß, Morphologie der Halde, Bewuchs etc.) eine Rolle. Der Abfluß (< 10 % vom Niederschlag!) erfolgt meist als unterirdischer Abfluß, hypodermischer Abfluß finden nur in den Dämmen statt, die jedoch nur einen Flächenanteil von ca. 20 % an der gesamten Halde haben. Die Abflußspende liegt hier mit 0,7 l/(s*km²) weit unter den Werten der beiden anderen Tailings.

Für das Jahr 1996 wurden in Schneckenstein (wie auch in Dresden-Coschütz/Gittersee) niedrigere Werte für die Wasserhaushaltsgrößen angegeben, was nicht nur an den standortspezifischen Wetterstationen liegt, sondern an den geringeren Niederschlägen im Vergleich zum langjährigen Mittel. Für Steinsee wurden keine entsprechende Angaben gemacht.

4.3.2 Radionuklide

In Tab. 4-4 sind die Radionukliddaten noch einmal gegenübergestellt. Betrachtet man die absoluten Uran-Konzentrationen im Tailingswasser, so wurden in Johanngeorgenstadt-Steinsee die niedrigsten Werte gemessen. Die höheren Werte der IAA Schneckenstein und Dresden-Coschütz/Gittersee liegen im Aufbereitungsverfahren (chemische Laugung) begründet. Unter Verwendung des Wasser/Feststoff-Verhältnisse des Urans zeigt sich ein anderes Bild (vgl. Tab. 3-11): das höchste Verhältnis wurde für die IAA Schneckenstein bestimmt (0,006) während in Steinsee (0,0009) und Gittersee (0,002) das veränderte chemische Milieu durch den überlagernden Müll in einem niedrigen Wasser/Feststoff-Verhältnis des Urans zum Ausdruck kommt.

Aufgrund der durch den Müll induzierten Änderung des chemischen Milieus im Tailingskörper hat sich in Gittersee und Steinsee das Uran-Aktivitätsverhältnis zugunsten des ^{234}U verschoben. Die Wässer der IAA Schneckenstein schwanken dagegen im Uran-Aktivitätsverhältnis um das Gleichgewicht.

Tab. 4-4: Gegenüberstellung der Radionukliddaten der betrachteten Tailings

	IAA Dresden-Coschütz/Gittersee	IAA Johanngeorgenstadt-Steinsee	IAA Schneckenstein
U im Tailingswasser	0,05-1,38 mg/l	0,003 (*)	0,5 – 2,0 mg/l
U im Abstrom (reaktiver Randbereich)	0,09 mg/l (max. 80 mg/l)	0,009-0,7 mg/l	< 0,01 – 1,5 mg/l
$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ in Tailingswasser	1-2,8	1,2-1,7 (*)	0,9 – 1,2
$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ im Abstrom	0,95-1,21	0,8-1,7	0,9 – 1,0
^{226}Ra im Tailingswasser	0,03-2,5	n.a. (*)	0,02 – 8,5 Bq/l
^{226}Ra im Abstrom	n.a.-0,28	0,003 Bq/l	< 0,01 – 3,5 Bq/l
^{222}Rn im Tailingswasser	74-500 Bq/l	n.b. (*)	1200-1800 Bq/l
^{222}Rn im Umfeld	6-250 Bq/l	bis 400 Bq/l	bis 4000-5000 Bq/l

(*) Kein reines Tailingswasser, Deponiewasser mit geringen Anteilen von Tailingswasser

Radium und Radon liegen in den untersuchten Gebieten teilweise bereits im geogenen Background in erhöhten Konzentrationen vor. Deshalb sind hohe Aktivitäten im Abstrom nicht immer mit Kontaminationen aus den Tailings zu interpretieren. Gerade in Kluftgrundwasserleitern können die Radon-Konzentration aufgrund der Unterschiede in den hydraulischen Eigenschaften sowie der inhomogenen Verteilung von Radium im Muttergestein und der geringen Halbwertszeit des Radons räumlich und zeitlich stark variieren (s. Kap. 2.1.3 und 3.3.2.3).

4.3.3 Umweltisotope

Die gemessenen Werte der Umweltisotope für die Tailings sind in Tab. 4-5 zusammengestellt.

Hohe Tritiumwerte in den Tailingswässer deuten auf Porenwässer aus der Zeit der Atomtests. Je nach der Betriebszeit der Anlagen handelt es sich dabei um infiltrierte Niederschläge (IAA Schneckenstein) bzw. Prozeßwasser aus der (End-)Zeit der Einspülung und infiltriertes Müllsickerwasser (Gittersee). In Gittersee ist zudem anhand der Tritiumdaten der Effekt der Verdünnung von Müll/Tailingssickerwässern in den Dämmen zu sehen (s. Kap. 3.3.2.1). In Steinsee stehen keine entsprechenden Meßstellen (Tailings und Damm) zur Verfügung, um eine gesicherte Aussage zu treffen.

Eine Klassifizierung mittels der Isotope Deuterium und $\delta^{18}\text{O}$ ist nur dann sinnvoll, wenn im Untersuchungsgebiet entsprechende Prozesse ablaufen, die zu Fraktionierungen führen. Bei den betrachteten Absetzanlagen ist das nur in Gittersee der Fall (thermische Aufheizung des

Haldenkörpers durch exotherme Reaktionen im Müllkörper). In Steinsee ermöglichen das kältere Klima sowie die jüngere Deponie diese Aufheizung (noch) nicht.

Tab. 4-5: Gegenüberstellung der Umweltisotopen in den Grundwässern der betrachteten Absetzanlagen

	IAA Dresden-Coschütz/Gittersee	IAA Johanngeorgenstadt-Steinsee	IAA Schneckenstein
Tritium im Tailingswasser	36,7 – 67,6 T.U.		15 ... 50 T.U.
Tritium im Umfeld	5,8 – 55,2 T.U.	12,0 ... 24,8 T.U.	13,7 ... 14,9 T.U
$\delta^{18}\text{O}$ im Haldenwasser	-7,4 ... -2,7 ‰ SMOW (Müll) -8,8 ... -6,6 ‰ (Tailings)		n.b.
$\delta^{18}\text{O}$ im Umfeld	-9,6 ... -7,8 ‰ SMOW	-10,8 ... -9,7 ‰ SMOW	n.b.
δD im Tailingswasser	-63,2 ... -37,6 ‰		n.b.
δD im Umfeld	-68,1 ... -57,4 ‰	-71,9 ... -66,2 ‰	n.b.
$\delta^{13}\text{C}$ im Tailingswasser	-14,1 ... +13,2 ‰ PDB	-19,3 ... -17,2 ‰ PDB (*)	n.b.
$\delta^{13}\text{C}$ im Umfeld	-9,7 ... -7,4 ‰ PDB	-22,4 ... -8,2 ‰ PDB	n.b.
$\delta^{34}\text{S}$ im Tailingswasser	2,5 ... 6,1 ‰ CDT 3,6 ... 8,5 ‰ CDT (**)	16,5 ... 18,5 ‰ CDT (*) 3,5 ‰ PDB (**)	2,3 ... 4,1 ‰
$\delta^{34}\text{S}$ im Umfeld	-21,3 ... 5,6 ‰ CDT 20 ... 60 ‰ CDT (Müll)	3,7 ... 35,2 ‰ CDT	

(*) Kein reines Tailingswasser, Deponiewasser mit geringen Anteilen von Tailingswasser

(**) Bestimmung am Eluat des Tailingsmaterials

Die Signatur der Kohlenstoffisotope wird von der überlagernden Deponie beeinflußt (maßgebender Prozeß: Methanproduktion). Die Tailingswässer in Gittersee und Steinsee fallen – wenn auch in sehr unterschiedlichen Bandbreiten – gegenüber dem geogenen Hintergrund heraus. Allerdings liegen keine Daten von Tailings ohne Müllüberlagerung (z.B. IAA Schneckenstein) vor.

Die Schwefelisotopensignatur der Tailingswässer liegt bei allen drei betrachteten Absetzanlagen im gleichen Bereich und stimmt mit Literaturdaten aus Bergaugebieten überein (TAYLOR & WHEELER 1994).

4.3.4 Gefährdungspotential

Im folgenden sollen Schadstoffpotential und Schadstofffracht der drei Tailings in bezug auf das Uran gegenübergestellt werden. Dabei wird auf die Daten von MENDE (1995), G.E.O.S. GMBH (1995), ULLRICH et al. (1993), JUNGHANS (1998) sowie MERKEL & DUDEL (1998) zurückgegriffen (Tab. 4-6).

Obwohl die IAA Dresden-Coschütz/Gittersee bzgl. Uran und Arsen das höchste Schadstoffpotential aufweist, ist der Schadstoffaustausch geringer als in Steinsee und Schneckenstein. Dies liegt in erster Linie in der niedrigen Sickerrate begründet (RU = 0,14 l/s, s. Kap. 3.2 und 4.3.1). Aufgrund des hauptsächlich hypodermischen Abflusses in den beiden erzgebirgischen Absetzanlagen ist die Uran-Konzentration in den Dammsickerwässern nicht so hoch wie im Tailingswasser von Gittersee, die Durchflußrate jedoch erheblich höher (s. Tab. 4-3). Die Tailingswässer der IAA Dresden-Coschütz/Gittersee und Schneckenstein haben ähnliche Urankonzentrationen, wobei in Gittersee die doppelte Uranmenge im Feststoff enthalten ist. Möglicherweise wird hier die Löslichkeit des Urans durch das reduzierende Milieu aufgrund des überlagernden Müllkörpers limitiert (s. auch Kap. 4.3.2).

Tab. 4-6 Schadstoffpotential und –fracht der Tailings bzgl. Uran

		IAA Dresden-Coschütz/Gittersee	IAA Johanngeorgenstadt-Steinsee	IAA Schneckenstein
Volumen	m³	2.000.000	200.000	705.000
Schadstoffgehalt im Feststoff				
Uran	mg/kg	672	bis 275	190 – 290
Arsen	mg/kg	670	304	300 – 700
Schadstoffpotential				
Uran	t	1500	142	193
Arsen	t	1000 – 1500	198	712
Schwermetalle	t	10.000	37.100	25.874
Urangehalt im Wasser	mg/l	0,63 * (Mittelwert) max. 3,2 *	bis 0,32 **	0,5- 2 * 0,04 - 1,5 **
Uranfracht	kg/a	2,8 (Mittelwert) *	ca. 109 **	ca. 80 **
Geogene Grundlast des Vorfluters (Uran)	mg/l kg/a	0,002 3,4 Kaitzbach	0,0011 0,0003 JA 13 (Küllichgut)***	0,0014 1 Bodabach

* Tailingswässer

** Sickerwasser am Dammfuß

*** Hangschuttquelle

5 Konzept für ein Langzeitmonitoring des Wasserpfades von müllüberlagerten Uran-Tailings

Ausgehend von den in Kap. 3 und 4 beschriebenen Situationen soll ein Konzept für ein Langzeitmonitoring von müllüberlagerten Uran-Tailings aufgestellt werden. Wie am Beispiel der drei Absetzanlagen zu sehen ist, ergeben sich in Abhängigkeit von den verarbeiteten Uranerzen, der Art der Laugung und der späteren Deponie-Nutzung sowie den geologisch-hydrogeologischen Randbedingungen unterschiedliche Gefährdungspotentiale (s. Kap. 4.3.4). Ein Langzeitmonitoring kann erst bei genauer Kenntnis des Standortes sinnvoll durchgeführt werden. Deshalb sind für eine effektive Langzeitüberwachung folgende Schritte notwendig:

- 1) geologisch-hydrogeologische Systemanalyse,
- 2) Aufbau eines Überwachungssystems,
- 3) Langzeitmonitoring.

In Tab. 5-1 sind für die einzelnen Schritte die entsprechenden Untersuchungsarbeiten in einer Übersicht zusammengestellt. Nachfolgend werden sie näher erläutert.

Tab. 5-1: Untersuchungsumfang für den Aufbau eines Langzeitmonitorings an müllüberlagerten Uran-Tailings

Schritt	Mindestumfang	Zusätzliche Untersuchungsarbeiten
1) Geologisch-hydrogeologische Systemanalyse	geographische Angaben	<ul style="list-style-type: none"> • Digitales Geländemodell
	meteorologisch-klimatische Daten (DWD)	<ul style="list-style-type: none"> • Lokale Klimastation • H-Q-Schlüsselkurven • Abflußmeßstationen • Zeitreihen
	regionale Geologie, incl. Altbergbau	
	regionale Hydrogeologie	
	konzeptionelles geologisch / hydrogeologisches Modell <ul style="list-style-type: none"> • Hydrogeologische Kartierung • Bestimmung des geogenen Backgrounds • Grundwasserchemismus 	<ul style="list-style-type: none"> • Pumpversuche • Tracerversuche • Slugtests • Isotopenuntersuchungen • Chemische Reaktionsfähigkeit des Gesteins • Klassifizierung der Wässer
	Charakteristik der anthropogener Ablagerungen <ul style="list-style-type: none"> • Historische Erkundung • Inventaranalyse • Bestimmung hydraulischer Parameter • Haldenabdeckung • Wasserhaushalt 	<ul style="list-style-type: none"> • Säurebildungspotential • Mikrobiologie • Feldbestimmungen (TDR, Tensiometrie) • Einsatz von Saugkerzen und Gassonden • Hydrogeochemische Modellierung
	Analytisches oder numerisches Grundwassерmodell	<ul style="list-style-type: none"> • Rechnergestützte Modellierung (Transportmodellierung, 2D/3D)
	Installation, Prüfen und Warten von Meßstellen	<ul style="list-style-type: none"> • Prüfen der räumlichen Verteilung mittels Geostatistik • TV-Befahrung
	Meßfrequenz	
	Probenahme <ul style="list-style-type: none"> • Vor-Ort-Messungen • Probenstabilisierung 	
	Analytik <ul style="list-style-type: none"> • Analyseverfahren • Nachweisgrenzen, Fehler • Plausibilität 	
3) Langzeitüberwachung	Angepaßtes Monitoringprogramm <ul style="list-style-type: none"> • Wasserstände • Hydrochemie 	<ul style="list-style-type: none"> • Organika • Umweltisotope

5.1 Geologisch-hydrogeologische Systemanalyse

Grundlage eines effizienten Meß- und Monitoringprogrammes sowie jeglicher Sanierungsvarianten ist eine detaillierte geologisch-hydrogeologische Systemanalyse der Bergbauauflast. Sie sollte mindestens folgende Punkte enthalten:

- a) geographische Angaben,
- b) meteorologisch-klimatische Daten,
- c) regionale Geologie,
- d) regionale Hydrogeologie,
- e) Charakteristik der anthropogener Ablagerungen (Halden, Tailings),
- f) konzeptionelles geologisch/hydrogeologisches Modell,
- g) analytisches oder numerisches GrundwassermodeLL

In Abhängigkeit vom jeweiligen Objekt (Größe, radioaktives Inventar, Lage etc.) empfiehlt sich ein stufenweises Vorgehen von einer ersten Gefährdungsabschätzung bis zu komplexen Sanierungsuntersuchungen.

5.1.1 Geologische /hydrogeologische Situation im Untersuchungsgebiet

Ein digitales Geländemodell kann Grundlage für 3-dimensionale Darstellungen und GIS-gestützte Untersuchungen sein. Ebenso sind Böden, Vegetation und Landnutzung sowie ggf. signifikante Änderungen in der Landnutzung in der Vergangenheit (z.B. durch Auswertung von Luftbildern aus verschiedenen Jahren) zu dokumentieren.

Regionale Klimadaten (Temperatur, Niederschlag, Verdunstung, Globalstrahlung, Windrichtung etc.) sind vom Deutschen Wetterdienst (DWD) auch für längere Zeiträume erhältlich. Zeitreihen müssen mindestens 10 besser 20 oder sogar 30 Jahre beinhalten. Entscheidend für die Bewertung sind nicht Mittelwerte, sondern Werte von extremen Naßjahren. Je nach Lage der Wetterstation des DWD ist zu prüfen, inwieweit die Daten für den Standort relevant sind oder ob ggf. auf Wetterstationen anderer Betreiber zurückzugreifen ist bzw. ob eine eigene Wetterstation zu installieren ist (siehe Kap. 3.2). Bei Abflußdaten für einen Pegel ist zu prüfen, ob für den Pegel eine Wasserstands-Abfluß-Kurve (H-Q-Schlüsselkurve) existiert. Falls erforderlich sind zusätzliche Abflußmeßstationen einzurichten. Für die meteorologisch-klimatischen Parameter ist die Erstellung von Zeitreihen sowie die Angabe von Mittelwerten und Extremeregebnissen sinnvoll. Diese Daten können mittels statistischer Zeitreihenverfahren (Auto- und Kreuzkorrelation, Frequenzanalyse, Trendanalyse) interpretiert werden.

Neben der geologischen Situation ist ein besonderes Augenmerk dem (Alt-)Bergbau zu widmen, da die Absetzanlagen in der Regel nahe den Bergwerken angesiedelt wurden. Neben einer Auflistung historischer Daten zum Betrieb und zu den Fördermengen ist vor allem eine Dokumentation aller bergmännischer Auffahrungen und Anlagen sowie deren Verwahrung von Bedeutung (Schächte, Stollen, Strecken, Mundlöcher etc.). Im Zuge der historischen Erkundung sind auch alle relevanten Daten über die Erzaufbereitung zu ermitteln. Teilweise wurden auch Erze aus anderen Lagerstätten in einer Erzaufbereitung nahe einer Grube mit aufbereitet. In solchen Fällen sind die zugehörigen Lagerstätten bezüglich ihrer Genese, Ausbildung, Gangarten, Erzgehalten etc. zu erfassen.

Neben der Einordnung des Untersuchungsgebietes in das regionale und/oder lokale Gewässernetz ist eine hydrogeologische Kartierung Grundlage für das hydrogeologische Modell. Das schließt alle Grundwasserleiter und ihre Eigenschaften in Hinblick auf die Hydraulik ein (kr-Werte bzw. Transmissivitäten, Porositäten bei Porengrundwasserleitern, bzw. Beschreibung der Kluftcharakteristik und ggf. Double-Porosity-Eigenschaften bei Kluftgrundwasserleitern). Fehlende

Parameter müssen mittels Pumpversuchen, Slugtests oder Tracerversuchen etc. ermittelt werden. Grundwasserverweilzeiten bzw. -fließgeschwindigkeiten können mit Hilfe von Tracerversuchen oder Umweltisotopen (z.B. Tritium- oder ^{14}C -Gehaltsbestimmungen) ermittelt werden ebenso wie Wechselwirkungen zwischen den Grundwasserleitern. Für letztere können insbesondere Isotopenuntersuchungen (Deuterium, $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^{34}\text{S}$, $\delta^{13}\text{C}$) hinzugezogen werden. In hydrogeologischen Karten werden die Verbreitung der Aquifere, relevante Störungszonen, die Oberflächengewässer und Wasseraustritte und alle Grundwassermeßstellen unter Angabe des repräsentierten Grundwasserleiters dargestellt.

Von besonderer Bedeutung sind fundierte, durch Experimente belegte Aussagen zur chemischen Reaktionsfähigkeit des Gesteins (Mineralbestand, Sorptionscharakteristik, Ionen-Austauschkapazität und Selektivitätskoeffizienten für relevante Wasserinhaltsstoffe). Für die einzelnen Aquifere ist der geogene Background des Grundwassers an relevanten Parametern zu bestimmen.

Für die hydrogeochemische Charakteristik des Grundwassers müssen neben den physiko-chemischen Parametern (pH, Eh, Leitfähigkeit, Temperatur, O₂-Gehalt) die Hauptinhaltsstoffe und sowie Radionuklide und Schwermetalle bestimmt werden (siehe. auch Pkt. 5.3). Eine Klassifizierung der Wässer kann entsprechend ihren Hauptkomponenten (z.B. nach ALEKIN 1960 oder FURTAK & LANGGUTH 1967) sowie mit Hilfe clusteranalytischer Verfahren durchgeführt werden (DVWK-Schrift, H. 89, 1990). Clusteranalytische Ansätze haben den Vorteil, daß auch Neben- und Spurenbestandteile eingehen und sie mittels einer Varianzanalyse hinsichtlich statistischer Signifikanz getestet werden können.

Hydrogeochemische (thermodynamische) Modellrechnungen sind für die Interpretation aller wasserchemischen Analysen äußerst hilfreich. Die Isotopenverhältnisse natürlicher Radionuklide (Ra, U-Isotope) sind als Indikatoren für die Herkunft und Ausbreitungsverhältnisse von Kontaminationen im Grundwasser brauchbar (JACOB et al. 1996). Für die räumliche Darstellung der Grundwasserbeschaffenheit ist dabei zunächst zu prüfen, ob bei den jeweiligen Parametern zwischen den einzelnen Meßwerten ein sinnvoller Zusammenhang besteht. Dafür stehen verschiedene Methoden zur Verfügung (DVWK-Schriften, H. 89, 1990). Ausgewählte Parameter können dann in Karten mit Linien gleicher Konzentration (Isolinien-Karten) dargestellt werden. Entsprechend der aufgestellten Aquifer-Charakteristik, dem Überdeckungsgrad und dem Grundwasser-Flurabstand sowie der Wassernutzung kann eine Bewertung des Grundwassergefährdung vorgenommen werden.

5.1.2 Charakteristik der anthropogenen Ablagerungen

Neben einer historischen Erkundung (wann wurde was in welchen Mengen und in welcher Zusammensetzung abgelagert) ist das Inventar (primäre und sekundäre Mineralphasen) mittels mineralogisch-geochemischer Methoden zu charakterisieren. Geeignet sind u.a.:

- Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA, [XRF]),
- Röntgendiffraktometrie (RDA, [XRD]),
- Rasterelektronenmikroskop (REM), Environmental Scanning Electron Microscope (ESEM),
- selektive Extraktion und Aufschlüsse.

Sekundärminerale wie Jarosit, Scorodite und Eisenhydroxide können Verwitterungsschichten um Primärminerale bilden, sie enthalten in der Regel weitere Schwermetalle und sind oft, wie z.B. Jarosit, sehr gut wasserlöslich. Es kann im Zuge einer Sekundärmineralbildung aber auch zu einer

langzeitstabilen Abkapselung von Mineralkörpern durch wasserunlösliche Überzüge (Coatings) kommen.

Mit Hilfe selektiver chemischer Extraktionen können Informationen über Mineralogie der Schluff und Tonfraktion bzw. die Bindungsformen von Schwermetallen an diese Fraktionen gewonnen werden (z.B. FÖRSTNER & CALMANO 1984). Werden große Anteile eines Schwermetalls z.B. mittels Oxalat extrahiert, so ist dies ein Hinweis, daß dieses Metall an amorphen Aluminium- und Eisenhydroxiden gebunden vorlag. Bei redoxsensitiven Elementen wie z.B. Uran, Arsen, Eisen, Kupfer sind solche selektiven chemischen Extraktionen aber nicht unproblematisch.

Darüber hinaus ist das Potential der Säurebildung durch Sulfidverwitterung zu bestimmen. Generelle Anmerkungen zu „Acid Mine Drainage“ (AMD) finden sich bei BLOWES & JAMBOR (1994). Um realistische Antworten zu bekommen, sind Mikroorganismen mit zu berücksichtigen. Anhand von Feststoffproben können laborativ die hydraulischen Parameter bestimmt werden (Wassergehalt, Porosität, kf-Wert). Repräsentativere Werte werden durch Feldmessungen erhalten. Zur Bestimmung des Wassergehaltes einschließlich seiner zeitlichen Variationen bieten sich die TDR-Methode (Time-Domain-Reflektometrie) sowie ergänzend dazu die Tensiometrie an. Aus diesen Daten kann die tatsächliche Grundwasserneubildung für den jeweiligen Versuchsstandort berechnet werden (MERKEL 1983). Mittels Saugkerzen können auch Sickerwasserproben gewonnen werden. Mit Gassonden können Bodengasproben analysiert werden und auf diese Weise festgestellt werden, in welcher Tiefe sich ggf. eine Oxidationsfront in dem Halden- oder Tailingskörper befindet.

Es ist zu prüfen, inwieweit eine Basisabdichtung vorgenommen wurde oder ob die Tailings auf den gewachsenen Boden geschüttet wurden. Eventuelle Basisabdichtungen und gewachsene Böden sind hinsichtlich ihrer Eignung als Schutzschicht gegenüber austretenden Haldensickerwässern zu beschreiben. Ein besonderes Augenmerk ist dem Altbergbau unter dem Halden- oder Tailingskörper zu widmen, wobei Lage und die hydrogeologische Bedeutung hinsichtlich der Entwässerung und des Schadstoffaustretens aus der Altablagerung zu erfassen sind.

Weiterhin muß bei den Mischdeponien der Müllkörper (Zusammensetzung) und dessen Einfluß auf die darunterliegenden Tailings (und deren Porenwasser) untersucht werden. Von Bedeutung sind hier u.a. die Veränderung des chemischen Milieus infolge des Deponiereifeprozesses (pH, Eh, Deponiegasbildung), die Aufheizung des Haldenkörpers sowie die Bildung von Huminstoffen im Zuge der Zersetzung organischer Substanzen. Organische Komplexbildner müssen einer detaillierten Prüfung (analytischen Identifizierung und thermodynamische Modellierung oder experimentelle Ermittlung des Komplexierungsverhaltens) unterzogen werden (MERKEL 1995). Für die Bewertung des Langzeitverhaltens (Milieuänderungen) ist eine Abbaubilanz sowie eine Prognose des Abschlusses des Zersetzungsprozesses zu erstellen. Entsprechend dem Stoffbestand der Deponie ist das Untersuchungsprogramm um relevante Parameter zu erweitern (B, DOC, Tenside, CN_{ges}, Phenole, LCKW, KW, PO₄ etc.). Diese sowie Isotopenuntersuchungen (Tritium, Deuterium, δ¹⁸O, δ³⁴S, δ¹³C) (HELLING & NITZSCHE 1998) können zur Charakterisierung unterschiedlicher Sickerwassermengen hilfreich sein.

Gekoppelte Transport- und geochemische Modelle können unter Berücksichtigung der geochemischen Eigenschaften des Haldenkörpers und des geologischen Untergrundes Aussagen zur Ausbildung einer Schadstofffahne oder Versauerungsfront liefern.

Soweit vorhanden, ist eine Haldenabdeckung zu charakterisieren und hinsichtlich ihrer Funktionstüchtigkeit (Infiltration und Sauerstoffdiffusion) zu prüfen. Ein wesentliches Problem besteht in der Langzeit-Stabilität der Haldenabdeckung. Bei der Frage der Beurteilung der Stabilität sind zu erwartende Niederschlagsintensität und Infiltrationskapazität sowie die Frage der Wassersättigung (Grundwasser in der Halde?) zu berücksichtigen. Schon deshalb muß für einen

Haldenkörper eine eigene Abschätzung der Verdunstung und Infiltration auf Grund der spezifischen Bodensituation, Vegetation und Exposition der Halde durchgeführt werden. Diese Abschätzung muß auf Meßwerten basieren. Als Ergebnis ergibt sich eine eigenständige Wasserbilanz für die jeweilige Halde mit Angabe von Minima und Maxima für die einzelnen Bilanzgrößen. Die Eigenschaften der Haldenabdeckung und deren Veränderung über die Zeit können erhebliche Konsequenzen für den Haldenwasserhaushalt und die hydrogeochemischen Prozesse im Haldenkörper haben. Wird das Eindringen von Niederschlägen verhindert, so wird z.B. die Zufuhr des Lösungs- und Transportmittels Wasser gestoppt. Eine weitere Auswaschung von löslichen Bestandteilen wird damit stark reduziert. Auch der Sauerstoffeintrag kann mittels entsprechender Haldenabdeckungen verhindert werden. Dadurch erfolgt kein Nachschub von Reaktionsmitteln für chemische Prozesse wie z.B. die Sulfidverwitterung. Es kann daher erforderlich sein, diesbezüglich eine Abschätzung der möglichen Veränderungen zu machen und die Ergebnisse in das Monitoringprogramm einfließen zu lassen. Eine aus hydrologisch-wasserhaushaltlicher Sicht optimale Abdeckung sollte deshalb, bezogen auf den Wasserpfad, folgende Kriterien erfüllen (HÄHNE et al. 1998):

- Reduzierung des Oberflächenabflusses auf ein dem natürlichen Umfeld ähnliches Maß,
- Erhöhung der realen Verdunstung bei Nutzung der Interzeption,
- Reduzierung der Sickerwassermenge auf ein akzeptables Niveau,
- Vergleichmäßigung der Abflußbildung durch gezielte Speicherung und Abführung des hypodermischen Abflusses innerhalb der Abdeckschichten (bei flach geneigter Oberfläche),
- Reduzierung des bodeninternen Abflusses bei steilen Böschungen durch Speicherung von Infiltrationswasser und Tolerierung eines Anteils von RU.

Auf Grund ihrer spezifischen Eigenschaften sind für Tailings weitere Angaben zum Aufbereitungs- und Einspülprozeß nötig, die Rückschlüsse auf die Korngrößenverteilung im Tailingskörper und zugesetzte Chemikalien (Flotationshilfen, Laugung, Ausfällung) zulassen. Die aus der Art der Einspülung wahrscheinliche Verteilung der kf-Werte ist durch Aufschlußbohrungen zu verifizieren. Während Halden in der Regel nur taubes Gestein oder Armerze enthalten, können Tailings in Abhängigkeit von dem jeweiligen Erzaufbereitungsprozeß erhebliche Mengen an Metallen enthalten. Wenn z.B. Uran selektiv gelaugt wurde und Radium durch Zugabe von Bariumchlorid im Tailingskörper gefällt wurde, so können die Tailings ca. 70 % des radioaktiven Inventars der Uranerzlagerstätte noch enthalten. Wurde demgegenüber nicht unter Zugabe von Bariumchlorid gearbeitet, ist es möglich, daß erhebliche Anteile des Radiums die Tailings über den Wasserpfad verlassen haben und somit in Sedimenten und Böden unterhalb des Tailings angereichert wurden. Diesem Bereich ist dann eine gesonderte Aufmerksamkeit zu widmen.

Tailings hatten in der Betriebszeit in der Regel ein Entwässerungssystem (Mönche und horizontale Ableitungen), daß oft auch nach Betriebseinstellung hydraulische Wirksamkeit hatte und/oder noch hat. Durch Grundwassermeßstellen muß erkundet werden, wo sich im Tailingskörper Grundwasser befindet und wie dieses auf meteorologische Ereignisse reagiert. Da Tailings oft in Tallagen angelegt wurden, ist zu klären, ob Oberflächengewässer und Quellen umgeleitet oder überschüttet wurden. Am Fuß der Tailingsdämme treten vielfach Sickerwässer (zum Teil über die alten Entwässerungssysteme) aus. Diese sind hinsichtlich Menge und Beschaffenheit zu überwachen.

5.2 Allgemeines Vorgehen beim Aufbau und bei der Umsetzung des Grundwasser-Monitorings

5.2.1 Meßstellen für das Grundwasser-Monitoring

Im Umfeld der Anlage müssen ausreichend Meßstellen vorhanden sein, sei es in Form von Grundwasserbeobachtungsrohren, Grundwassergütemeßstellen, Quellen, Sickerwasser-austritten, Stollenausläufen oder Meßwehren in Fließgewässern. Dabei muß jeder Aquifer im Anstrom (unbelastet), im Betriebsgelände und im Abstrom mit mehreren Meßstellen repräsentiert sein (statistische Absicherung). Die Dichte der Immissionsmeßstellen muß im Nahfeld der Kontamination größer sein als im Fernfeld. Die Meßstellen im weiteren Abstrombereich (Fernfeld) sollen möglichst auf den Bahnen höchster Fließgeschwindigkeiten bzw. an wasserwirtschaftlich wichtigen Punkten eingerichtet werden. Zusätzlich können Meßstellen zur Klärung des Fließregimes (z.B. in Störungszonen) nötig sein.

Die räumliche Verteilung der Meßstellen ist mittels geostatistischer Verfahren zu überprüfen (DVWK-Schriften, H. 89, 1989; DUTTER 1985) und ggf. zu optimieren. Für Meßstellen in Kluftgrundwasserleitern ist mittels Pumpversuchen nachzuweisen, daß die Meßstellen an das hydraulisch wirksame Kluftsystem angeschlossen sind. Meßstellen ohne Anschluß an das hydraulisch wirksame Kluftsystem sind weder für Grundwasserstandsmessungen noch als Gütemeßstellen geeignet und sind ordnungsgemäß zu verfüllen.

Die Beschaffenheit des Grundwassers kann noch im Bereich der Entnahmestelle durch verschiedene Einflüsse und Randbedingungen gestört werden. Daher werden an eine Probenahmestelle bestimmte Anforderungen gestellt, um ihren Einfluß zu minimieren (vgl. DVWK-Regeln 128, 1992). Grundlage für den Bau und Ausbau von Grundwasser-(beschaffenheits)meßstellen stellen verschiedene Normen und Anleitungen dar:

- DIN 4021, Teil 3, Baugrund; Erkundung durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben; Aufschluß der Wasserverhältnisse, 1976,
- DIN 18302 „Brunnenbauarbeiten“,
- LAWA-Grundwasserrichtlinie zur Beobachtung und Auswertung, Teil 1 - Grundwasserstand, 1982,
- Regelwerk des DVWG W121 „Bau und Betrieb von Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen“, 1988,
- DVWK-Regeln 128/1992.

Grundwassermeßstellen sollen möglichst den gesamten Aquifer erfassen. Es ist sicherzustellen, daß sich der Filterbereich nur in einem Aquifer befindet und zum Hangenden und Liegenden abgedichtet ist, um Mischwasserproben zu vermeiden. Dementsprechend müssen die Meßstellen auf ihre Repräsentanz (ggf. Anschluß an das Kluftsystem / Reaktionen in benachbarten Meßstellen) überprüft werden. Verschiedene Grundwasserstockwerke können durch Meßstellengruppen (mehrere, unterschiedlich tiefe Einzelmeßstellen an einem Punkt) erfaßt werden (siehe DVWK Regeln 128, 1992).

Der Meßstellenausbau hat einen nicht unerheblichen Einfluß auf die Beschaffenheit der Wasserprobe (DVWK-Mitteilungen 20, 1990). Entsprechend dem zu untersuchenden Parameterumfang (Schwermetalle, organische Substanzen) können unterschiedliche Materialien, wie Stahl (unverzinkt, verzinkt), Edelstahl (niedriglegiert/hochlegiert), PVC, PTFE, Polyethylen, Polypropylen, Polyamid und Polystyrol zum Einsatz kommen. Eine Übersicht zur Eignung der einzelnen Materialien für verschiedene Wasserinhaltstoffe gibt Tab. 5-2. Für Schwermetalle und damit auch für Uran und seine Töchternuklide uneingeschränkt geeignet ist lediglich PTFE (Teflon). Edelstahl und PVC sind als Filter-Ausbaumaterial nur eingeschränkt tauglich. Das Kosten/Nutzen-Verhältnis des Ausbaus einer Grundwassermeßstelle ist dabei unter Einbeziehung des an ihr vorzunehmenden Untersuchungsumfanges, den aus der Beurteilung der Beschaffenheit abzuleitenden Konsequenzen und dem daraus resultierenden Wert einer richtigen und repräsentativen Grundwasserprobe zu bewerten.

Die Gewinnung von Sickerwasserproben in der ungesättigten Zone ist durch die Extraktion von Bodenproben, mit Hilfe von Lysimetern oder mit Saugkörpern möglich. Die einzelnen Methoden werden von MERKEL (1991) diskutiert und sind der Gewinnung von Schöpfproben aus Grundwassermeßstellen in undurchlässigen Bereichen vorzuziehen. Beim Lysimetereinbau wird in jedem Falle das natürliche System gestört. Die Saugkerzenmethode gewinnt Proben mittels Unterdruck, wodurch die natürliche Sickerrate erhöht wird. Die Probenahme ergibt nur ein geringes Probenvolumen und erfordert somit darauf ausgerichtete Analysenverfahren. Eine Anleitung zum Einbau von Saugkerzen in den Boden und zur Entnahme von Sickerwasserproben gibt das DVWK-Merkblatt 217 (1990).

Tab. 5-2: Allgemeine vom Untersuchungsziel abhängige Materialempfehlungen (nach DVWK-Mitteilungen 1990)

Parameter	PTFE	Edelstahl	PVC
Schwermetalle	+	(+)	(+)
Schwermetalle unter oxidierenden Bedingungen	+	(+)	+
Tenside	+	+ A	(+)
Phenole	(+)	(+)	(+)
Chlormitroverbindungen	+	(+) A	(+)
Aliphatische & aromatische KW	+ A	+ A	-
Chlorierte KW	(+)	+	(+)
Pflanzenschutzmittel	(+) A	+ A	-
Ketone, Ester, Aldehyde	(+) A	+ A	-
Bakteriologie	(+) A	+ A	-
+ einsetzbar			
(+) eingeschränkt einsetzbar			
- nicht einsetzbar			
A Angaben beruhen auf Analogieschlüssen			

Quellen sollen möglichst unmittelbar an der Austrittsstelle gefaßt werden. Dabei ist sowohl ein Anstauen der Quelle als auch ein Tieferlegen des Quellwasserspiegels zu vermeiden. Der Durchmesser des Entnahmerohres ist nach dem größten Wasserbedarf mit $v = 0,1 \text{ m/s}$ festzulegen (BIESKE 1992). Pegel an kleinen Fließgewässern werden in der Regel als **Meßwehre** ausgeführt. Dies gestattet neben der Probenahme an einem genau definierten Punkt auch bequeme Wasserstands- und Durchflußmessungen.

5.2.2 Meßfrequenz

Wasserstände, Durchflußmengen aber auch Probenahmen und Analysen müssen entsprechend der erwarteten Varianz durchgeführt werden. Ist die Varianz der Meßwerte nicht bekannt, so ist zunächst entsprechend häufig zu messen. Für einige Parameter kann die elektrische Leitfähigkeit ein nützlicher Indikator sein. Danach kann dann auf einen angemessenen Zeittakt (Tage, Wochen, Monate, Jahre) zurückgegangen werden. Nur mit einer hinreichend angepaßten Meßfrequenz werden Zeitreihen aufgenommen, die eine Auswertung mittels Zeitreihenverfahren gestatten.

5.2.3 Probenahme

Eine ordnungsgemäße Probennahme ist eine der wichtigsten Voraussetzungen für die anschließende Analytik. Anleitung geben hierzu die DVWK-Regeln 128 (1992). Für die Probenahme aus stehenden bzw. Fließgewässern können die DIN 38 402 Teil 12 (1985) und Teil 15 (1986) hinzugezogen werden. Die ordnungsgemäße Probennahme ist durch eine Meßprotokoll zu dokumentieren. Dazu gehören Probennahmezeitpunkt, Angaben zum Probenahmegerät und zur Art der Beprobung, z.B. Dauer des Abpumpens, Volumenstrom, Einbautiefe der Pumpe, sowie

Angaben über die Art der Filtration und der durchgeführten Konservierungsmaßnahmen. Die Probennahme erfolgt, wenn mindestens ein Vor-Ort-Parameter (z.B. die elektrische Leitfähigkeit) einen konstanten Wert zeigt. Dieser Parameter ist kontinuierlich zu messen und nach Möglichkeit analog oder digital aufzuzeichnen. Beispiele für Probennahmeprotokolle für unterschiedliche Wässer (Grundwasser, Fließgewässer, Sickerwasser) werden z.B. in der DIN 38402/13 und 14 sowie vom BMFT (1986) gegeben.

Die Parameter pH, E_H und O₂ müssen Vor-Ort in Durchflußmeßzellen bestimmt werden. Für die Messung des E_H-Wertes wird auf die DVWK-Schriften 84 (1989) verwiesen. Die Analysenwerte müssen die Beschaffenheit der Wasserprobe bei der Probennahme widerspiegeln. Da die Inhaltstoffe zum Teil von den sich verändernden Milieubedingungen abhängen, sind ggf. Maßnahmen zur Stabilisierung und Konservierung anzuwenden. Ist dies nicht möglich, ist eine unmittelbare Vor-Ortbestimmung vorzunehmen. Es wird insbesondere empfohlen, die folgenden Parameter Vor-Ort zu bestimmen: p- und m-Wert, As(III) und As(V), Fe(II) und Fe(III) sowie NO₂ und NH₄. Ausführliche Angaben zu Probenbehältnissen (Material), den erforderlichen Probenmengen und zur Probenbehandlung (z.B. filtrieren, ansäuern) werden in den DVWK-Regeln 128 (1992) gemacht.

Die Radionuklide werden in der Probenbehandlung den Schwermetallen gleichgesetzt. Die Wasserproben werden nach der Probennahme durch 0,45 µm oder besser 0,2 µm Filter filtriert und danach stabilisiert (pH < 2), um eine Sorption am Probenbehälter zu unterbinden (s. Kap. 4.3.2.3). Der Porendurchmesser von 0,45 bzw. 0,2 µm für die Filtration entspricht einem rein operationalem Vorgehen und ist ein Kompromiß zwischen technisch möglichem, „machbarem“ Aufwand im Gelände und Erfordernis. Da inzwischen 0,2 µm Filter verfügbar sind, wird diese Porengröße empfohlen; sie hat den Vorteil, daß damit eine „Steril-Filtration“ im Hinblick auf Bakterien erreicht wird. Empfohlen werden ferner gekapselte Filter in Verbindung mit 50 ml-Kunststoffspritzen aus dem Medizinbereich, da sie im Feldeinsatz gut zu handhaben sind. Ideal wäre eine Filter-Porengröße zwischen 1 und 50 nm, da damit zusätzlich auch Viren und ein Großteil aller Kolloide ausgeschlossen würden. Untersuchungen von HOROWITZ et al. (1996) zeigen allerdings auch, daß die Art der verwendeten Filter, die durchgesetzte Probenmenge und der Zeitpunkt der Entnahme des Filtrats ebenfalls einen erheblichen Einfluß haben kann. Es empfiehlt sich daher eine Reinigung und Konditionierung der verwendetet Filter nach einem standardisierten Verfahren. In jedem Fall müssen auf dem Probennahmeprotokoll die Bezeichnung der verwendeten Filter, Porengröße und Art der Filterbehandlung sowie die filtrierte Wassermenge vermerkt werden.

Bei der Probennahme für die Radionuklidanalytik (^{226,228}Ra, ^{238,234,235}U etc.) und die Summenbestimmung Radium wird in der Regel auf eine Filtration verzichtet, da größere Probenmengen (mehrere Liter) benötigt werden. Somit sind diese Werte nicht direkt vergleichbar mit Methoden, bei denen filtriert wurde und damit eine Trennung in „gelöst“ und „nicht gelöst“ vorgenommen wurde. Bezuglich der Bestimmung der Radiumisotope aber auch anderer Isotope (^{238,234}U, ²³⁰Th, ²²²Rn etc.) ist die Probennahme mit dem analysierenden Labor abzustimmen.

Für Untersuchungen des kolloidalen Transportes von Radionukliden und Schwermetallen kann eine sequentielle Filtration bis zu 1 nm durchgeführt werden. Dies kann mittels verschiedener Filter (z.B. 450, 200, 100, 50, 10, 1 nm) in gerührten Zellen oder einer Zentrifuge auch Vor-Ort erfolgen. Sowohl das Filtrat als auch der Filterrückstand kann hinsichtlich Schwermetallen respektive Radionukliden untersucht werden. Da bedingt durch die Filtration (insbesondere beim Zentrifugieren) nur geringe Wassermengen zur Verfügung stehen, sind geeignete Analysenverfahren zu wählen, die mit Volumina < 30 ml auskommen (z.B. ICP-MS/MS).

Die Proben sollten möglichst gekühlt und direkt transportiert werden, da sich starke Temperaturschwankungen verfälschend auf die Beschaffenheit auswirken können. Die Proben sind

eindeutig und dauerhaft zu kennzeichnen und mit Datum, Objekt, Bestimmung und Bearbeiter zu versehen. Die Proben sind schnellstmöglich der Analyse zuzuführen.

Trübe Grundwasserproben sollen generell keiner Analytik unterzogen werden, da eine eindeutige Interpretation nicht möglich ist und die Gefahr besteht, daß derart bestimmte Grundwasserbeschaffenheitsdaten dennoch Eingang in Auswertungen und Statistiken finden (MERKEL 1995). In solchen Fällen ist die Grundwassermessstelle mittels geeigneter technischer Maßnahmen (z.B. in BIESKE 1992) in einen ordnungsgemäßen Zustand zu überführen.

5.2.4 Qualitätsanforderungen an Labors und Plausibilitätsprüfungen

Angaben zu Genauigkeitsanforderungen und allgemein einzuhaltenden Fehlertoleranzen für die Referenzmethoden zur Wasseruntersuchung werden in der DIN 38402 Teil 1, in den einzelnen Analysenvorschriften innerhalb der DEUTSCHEN EINHEITSVERFAHREN und in den DVWK-Schriften, H. 89 (1990) gemacht. Im Laborprotokoll müssen die verwendeten Bestimmungsmethoden incl. Meßfehler, Nachweis- und Bestimmungsgrenzen angeführt werden. Der Meßfehler muß den zufälligen und den systematischen Fehler eines Verfahrens enthalten und der Meßfehler muß spezifisch für Konzentrationsgrößenordnungen gelten, da viele analytischen Verfahren z.B. im Bereich der Nachweisgrenze einen größeren Fehler aufweisen, als im normalen Bestimmungsbereich. Als Meßfehler sind im Regelfall 3σ anzusetzen. Abweichungen davon sind zu begründen. Zur Berechnung der Nachweis- und Bestimmungsgrenze wird auf FUNK et al. (1985) verwiesen.

Die Grundwasseranalysen sind mittels Ionenbilanz auf ihre Plausibilität zu überprüfen. Leider sind die Angaben zur Berechnung der Ionenbilanz und zur Interpretation widersprüchlich (s. Kap. 3.3). Daher ist jeweils anzugeben, wie die Abweichung berechnet wurde und nach welcher Richtlinie bewertet wurde. In einzelnen Fällen sind zur Absicherung der Meßwerte auch vergleichende Untersuchungen in mehreren Laboratorien empfehlenswert. Weitere Methoden zur Prüfung der Plausibilität einzelner Parameter sind in den DVWK-Regeln 128 (1992) und bei HÖLTING (1996) angeführt. Hydrogeochemische Modelle bieten darüber hinaus Möglichkeiten, Analysen hinsichtlich Plausibilität zu überprüfen (MERKEL 1997).

5.3 Langzeitüberwachung

Für den jeweiligen Standort ergeben sich unterschiedliche Gefährdungspotentiale entsprechend der Nutzung und den natürlichen Randbedingungen. Dazu zählen:

- Zweig des Uranbergbaus (Abbau und/ oder Aufbereitung),
- Art des Bergbaus (Tiefbau, Tagebau, konventioneller Abbau, Insitu-Laugung),
- Art der Aufbereitung (sauer und/oder sodaalkalisch, gravimetrisch),
- weitere Aufbereitungstechnologien,
- spätere Nachnutzung des Geländes,
- Geologie, Hydrogeologie, Klima,
- Lage zu Siedlungsgebieten (Trinkwassereinzugsgebieten).

Entsprechend muß nach Auswertung der Altlastenerkundung für jede Altablagerung ein eigenes Überwachungsprogramm entwickelt werden. Grundlage dafür ist die hydrogeologische Systemanalyse des gesamten Umfeldes der Anlage mit Erfassung aller Grundwasserleiter und ihrer hydraulischen und geochemischen Eigenschaften (s. auch Kap. 5.1). Es sind detaillierte Angaben zum Wasserhaushalt des Gebietes und der Anlage selbst zu machen und diese möglichst durch Modellrechnungen zu überprüfen. Isotopenuntersuchungen (Tritium, Deuterium, $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^{34}\text{S}$, ^{14}C ,

$\delta^{13}\text{C}$) können dabei in Verbindung mit wasserchemischen Parametern ein wertvolles Werkzeug für die Interpretation sein.

Mit Verfahren zur Auswertung von Zeitreihen kann der zeitliche Beprobungsabstand ermittelt werden (DVWK-Schriften, H.89, 1990), wobei verwaltungsrechtliche Regelungen und praktische Zwänge zu beachten sind. Das Überwachungsintervall kann für die einzelnen Parameter je nach jahreszeitlichen Schwankungen (auch unterschiedlich) gewählt werden, wobei als Richtwert von einer 1 bis 5-jährigen Probenahme ausgegangen werden kann. Treten gravierende Veränderungen in der Wasserbeschaffenheit auf, ist an den entsprechenden Punkten die Beprobung zu intensivieren. Folgende Parameter müssen in Abhängigkeit von der Relevanz für die Altlast in das Monitoring-Programm einbezogen werden:

- Wasserstände der relevanten Grundwasserleiter,
- Durchflußmengen von offenen Gewässern (Vorfluter, Wasseraustritte),
- Wassergehalte in den Deponiekörpern,
- hydrochemische Parameter:
 - ⇒ pH-Wert, Leitfähigkeit, Temperatur, Redox-Potential, O₂-Gehalt
 - ⇒ Hauptinhaltsstoffe (Ca, Mg, K, Na, SO₄, NO₃, Cl, HCO₃, SiO₂, U, Ra)
 - ⇒ Radongehalte im Quell- und Grundwasser
 - ⇒ P, NH₄, B (bei entsprechender Relevanz, z.B. müllüberdeckte Tailings)
 - ⇒ relevante Radionuklide (^{238,235,234}U, ^{226,228}Ra, ²³⁰Th, ^{220,222}Rn, ²²⁷Ac, ²¹⁰Pb)
 - ⇒ relevante toxische Elemente (z.B. As, Cd, Pb, Cr) und ihre Bindungsformen
 - ⇒ DOC, POC, Phenole, alkylierte Aromate, PAK, PCB, PCP etc.

5.4 Empfehlungen für die Umsetzung des Konzeptes auf die betrachteten Tailings

IAA Dresden-Coschütz/Gittersee

Die IAA Dresden-Coschütz/Gittersee wurde im Rahmen der Altlastenerkundung ausführlich untersucht (z.B. ULLRICH et. al. 1993, 1998 b; ULLRICH 1994, ULLRICH & ADOLPHI 1995, MÜNZE 1994, 1997), ein Sanierungskonzept (ULLRICH et. al. (1994) und eine hydrogeologische Systemanalyse erstellt (G.E.O.S. FREIBERG GMBH 1995) sowie ein Monitoring aufgebaut (ULLRICH et. al. 1998 a). Im Rahmen dieser Arbeiten wurden 60 Grundwassermeßstellen sowie 3 Meßwehre im Kaitzbach eingerichtet sowie Quellen und Naßstellen dokumentiert und beprobt.

Das Monitoring findet derzeit halbjährlich statt. Das Meßprogramm sollte auf Meßstellen entsprechend Kap. 5.2.1 abgespeckt werden. So werden derzeit auch Meßstellen beprobt, deren Filterbereich sich über Schichtgrenzen hinweg erstreckt (z.B. P33 Müll/Tailings, P39 Rotliegendes/Syenit). Grundwassermeßstellen anderer Betreiber im Umfeld (z.B. WISMUT GmbH, Autobahnamt) sind ggf. einzubeziehen. Ebenso wäre zu überlegen, ob das Analysenspektrum ggf. reduziert (bzw. die Intervalle vergrößert) werden kann, insbesondere bei Parametern mit ähnlichem chemischen Verhalten und sehr geringen Gehalten (z.B. einzelne Schwermetalle bzw. Radionuklide). In einigen Fällen ist es dagegen empfehlenswert, Parameter zur besseren Interpretation aufzunehmen (z. B. Ammonium wegen Beeinflussung der Tritiummessung oder Barium für die $\delta^{34}\text{S}$ -Auswertung).

Für die IAA Dresden-Coschütz/Gittersee liegen mittlerweile Überwachungsdaten für den Wasserpfad seit 1992 vor. Diese sollten in einer Datenbank erfaßt werden. Neben einer einfachen descriptiven Statistik bietet sich eine Auswertung mittels multivariater und Zeitreihenstatistik an.

An einem numerischen Fließmodell für den Grenzbereich des Döhlener Rotliegendbeckens und des Dresdner Kreidebecken wird derzeit gearbeitet (SCHAFFRATH in Druck). Ebenso sind Untersuchungen zur Alterung der Tailings geplant sowie eine Ausbreitungsmodellierung des Schadstofftransportes im Grundwasser bei zeitlich veränderlichen Quellstärken und geochemischen Randbedingungen (ULLRICH et al. 1998 b).

Es wird empfohlen, die meteorologische Datenbasis der WISMUT GmbH weiterhin für Wasserhaushaltsberechnungen zu nutzen, um genauere Angaben zum langjährigen Abfluß der Halde A zu erhalten. Für genauere Abschätzungen des Niederschlagsanteiles in den Halden- und Grundwässern wird mind. ein Jahreszyklus von monatlichen Tritiumbestimmungen empfohlen. Die monatlichen Tritiumaktivität des Niederschlages ist an der TU Bergakademie Freiberg, Institut für Angewandte Physik verfügbar, wobei mögliche Unterschiede der Tritiumaktivität im Niederschlag von Freiberg und Dresden zu überprüfen sind.

IAA Johanngeorgenstadt-Steinsee

Die Deponie Steinsee unterlag bis Ende 1998 einem vierteljährigen Monitoring der Wasseraustritte am Dammfuß sowie zweier Grundwassermessstellen im Müllkörper bzw. Untergrund (Altbergbau). Dabei erfolgte nur eine Analyse einzelner ausgewählter Parameter.

Es wird empfohlen, für das Monitoring mind. eine Grundwassermessstelle in den Tailings zu installieren. Zwei oder drei Meßstellen wären aufgrund der Inhomogenität sowohl des Tailings- als auch des überlagernden Müllkörpers sinnvoll (s. IAA Dresden-Coschütz/Gittersee). Das Monitoring sollte bei der chemischen Analytik mind. alle Hauptbestandteile zur Erstellung einer Ionenbilanz sowie relevante Schwermetalle, Radionuklide, Arsen und Organika enthalten. Der Abfluß am Dammfuß sollte mittels eines Meßwehres quantifiziert werden.

Die meteorologischen Daten der Meßstation der Deponie Steinsee sollte in einer jährlichen Wasserhaushaltsbilanz sowie in einem numerischen Modell ausgewertet und mit den gemessenen Abflüssen verglichen werden. Auch hier sollten die Daten in einer Datenbank erfaßt werden, um sie später ggf. statistisch auswerten zu können.

Ein Gefahrenpotential geht von der Deponie Steinsee in erster Linie für den Vorfluter Schwarzwasser aus. Um die Auswirkung der Deponie auf die Beschaffenheit des Schwarzwassers zu quantifizieren, wäre eine Untersuchung des Chemismus des Vorfluters im Anstrom und im Abstrom der Deponie sinnvoll.

IAA Schneckenstein

Für die IAA Schneckenstein existiert noch kein Monitoring i.e.S. Es wurde eine erweiterte historische Erkundung incl. Untersuchungen am Pflanzenmaterial und hydrogeologischer Arbeiten durchgeführt. Dabei wurde eine Wasser- und Schadstoffbilanz auf der Datengrundlage von 2 Jahren erstellt.

Es wird eine langfristige Überwachung des Wasserpfades im Abstrom des Tailings empfohlen incl. Untersuchungen der Bachsedimente des Vorfluters. Das Uran-belastete Sickerwasser am Dammfuß soll gefaßt und einer passiven Wasseraufbereitung zugeführt werden (MERKEL & DUDEL 1998). Bzgl. der Durchführung des Monitorings sowie der Erfassung und Auswertung der Daten wird auf die oben gemachten Ausführungen verwiesen.

6 Diskussion und Zusammenfassung

In Dresden-Coschütz/Gittersee wurde von 1950 bis 1962 durch die SAG/SDAG WISMUT Uranerz aufbereitet. Die Rückstände der Erzaufbereitung (Tailings) wurden ohne Schutzvorkehrungen in 2 industriellen Absetzanlagen (IAA) abgelagert (Halde A und Halde B). Anschließend wurde die gesamte Anlage der Stadt Dresden rückübertragen, die auf der Halde A von 1974 bis 1988 Müll und anschließend Aschen und Bauschutt deponierte.

Der Wasserhaushalt der Halde A der IAA Dresden-Coschütz/Gittersee wurde mittels des Programmes BOWAHALD-2D (DUNGER 1997) unter Verwendung verschiedener meteorologischer Datensätze berechnet. Dabei erwies sich sowohl die Einteilung der Halde in verschiedene Hydrotope als auch der Einsatz lokaler Klimadaten von einer benachbarten Bergehalde der WISMUT GmbH als sinnvoll. Die lokalen Klimadaten induzieren ein von den DWD-Klimastationen abweichendes Kleinklima (kühler und trockener). Der geringere Niederschlagsinput sowie eine höhere Verdunstung (durch Einbeziehung der Windgeschwindigkeit) resultiert in einem geringeren Abfluß als unter Verwendung der Daten des Deutschen Wetterdienstes (Stationen Grumbach und Dresden-Klotzsche). Es findet nahezu kein hypodermischer Abfluß mehr statt.

Die Verwendung der Tageswerte bewirkt einen um ca. 30 % geringeren unterirdischen Abfluß (und Oberflächenabfluß) sowie eine höhere Verdunstung aufgrund der meßtechnisch und modellbedingten Glättung von Extremwerten.

Die Simulation mit den Tageswerten der Wetterstation der Bergehalde ergibt von den berechneten Fällen den niedrigsten unterirdischen Abfluß mit 24 mm/a bzw. 4400 m³/a oder 0,14 l/s. Die Grundwasserneubildungsrate ist damit weitaus geringer als im unbeeinflußten Umfeld (entspricht ca. 15 % der GWN des unterirdischen Einzugsgebietes der Halden A und B). Der Vergleich insbesondere der Simulationsergebnisse unter Verwendung der lokalen Wetterdaten mit den Angaben zum langjährigen Wasserhaushalt der Bergehalde läßt diese plausibel erscheinen.

Die Modellierungsergebnisse fallen für die einzelnen Hydrotope (Haldenplateau, Bermen, Dämme) unterschiedlich aus. Für den SW-Damm wurde die höchste prozentuale Verdunstung berechnet. Ein typischer jahreszeitlicher Gang im unterirdischen Abfluß konnte nicht festgestellt werden.

Diese Ergebnisse auf der Basis der lokalen Wetterdaten sind nur für den Zeitraum 1996-1997 gültig, da keine langjährigen Meßreihen vorliegen. Langjährige Mittelwerte der Wasserhaushaltspараметer können daraus nicht abgeleitet werden. Die berechneten Werte können nicht mit Abfluß-Meßwerten verglichen werden, da an den Dämmen keine Sickerwasseraustritte existieren. Die Simulationsergebnisse stimmen in der Größenordnung mit bisherigen Schätzungen aus der Literatur überein, wobei sich die Ergebnisse der Berechnungen auf der Grundlage der lokalen Klimadaten im unteren Bereich dieser Literaturangaben bewegen. Bei der Wertung der Simulationsergebnisse ist zu berücksichtigen, daß für die Haldenparameterdatei Vereinfachungen aufgrund der Inhomogenität des Haldenkörpers sowie Schätzungen von pedologischen Parametern mangels Meßwerte vorgenommen werden mußten.

Die Haldenwässer (Müllwasser, Tailingswasser bzw. Dammwasser) unterscheiden sich signifikant von einander und von den natürlichen Grundwässern. Eine Beeinflussung des Abstromes der IAA durch Müll- und Tailingssickerwässer kann in unmittelbarer Nähe der IAA sowohl mittels der konventionellen chemischen Analytik als auch mit Hilfe von Isotopenmethoden nachgewiesen werden. Die Ursache einer lokalen Versauerung im Kreide-Grundwasserleiter im Nordteil der Halde A („reaktiver Randbereich“) wird, unter Verwendung von Isotopenmethoden, als Infiltration von Prozeßwasser aus der Zeit der Uranerzaufbereitung interpretiert. Die Wässer weisen hier hohe Gehalte an Schwermetallen, Radionukliden und Sulfat auf (z.B. bis 80 mg/l Uran, 27 g/l Sulfat). Der Vergleich der beprobten Tailingswässer (im Durchschnitt U = 0,63mg/l) mit dem

Feststoffpotential der Halde A (672 mg Uran/kg) sowie den stark kontaminierten Wässern im reaktiven Randbereich läßt die Schlußfolgerung zu, daß die alkalischen, reduzierenden Müllsickerwässer einen positiven Einfluß auf den Stoffaustausch des Urans sowie der meisten Schwermetalle hat. Ein bevorzugter Transport des Uran durch Huminstoffe konnte nicht nachgewiesen werden. Die Uranfracht in den Sickerwässern der Halde A ergibt sich auf der Grundlage der Wasserhaushaltsberechnung zu 2,8 kg/a.

Die Radongehalte schwanken im Untersuchungsgebiet sowohl zeitlich als auch räumlich. Die höchsten Radongehalte wurden in den natürlichen GWL gemessen. Aufgrund der geringen Halbwertzeit des Radons und den damit verbunden kurzen Migrationsweiten dürfte dieses Radon geogenen Ursprungs sein. Somit ist das Radon als Frühwarnindikator für eine Radionuklidauswaschung im Untersuchungsgebiet nicht geeignet.

Eine hydrochemische Modellierung mit dem Programm PHREEQC unter der Verwendung der Datenbank WATEQ4F belegt, daß das Uran in den sauren Wässern des reaktiven Randbereiches vorrangig in Form von Uranyl-Sulfat-Komplexen, Uranyl-Ionen und untergeordnet Uranyl-Carbonat-Komplexen vorliegt. In den reduzierenden Tailingswässern dominieren die Uranyl-Carbonat-Komplexe.

Methodische Untersuchungen zur Konservierung der Wasserproben belegen, daß Zeitpunkt und verwendete Filtergrößen einer Filtration einen Einfluß auf die gemessene Urankonzentration haben. Im untersuchten Beispiel waren ca. 25 – 50 % des Urans an Kolloide bzw. Feststoffpartikel > 45 µm gebunden. Filtrationsversuche bis 0,5 nm zeigen, daß eine Filtration bis 0,2 µm für die Urananalytik sinnvoll ist. Bei 0,2 µm (200 nm) waren bereits ca. 84 % des insgesamt adsorbierten Urans von den Filtern zurückgehalten worden.

Die Isotopenuntersuchungen sollten Aussagen zur Genese der einzelnen Wässer bzw. Abschätzungen zu Anteilen unterschiedlicher Wässer in Ergänzung zur konventionellen Hydrochemie liefern. Am Beispiel der IAA Dresden-Coschütz/Gittersee als Mischdeponie (mülliüberlagerte Uran-Tailings) erwiesen sich insbesondere die Isotope Tritium, $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^{34}\text{S}$ als geeignet, die Müll- und Tailingswässer bzw. deren Einfluß in den natürlichen Grundwasserleitern zu kennzeichnen.

Die Auswertung der Tritiumdaten mittels des Programmes MULTIS liefert mittlere Verweilzeiten für die Grundwässer (30-40 a in der Kreide, ca. 20 a im Haldenkörper). Außerdem werden die vermuteten hydraulischen Kontakte zwischen dem quartären und Rotliegend-Grundwasserleiter bei ähnlichen Verweilzeiten (ca. 10 a) sowie dem Vorfluter bestätigt. Die Deponiewässer mit hohen Tritiumwerten (bis > 50 T.U.) können aufgrund der relativ geringen Durchlässigkeit und hohen Verweilzeit im Deponiekörper von den natürlichen Grundwässern (Tritiumgehalte zwischen 15 T.U. und 24 T.U.) unterschieden werden.

Die unterschiedlichen Isotopensignaturen des $\delta^{18}\text{O}$ und Deuterium (Lage der Meßwerte zur MWL) beruhen hauptsächlich auf Fraktionierungsvorgängen durch die Aufheizung infolge von Verrottungsprozessen im Müllkörper.

Die Schwefel- und Kohlenstoffisotopenverhältnisse ($\delta^{34}\text{S}$ und $\delta^{13}\text{C}$) werden außer von bakteriellen Abbauprozessen im Deponiekörper (Sulfatreduktion, Methanbildung) vom Einfluß der Resterze (Pyritverwitterung, AMD) bzw. der Mineralisation der Tailings geprägt. Das Schwefelisotopenverhältnis ist dabei nützlich, um sowohl bei sehr niedrigen Sulfatgehalten als auch bei ähnlichen Sulfatkonzentration Unterscheidungen der Schwefelgenese und damit der Herkunft der Wässer vorzunehmen.

Die $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopenverhältnisse belegen sowohl den bakteriellen Abbau von Organika und DIC durch eine Anreicherung des schweren Kohlenstoffisotopes als auch eine Methanbildung durch Bakterien (Anreicherung des leichten Kohlenstoffisotopes).

Die ^{14}C -Werte legen unter Berücksichtigung der Tritiumalter die Vermutung nahe, daß es sich bei den untersuchten Kreidegrundwässern im Umfeld der IAA Dresden-Coschütz/Gittersee um Wässer mit einem hohen Anteil einer jungen Komponenten mit einem rezenten ^{14}C handelt. Dabei findet ggf. eine Verdünnung mit mineralischem Kohlenstoff (Calcit aus kalkhaltigen Sandsteinen bzw. Pläner) statt.

Im vorliegenden Fall kommt bei den verschiedenen betrachteten Isotopen – ebenso wie bei der konventionellen Hydrochemie – der inhomogene Aufbau der Halde A und die daraus resultierenden inhomogene chemische Zusammensetzung und hydraulischen Eigenschaften zum Ausdruck.

Vergleiche mit anderen Standorten der Uranerzaufbereitung (IAA Johanngeorgenstadt- Steinsee, IAA Schneckenstein) machen deutlich, daß vor allem die klimatischen Standortbedingungen bestimmt für die Abflußmenge der Tailings sind. Sowohl die Art der Uranerzaufbereitung und der Nachnutzung als auch die klimatischen Standortbedingungen haben einen entscheidenden Einfluß auf die Sickerwasserzusammensetzung. So ist in Dresden-Coschütz/Gittersee trotz des vergleichsweise hohen Schadstoffpotentials die Uranfracht am niedrigstens. Die Anwendung der Isotopenmethoden ist nur sinnvoll, wenn eine signifikante Fraktionierung durch entsprechende Prozesse gegeben ist (z.B. bakterielle Abbauprozesse, Temperaturunterschiede etc.).

Abschließend werden Vorschläge für den Aufbau und die Realisierung einer effektiven Langzeitüberwachung des Wasserpfades von müllüberlagerten Uran-Tailings gegeben. Entsprechend muß für jede IAA nach komplexer Auswertung der Altlastenerkundung (Systemanalyse) ein eigenes Überwachungsprogramm entwickelt werden, in dem auch der geogene Background berücksichtigt wird. Parameterumfang und Überwachungsintervall des Monitorings sollten nach einer Anfangsphase der intensiven Grundwasserbeobachtung verifiziert werden.

7 Literatur

- ALEKIN, O.A. (1960): Grundlagen der Wasserchemie. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig.
- APPELO C.A.J. & POSTMA D. (1993): Geochemistry, Groundwater and Pollution. Balkema, Rotterdam.
- BALL, J.W. & NORDSTROM, K.D. (1991): User's manual for WATEQ4F, with revised thermodynamic data base and test cases for calculating speciation of major, trace and redox elements in natural waters. US Geological Survey Open-File Report, 1-189.
- BARKOWSKI, D., GÜNTHER, P., HINZ, E. & RÖCHERT, R. (1991): Altlasten. Verlag C. F. Müller GmbH Karlsruhe.
- BARCZEWSKI, B., GRIMM-STRELE, J., BISCH, G. (1993): Überprüfung der Eignung von Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen. - Wasserwirtschaft 83,2, S. 72-78.
- BAUER, M., LORENZ, K. & SEIDEL, K. (1994): Ergebnisbericht Geoelektrik, Nahseismik, BLM Coschütz-Gittersee Spülhalde. – Geophysik GGD, unveröff. Bericht, Leipzig.
- BEUGE, P., HOPPE, T., KLEMM, W., KLUGE, A., KNÖCHEL, A. & STARKE, R. (1995): Der Einfluß des Uranbergbaus auf die Spurenelementgehalte der Zwickauer Mulde. - In: Merkel B., Hurst S., Löhner E.P. & Struckmeier, W. (Hrsg): Uranium Mining and Hydrogeology, GeoCongress 1, S. 25-34, Verlag Sven von Loga, Köln.
- BGD GMBH DRESDEN (1996): Grundwasserprobenahme und Analytik, IAA Dresden-Coschütz/Gittersee, Oktober 1996. Unveröff. Bericht, Dresden.
- BGD GMBH DRESDEN (1997): Grundwasserprobenahme und Analytik, IAA Dresden-Coschütz/Gittersee, Oktober 1997. Unveröff. Bericht, Dresden.
- BIESKE (1992): Bohrbrunnen. - Oldenbourg Verlag München.
- BLOWES, D. & JAMBOR, J.L. (1994): The environmental geochemistry of sulfide mine-wastes. - Short course handbook, Vol. 22, Mineralogical Association of Canada, Waterloo, Ontario.
- BMFT (Hrsg.) (1986): Demonstration von Langzeituntersuchungen auf ausgewählten Deponien (LAZPROG). - Ergebnisse des F + E -Vorhabens 1430184 der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und der Technischen Universität Berlin, Teilbericht 1.
- BUCKAU, G. (1991): Komplexierung von Americium(III) mit Huminstoffen in natürlichen Grundwässern. unveröff. Diss., Freie Universität Berlin.
- BUNDESARCHIV ABT. POTSDAM: Luftbildaufnahme, Film-Nr. 187/78, Bild-Nr. 13, Flugdatum 10.10.1978, Original-Maßstab 1:18.900.
- CLARK, I. & FRITZ, P. (1997): Environmental Isotopes in Hydrogeology. Lewis Publishers, New York.
- CRAIG, H. (1961): Standard for reporting concentrations of deuterium and oxygen-18 in natural waters. – Science 133, 1833-1834.
- DAVIS, A.; NEWCOMB, B. & BYRNS, C. (1998): Discrimination between historical sources of solutes in the Robinson Mining District, Ely, Nevada. – In: Tailings and Mine Waste '98, 631-638, Balkema, Rotterdam.
- DEHNERT, J., NESTLER, W., FREYER, K., TREUTLER, H.C., NEITZEL, P., WALTHER, W. (1996): Bestimmung der notwendigen Abpumpzeiten von Grundwasserbeobachtungsrohren mit Hilfe der natürlichen Radonaktivitätskonzentration. - In: Merkel, B., Dietrich, P. G., Struckmeier, W., Löhner, E. P. (Hrsg): Grundwasser und Rohstoffgewinnung, GeoCongress 2, S. 40-45, Verlag Sven von Loga, Köln.
- DICKIN, A. P. (1995): Radiogenic Isotope Geology. - Cambridges University Press.
- DIEHL, P. (1992): Sanierung von Altlasten des Uranbergbaus. Bürgerinitiative gegen Uranabbau im Südschwarzwald (Hrsg.), Herrischried.

DIN 4022: Baugrund und Grundwasser, Benennen und Beschreiben von Boden und Fels. - Beuth-Verlag GmbH, Berlin.

DIN 4023: Baugrund- und Wasserbohrungen; zeichnerische Darstellung der Ergebnisse. - Beuth-Verlag GmbH, Berlin.

DIN 18302: Brunnenbauarbeiten.- Beuth-Verlag GmbH, Berlin.

DIN 38402/12 (1987): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Allgemeine Angaben (Gruppe A), Probenahme aus stehenden Gewässern. - Beuth-Verlag GmbH, Berlin.

DIN 38402/13 (1985): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Allgemeine Angaben (Gruppe A), Probenahme aus Grundwasserleitern. - Beuth-Verlag GmbH, Berlin.

DIN 38402/14(1986): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Allgemeine Angaben (Gruppe A), Probenahme von Rohwasser und Trinkwasser. - Beuth-Verlag GmbH, Berlin.

DIN 38402/15 (1986): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Allgemeine Angaben (Gruppe A), Probenahme aus Fließgewässern. - Beuth-Verlag GmbH, Berlin.

DUNGER, V. (1997): Dokumentation des Modells BOWAHALD in den Computerprogrammversionen BOHAL(D) und BOWAL(M) zur Simulation des Wasserhaushaltes von wasserungesättigten Bergehalden einschließlich Haldenabdeckschichten. - TU Bergakademie Freiberg.

DUNGER, C. (1998): Sickerwasser- und Schadstoffbewegung aus ausgewählten Bergehalden Sachsens und Sachsen-Anhalts. Diss. TU Bergakademie Freiberg.

DUNGER, V. & HELLING, C. (1998): Seepage water balance of the mixed tailings site IAA Dresden-Coschütz/Gittersee by means of the two-dimensional model BOWAHALD. In: Merkel, B. & Helling, C. (Hrsg.): Uranium Mining and Hydrogeology. Proceedings of the 2nd International Conference, Freiberg, GeoCongress 4, Vol. 1, S. Verlag Sven von Loga, Köln, 57-66.

DUTTER, R. (1985): Geostatistik. Mathematische Methoden in der Technik, 2, Teubner-Verlag, Stuttgart.

DVGW W 106 (1986): Vorgänge im Grundwasserleiter und deren Erfassung - Aufbau eines mobilen Meßlators.

DVGW W 121 (1988): Bau und Betrieb von Grundwasser-Meßstellen. - Regelwerk des DVGW, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.

DWK-Merkblatt 217/1990: Gewinnung von Bodenwasserproben mit Hilfe der Saugkerzen-Methode. - Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.

DWD (1996): Monatswerte des Niederschlagsdargebotes, der Lufttemperatur, der relativen Luftfeuchtigkeit und der Sonnenscheindauer für die Gebiete Dresden-Coschütz und Johanngeorgenstadt. Amtliches Gutachten, Deutscher Wetterdienst, Berlin, unveröff.

DWD (1997): Monatswerte des Niederschlagsdargebotes, der Lufttemperatur, der relativen Luftfeuchtigkeit und der Sonnenscheindauer für die Gebiete Dresden-Coschütz und Johanngeorgenstadt. Amtliches Gutachten, Deutscher Wetterdienst, Berlin, unveröff.

DWK-Regeln zur Wasserwirtschaft H 128/1992: Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. - Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.

DWK-Schriften H. 84 (1989): Grundwasser – Redoxpotentialmessung und Probenahmegeräte - Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.

DWK-Schriften H. 89 (1990): Methodensammlung zur Auswertung und Darstellung von Grundwasserbeschaffenheitsdaten. - Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.

EHRIG, H. J. (1978): zit. in: Baur, A. (1990): Simulation des Wasserhaushaltes einer Deponie. Berechnungen mit dem Computermodell HELP am Beispiel der Deponie Bärenthal. Studienreihe Abfall Now. Bd. 7, Abfall Now e.V. Stuttgart.

EHRIG, H.-J. (1987): Wasserhaushalt von Deponien. – In: Thome-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): Deponie: Ablagerung von Abfällen. EF-Verlag für Energie- und Umweltschutztechnik, Berlin, S 311-334.

- EHRIG, H.-J. (1989): Sickerwasser aus Hausmülldeponien. Menge und Zusammensetzung. Müllhandbuch 4587.
- EICHINGER, L. & MERKEL, B. (1992): Variation of inorganic carbon in the unsaturated zone of a carbonate gravel system. - In: Matthess, G., Frimmel, F., Hirsch, P., Schulz, H.D. & Usdowski, H.-E. (Eds.): Progress in Hydrogeochemistry. Springer Verlag Berlin.
- FINLEY, J.B., DREVER, J.I. & TURK, J.T. (1995): Sulfur isotope dynamics in a high-elevation catchment West Glacier Lake, Wyoming. Water, Air and Soil Pollution, 79, 227-241.
- FLÖTGEN, F.; HURST, S. & JOHANNSEN, K.-H. (1995): Die Auswirkungen des Uran-Bergbaus auf die Grundwassersituation im Freistaat Sachsen. In: In Merkel, B.; Hurst, S.; Löhner, E.-P. & Struckmeier, W. (Hrsg.): Uranium Mining and Hydrogeology. Proceedings of the International Conference, Freiberg, GeoCongress 1, Verlag Sven von Loga, Köln, 157-164.
- FÖRSTNER, U. & CALMANO, W.: Bindungsformen von Schwermetallen in Baggerschlämmen. In: Metals in the hydrocycle, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, (1984).
- FRITZ, P. & FONTES, C. (eds.) (1989): Handbook of Environmental Isotope Geochemistry, Vol. 1-4, Elsevier, Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo.
- FRITZ, P., MATTHESS, G., BROWN, R.M. (1976): Deuterium and oxygen-18 as indicators of leachwater movement from a sanitary landfill. In: Interpretation of Environmental Isotope and Hydrochemical Data in Groundwater Hydrology. IAEA Wien. S. 131-142.
- FUNK, W., DAMMANN, V., VONDERHEID, C. & OEHLMANN, G. (1985): Statistische Methoden in der Wasseranalytik. VCH-Verlag, Weinheim.
- FURTAK, H. & LANGGUTH, H.R. (1967): Zur hydrochemischen Kennzeichnung von Grundwässern und Grundwassertypen mittels Kennzahlen. - Intern. Assoc. Hydrogeol. 7: S. 89-96, Hannover.
- GAT, J., GONFIANTINI, R. (eds.) (1981): Stable Isotope Hydrology. Deuterium and Oxygen-18 in the water cycle. Technical reports series 210. IAEA Wien. 337 S.
- GELLERMANN, R., DÖRR, H., KÜHN, K., RIPPER, P., SCHULZE, G., PAUL, M., MÜLLER, B., JORDAN, P., BAYER, R. & OSTER (1996 a): Isotopenuntersuchungen für die Beurteilung von Grundwasserkontaminationen an Standorten von Uranerz-Tailings in Sachsen und Thüringen. Beiträge zur Hydrogeologie 47, S. 83-102, Graz.
- GELLERMANN, R., DÖRR, H. & REICHERT, M. (1996 a): Radionuklide im Sickerwasser der Mischdeponie Freital-Döhlen: Ergebnisse der Erkundung und Standortbewertung. Trischler & Partner.
- GELLERMANN, R., MOLITOR, N., RIPPER, P., NINDEL, K., MÜLLER, B., HEINEKE, J. & STOLZ, W. (1994): ^{234}U , ^{238}U im Grundwasser des Erzgebirgischen Beckens. Beiträge zur Hydrogeologie 45, S.55-68, Graz.
- G.E.O.S. FREIBERG GMBH (1995): Hydrogeologische Systemanalyse für den Bereich des Gewerbegebietes Dresden-Coschütz/Gittersee. - unveröff. Freiberg.
- GEYH, M.A. (1983): Physikalische und chemische Datierungsmethoden in der Quartärforschung. Clausthaler Tektonische Hefte, Nr. 19, Verlag Ellen Pilger, Clausthal-Zellerfeld.
- GEYH, M.A., AYS, G. (1995): Bilanzierung von Grundwasserströmen unter Deponien mit Hilfe von umweltisotopenhydrologischen Analysen im Rahmen hydrogeologischer Untersuchungen. Unveröffentlichter Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben 1460605AO. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung.
- GIRIDHAR, J., LANGMUIR, D. (1991): Determination of E^0 for the $\text{UO}_2^{2+}/\text{U}^{4+}$ couple from measurement of the equilibrium: $\text{UO}_2^{2+} + \text{Cu(s)} + 4\text{H}^+ = \text{U}^{4+} + \text{Cu}^{2+} + 2 \text{H}_2\text{O}$ at 25°C and some geochemical applications. Radiochimica Acta 54. S. 133-138.
- GÖTZE, J.U. (1985): Mineralogisch-geochemische Untersuchungen an Aerosolen (Schwebstäuben). unveröff. Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg.
- GOTTSCHALK, S. (1997): Hydrogeologische Untersuchungen am Uran-Tailing Schneckenstein. – unveröff. Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg.
- HÄHNE, R., ECKART, M., MARSKI, R. & WOLF, J. (1998): Die wasserhaushaltliche Wirkung der Abdeckung und Landschaftsgestaltung von Halden und Absetzanlagen. In: Merkel, B. & Helling, C. (Hrsg.): Uranium Mining and

Hydrogeology. Proceedings of the 2nd International Conference, Freiberg, GeoCongress 4, Vol. 1, Verlag Sven von Loga, Köln, 45-56.

HAUBRICH, F., BAACKE, D & KLUGE, A. (1998): Schwefelisotopensignaturen – ein Instrument zur Differenzierung von anthropogenen und geogenen Einflüssen in der Freiberger Umwelt. – In: Kluge, A. & Beuge, P. (Hrsg.): Geochemische Indikation in den Geowissenschaften - Beiträge jüngerer Geochemiker. Wiss. Mitt. Inst. Geol., Sonderheft 7, TU Bergakademie Freiberg, S. 137-143

HEBERT, D. (1997): Isotopenmethoden in der Hydrogeologie – Physikalische Grundlagen und Anwendungsmethodik. Wiss. Mitt. Inst. Geol., Heft 2, TU Bergakademie Freiberg.

HEBERT, D., JORDAN, H. & KUNZ, A. (1985): Anwenderrichtlinie für den Einsatz von Isotopenmethoden in der Hydrogeologie. – Bergakademie Freiberg.

HEIDINGER, M., BERTLEFF, B., EICHINGER, L., ERTL, S. & VOROPAEV, A. (1994): ¹⁵N-, ¹⁸O- und ¹³C-Untersuchungen zur Klärung von Schadstoffen im Grundwasser des Singener Kiesfeldes. – In: Isotopenphysikalische Methoden und deren Anwendung in aquatischen Systemen, Proceedings Isotopenkolloquium Freiberg 1994, S. 81-90, TU Bergakademie Freiberg.

HELLING, C., JUNGHANS, M., NITZSCHE, O., HEBERT, D. & MERKEL, B. (1997 a): Isotopic composition of groundwaters from mixed uranium mill tailings in Saxony/Germany. - Isotopenpraxis Vol. 33, issue 4, p. 357-366.

HELLING, C. (1999): Hydrogeochemische Untersuchungen an müllüberlagerten Uran-Tailings unter dem Aspekt einer effektiven Langzeitüberwachung. – unveröff. Diss. TU Bergakademie Freiberg.

HELLING, C. & NITZSCHE, O. (1998): Isotopensignatur anthropogen beeinflußter Grundwässer: Fallstudie Uranabsetzanlage Gittersee. - In: Kluge, A. & Beuge, P. (Hrsg.): Geochemische Indikation in den Geowissenschaften - Beiträge jüngerer Geochemiker. Wiss. Mitt. Inst. Geol., Sonderheft 7, TU Bergakademie Freiberg, 126-136.

HELLING, C., NITZSCHE, O., HEBERT, D. & MERKEL, B. (1996): Isotopenhydrogeologische Untersuchungen an einem müllüberlagerten Tailings der Uranerzaufbereitung. - Freiberger Isotopenkolloquium 1996, Proceedings, TU Bergakademie Freiberg, S. 121-130.

HELLING, C., NITZSCHE, O.; HEBERT, D. & MERKEL, B. (1997): Isotopes in groundwater from uranium mill tailings covered by municipal wastes: A case study in Saxony/Germany. Abstracts of 6th International Conference on the Chemistry and Migration Behaviour of Actinides and Fission Products in the Geosphere MIGRATION'97, Sendai, Japan, 2-3.

HELLING, C., NITZSCHE, O., ULLRICH, B. & MERKEL, B. (1998): The influence of municipal waste on uranium mill tailings: A hydrogeochemical study on a mixed tailings site. Mine Water and the Environment, Vol. 17, No. 1, 41-51.

HERCZEG, A. L., LOVE, A. J., ALLEN, G. & FIFIELD, L. K. (1995): Uranium-234/238 and chlorine-36 as tracers of inter-aquifer mixing: Outway basin, South Australia. - in: Isotopes in Water Resources Management, Proceedings of a symposium, Vienna, 20-24 March 1995, Vol. 2, S. 123.

HENSEL D. R. (1990): Less than Obvious - Statistical treatment of data below the detection limit. Environmental Science and Technology, 24, 12.

HOHMUTH, H., HANUS, S. & HELLING, C. (1998): Fluoreszenzspektralphotometrische Bestimmung von Huminsäuren in hochmineralisierten Wässern aus müllüberlagerten Tailings: In Merkel, B. & Helling, C. (Hrsg.): Uranium Mining and Hydrogeology. Proceedings of the 2nd International Conference, Freiberg, GeoCongress 4, Vol. 1, S. Verlag Sven von Loga, Köln, 203-213.

HOLINGER AG (1997): Bergehalde Dresden-Gittersee – Wasserhaushaltsbilanz. Unveröffentl. Bericht, Liestal.

HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie. - Enke-Verlag, Stuttgart.

HOROWITZ A. J., LUM K. R., GARBARINO J.H., HALL G. E., LEMIEUX C. & DEMAS C. R. (1996): Problems associated with using filtration to define dissolved trace elements concentrations in natural water samples. Environ. Sci. Technol., 30, 954-963.

HOUNSLOW, A.W. (1995): Water Quality Data – Analysis and Interpretation. Lewis publishers, Boca Raton.

IAEA (1992): Current practices for the management and confinement of uranium mill tailings. – Technical Report Series, International Atomic Energy Agency, Vienna, 335, 1-139.

IVANOVICH, M., HARMON, R. S. (1992): Uranium series disequilibrium. Applications to Earth, Marine and Environmental Sciences. 2. ed. Clarendon Press, Oxford. 910 S.

JACOB, H., DÖRR, H., KÜHN, K., PAUL, M., DIETZ, M., SCHULZE, G. (1996): Anwendung von Isotopenmethoden zur Untersuchung des Wasserhaushalts und der Grundwasserkontamination an Standorten von Uranerz- Tailings in Sachsen und Thüringen. - In: Merkel, B., Dietrich, P.G., Struckmeier, W. & Löhnert, E.P. (Hrsg.): Grundwasser und Rohstoffgewinnung, GeoCongress 2, S. 226-231, Verlag Sven von Loga, Köln.

JORDAN, H. & WEDER, H.-J. (Hrsg.) (1995): Hydrogeologie: Grundlagen und Methoden; regionale Hydrogeologie: Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Berlin, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen. Enke-Verlag Stuttgart.

JUNGHANS, M. (1998): Hydrogeologische Untersuchungen an der ehemaligen industriellen Absetzanlage Deponie Steinsee in Johanngeorgenstadt, unveröffentlichte Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg.

JUNGHANS, M. & HELLING, C. (1998): Historical mining, uranium tailings and waste disposal at one site: Can it be managed? A hydrogeological analysis. – In: Tailings and Mine Waste '98, Balkema, Rotterdam, 117-126

KEMPSKI, J., KLINGEL, R. & SIEHL, A. (1996): Das geogene Radon-Potential. In: Siehl, A. (Hrsg.): Umweltradioaktivität. - Ernst und Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH, Berlin, S. 179-222.

KIM, J. I. & BUCKAU, G. (1989): The migration behaviour of transuranium elements in Gorleben aquifer system. - Colloid Generation and Retention Process. Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 127, 849.

KIM, J. I. & BUCKAU, G. (1990): Characterization of humic and fulvic acids from Gorleben groundwater. - Fresenius J. Anal. Chem. 338, S 245-252.

KIM, J. I. (1992): Colloid migration in groundwaters: geochemical interactions of radionuclides with natural colloids. - In: Commission of the European Communities, Nuclear Science and Technology. - Communities Research and Development Programme on Radioactive Waste Management and Storage, Annual Progress Report.

KLOTZ, D. (1992): Erfahrungen mit Säulenversuchen zur Bestimmung der Schadstoffmigration. - GSF-Bericht 7/91, Neuherberg.

KOLDITZ, O. (1997): Strömung, Stoff- und Wärmetransport im Kluftgestein. Springer Verlag, Berlin.

KROUSE, H. R., GRINENKO, V. A. (1988): Stable isotopes - natural and anthropogenic sulphur in the environment. SCOPE 34. John Wiley & Sons New York. 440 S.

KUPSCHE, H. (1998): Mobilisierung und Immobilisierung von Uran-DOC-Species in drei unterschiedlichen Halden des Schlema/Alberodaer Reviers. In: Merkel, B. & Helling, C. (Hrsg.): Uranium Mining and Hydrogeology. Proceedings of the 2nd International Conference, Freiberg, GeoCongress 4, Vol. 1, S. Verlag Sven von Loga, Köln, 236-245.

KUTSCHKE, S. (1998): Weiterführende hydrogeologische Untersuchungen an der IAA Schneckenstein. Unveröff. Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg.

LANDESVERMESSUNGSAKT SACHSEN (1991): Bildflug 145/91, Bild-Nr. 392, Aufnahmedatum 6.7.1991, Originalmaßstab ca. 1 : 12.500, Dresden.

LANGMUIR, D. (1978): Uranium solution – mineral equilibria at low temperatures with applications to sedimentary ore deposits. Geochimica et Cosmochimica Acta, 6 (42): 547-569.

LANGMUIR, D. (1997): Aqueous environmental geochemistry. Prentice Hall. 200 S.

LAWA (1984): Grundwasserrichtlinien für Beobachtung und Auswertung, Teil 1 – Grundwasserstand. Essen (Woeste).

LAWA (1994): Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden. – Umwelt-Ministerium, Stuttgart.

MATTHESS, G. (1994): Die Beschaffenheit des Grundwasser. Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 2, Gebrüder Bornträger, Berlin, Stuttgart.

MAY, M. T., McCURDY, M. W. & CLEMENT, E. B. (1997): XRF surveys for three mining waste sites. Tailings and Mine '97, Balkema, Rotterdam

MEINRATH, G. (1998): Speciation of Uranium.- In: Merkel, B. & Helling, C. (Hrsg.): Uranium Mining and Hydrogeology. Proceedings of the 2nd International Conference, Freiberg, GeoCongress 4, Vol. 1, S. Verlag Sven von Loga, Köln, 256-265.

MENDE, A. (1995): Mobilisierung von Radionukliden in einem Tailing durch mit dem Sickerwasser eingetragene Huminkolloide über Komplexbildung und Adsorption. VKTA Rossendorf e.V., unveröff. Bericht.

MENDE, A. (1998): Verhalten von Huminsäuren in Tailings der Uranerzaufbereitung. - In: Merkel, B. & Helling, C. (Hrsg.): Uranium Mining and Hydrogeology. Proceedings of the 2nd International Conference, Freiberg, GeoCongress 4, Vol. 1, S. Verlag Sven von Loga, Köln, 266-276.

MERKEL, B. (1991): Sickerwassergewinnung und Interpretation der Ergebnisse. - In: Gympensteiner Lysimetertagung, S. 1-12.

MERKEL, B. (1995): Hydrogeologische Zustandsüberwachung einer sanierten und verwahrten Misch-Deponie im Hinblick auf das Gefährdungspotential über den Wasserpfad. - In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.): Workshop „Sanierung von Mischaltlasten“, Tagungsband der Veranstaltung am 27.01.1994 in Dresden, Materialien zu Strahlenschutz / Umweltradioaktivität 2/1995, Dresden.

MERKEL, B. (1997): Möglichkeiten und Grenzen der hydrogeochemischen Modellierung. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.): Workshop „Qualitätssicherung bei der Modellierung mit thermodynamischen Datensätzen natürlicher Radionuklide“, Tagungsband der Veranstaltung am 11.11.1996 in Dresden, Materialien zu Strahlenschutz / Umweltradioaktivität, Dresden.

MERKEL, B. & DUDEL, G. (1998): Untersuchungen zur radiologischen Emission des Uran-Tailings Schneckenstein. Unveröff. Forschungsbericht, TU Bergakademie Freiberg und TU Dresden.

MERKEL, B. & HELLING, C. (in Druck): Expositionspfad Wasser - In: Bundesamt für Strahlenschutz & Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (Hrsg.): Leitfaden Uranbergbausanierung.

MERKEL, B. & SPERLING, B. (1998): Hydrogeochemische Stoffsysteme II. DVWK-Schriften H. 117.

MERKEL, B., PETER, H.-J. & VOLKE, P. (1998 a): Investigation of uranium sorption on humic acids. In: Merkel, B. & Helling, C. (Hrsg.): Uranium Mining and Hydrogeology. Proceedings of the 2nd International Conference, Freiberg, GeoCongress 4, Vol. 1, S. Verlag Sven von Loga, Köln, 277-282.

MERKEL, B., PREUßER, R., NAMOUN, T., GOTTSCHALK, S. & KUTSCHKE, S. (1998 b): Natural leaching of uranium from the Schneckenstein uranium mine tailing. In: Merkel, B. & Helling, C. (Hrsg.): Uranium Mining and Hydrogeology. Proceedings of the 2nd International Conference, Freiberg, GeoCongress 4, Vol. 1, S. Verlag Sven von Loga, Köln, 68-76.

MORIN, K. A. (1988): Physical and chemical hydrogeology of uranium tailings in Canada and the USA. Proceedings of the International Groundwater Symposium of the IAH, Canadian National Chapter, Halifax, Nova Scotia, May 1-5, 1988. S. 175-187.

MÜNNICH, K.-O. (1968): Isotopendatierung von Grundwasser. Naturwissenschaften, 55, 158-163.

MÜNZE, R. (1994): Chemische Modellrechnungen der Radioelement- und Schwermetallfreisetzung in den Tailingshalden am Standort Dresden-Coschütz/Gittersee. Unveröff. Bericht, Dresden.

MÜNZE, R. (1997): Chemische Modellrechnungen zum reaktiven Randbereich der Halde A Dresden-Coschütz/Gittersee. Unveröff. Bericht. Königstein.

MÜNZE, R. & ULLRICH, B. (1997): Beschreibung und Bewertung geochemischer Zustände, die eine Verringerung der Niederschlagsfiltration in Halden erfordern. In: Materialien zu Strahlenschutz/Umweltradioaktivität, Radebeul 5, S. VI/71-VI/78.

NEUBERT, W. (1995): Die Aufbereitung der sächsischen Uranerze. – Sächsische Heimatblätter, Dresden 41 (1995) 5, 291-293.

PARKHUST, D.L. (1995): User's Guide To PHREEQC—A Computer Program For Speciation, Reaction-Path, Advection-Transport, And Inverse Geochemical Calculations. U.S.G.S.

PAUL, M. & BRÜCKNER, B. (1998): Exkursionsführer zum Uranbergwerk Ronneburg und zum Aufbereitungsstandort Crossen/Helmsdorf anlässlich der International Conference and Workshop „Uranium Mining and Hydrogeology“ II, Freiberg, 15.-17. September 1998, Wismut GmbH Chemnitz, unveröff.

RANK, D., PAPESCH, W., RAJNER, V. (1995): Environmental isotopes study at a research landfill (Breitenau, Lower Austria). In: Isotopes In Water Resources Management. Proceedings of a symposium, Vienna, IAEA. S. 379-387.

RICHTER, A. (1994): Detailuntersuchungen zur Grundwasserströmung und Grundwasserneubildung im Bereich der Deponie Weißer Weg in Chemnitz. Unveröffentlichte Diplomarbeit. TU Bergakademie Freiberg. 146 S.

RICHTER, A.; EULENBERGER, S.; FISCHER, F.; HEBERT, D.; MERKEL, B. (1994): Isotopenuntersuchungen im Bereich der Deponie „Weißer Weg“ in Chemnitz. - In: Proceedings Isotopenkolloquium Freiberg 1994, TU Bergakademie Freiberg, S. 199-212.

RICHTER, J. (1995): Methodische und regionale Beiträge zur Auswertung von Umweltisotopendaten in der Hydrogeologie. - Beiträge zur Hydrogeologie, Bd. 46, Graz, S. 89-195.

RICHTER, J. & SZYMCZAK, P. (1991) MULTUS – Ein Computerprogramm zur Auswertung iotopenhydsrogeologischer Daten auf der Grundlage gekoppelter konzeptioneller Boxmodelle. TU Bergakademie Freiberg, Lehrstuhl für Hydrogeologie.

RÖSLER, H.J., LANGE, H. (1975): Geochemische Tabellen. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie. Leipzig.

SCHAFFRATH, M. (in Druck): Erarbeitung eines geologisch-hydrogeologischen Modells im Bereich des Schachtes "Willy Agatz" und der Uran-Absetzanlage Dresden-Gittersee. Unveröff. Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg.

SCHAUER, M. (1993): WISMUT-Umweltkataster, Verdachtsfläche Freital (VF 21). WISMUT GmbH, Chemnitz.

SCHAUER, M. (1994): Umweltbewertung Bergehalde Dresden-Gittersee, SB Königstein – Bereich Dresden-Gittersee. WISMUT GmbH, Chemnitz 1994.

SCHRAMKE, J., MURPHY, E.M. & WOOD, B.D. (1996): The use of geochemical mass-balance and mixing models to determine groundwater sources. Appl. Geochemistry, Vol. 11, 523-539

SEELIGER, A. (1998): Untersuchungen zum Wasserhaushalt der IAA Bielatal. Unveröff. Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg.

STEGMANN, R. & SPENDLIN, H.-H. (1987): Vorgänge in kommunalen Abfalldeponien – Grundlagen der chemisch-physikalischen und biochemischen Vorgänge. In: Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Deponie – Ablagerung von Abfällen. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik Berlin.

STEGMANN, R. (1990): Abbau- und Umsetzungsprozesse im Deponiekörper. In: Wiemer, K. (Hrsg.): Abfallwirtschaft 5.

STEGMANN, R. & HEYER, K. U. (1994): Die Trockenreststoffdeponie als Entsorgungsmöglichkeit für mechanisch und biologisch vorbehandelte Restabfälle. - UTA, 3, 143-147.

STOBER, I. (1986): Strömungsverhalten in Festgesteinssaquiferen mit Hilfe von Pump- und Injektionsversuchen. - Geol. Jahrbuch Reihe C, Heft 42, Hannover 1986.

STRAUB, J., MERKEL, B., BAUMANN, T., NIEßNER, R., UDLUFT, P. (1990): Probenahme von leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen (LHKW) aus der gesättigten und ungesättigten Zone. - In: Vom Wasser, 75, 215-228.

STUMM, A. & MERKEL, B. (in Druck): Kriterien für die Nutzung von Analysen. Eingereicht bei: Grundwasser.

TAYLOR & WHEELER (1994): Isotope Geochemistry of Acid Mine Drainage. – In: Alberts, C. N. & Blowes, D. W. (eds): Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation. ACS Symposium Series 550, 481-513.

TONDERA, D., PILOT, J. & VULPIUS, R. (1991): Isotopengeochemische Untersuchungen an Schwefelverbindungen aus verschiedenen Braunkohlefilteraschen des ostdeutschen Raumes. – Proceedings Isotopenkolloquium, TU Bergakademie Freiberg.

TRIMBORN, P. (1995): Ergebnisse der Messung des Deuterium- und Sauerstoff-18-Gehaltes an Niederschlagswässern aus Deutschland. In: Jahresbericht 1994, GSF-Institut für Hydrologie, Neuherberg, S. 114-117.

TRINKWV (1990): Verordnung über Trinkwasser und Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung) vom 5.12.1990. – BGBl. I, S. 2642-2629, Bonn.

ULLRICH, B.; OHLENDORF, F.; ROSSBANDER, W. (1993): Gutachten zur Altlastenerkundung der Halden A und B (Bereich II des Gewerbegebietes Dresden-Coschütz/Gittersee), 2. Untersuchungsetappe. - Baugrund Dresden GmbH, unveröff. Gutachten, BAUGRUND DRESDEN IGmbH.

ULLRICH, B. (1994): Dokumentation der sanierungsbegleitenden Altlastenuntersuchungen der Altablagerung AA9 im Gewerbegebiet Dresden-Coschütz/Gittersee, unveröff. Gutachten, BAUGRUND DRESDEN IGmbH.

ULLRICH, B. & ADOLPHI, P. (1995): Zur stofflichen Charakteristik der Uranerzaufbereitungsabgänge der Industriellen Absetzanlagen in Dresden-Coschütz/Gittersee. – In: Proc. Workshop „Sanierung von Mischaltlasten“, Materialien zu Strahlenschutz/Umweltradioaktivität, 2, Radebeul, S. 109-131.

ULLRICH, B.; OHLENDORF, F.; ROSSBANDER, W. (1994): Das Sanierungskonzept des Großprojektes Dresden-Coschütz/Gittersee - Uranfabrik 95 und Industrielle Absetzanlagen. - In: Proc. 3. Dresdner Grundwasserforschungstage, DGFZ e.V., Dresden, S. 177-196.

ULLRICH, B.; OHLENDORF, F.; ROSSBANDER, W. (1998 a): Umgebungsüberwachung Großprojekt Dresden-Coschütz/Gittersee, jährlich ergänzter Jahresbericht – Datendokumentation. Unveröff. BAUGRUND DRESDEN IGmbH.

ULLRICH, B.; OHLENDORF, F.; ROSSBANDER, W. (1998 b): Ergebnisse der Erkundung des reaktiven Randbereiches der Industriellen Absetzanlage Halde A Dresden-Coschütz/Gittersee. Unveröff. Gutachten, BAUGRUND DRESDEN IGmbH.

ULLRICH, B.; OHLENDORF, F.; ROSSBANDER, W. (in Druck): Entstehung und Erkundung der Altlasten des Uranbergbaus. In: Bundesamt für Strahlenschutz & Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (Hrsg.): Leitfaden Uranbergbausanierung.

US DEPARTEMENT OF ENERGY (1987): Environmental Assessment of Remedial Action at the Ambrosia Lake Uranium Mill Tailings Site. - Albuquerque, New Mexico.

VOLKE, P., MEINRATH, G., HELLING, C., DUDEL, E.G. & MERKEL, B.J. (in Druck): Determination and Interpretation of Environmental Samples Contaminated by Uranium Mining Activities. Subm. to Fresenius. J. Anal. Chem.

WAGENBRETH, O. & STEINER, W. (1989): Geologische Streifzüge: Landschaft und Erdgeschichte zwischen Kap Arkona und Fichtelberg. – Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig.

WHO (1996): Guidelines for drinking-water quality. Vol. 1 and 2, Geneva.

WILKENNING, M. (1990): Radon in the Environment. – Studies in environmental science; 40, Elsevier Science Publishers B. V.

WOLFF, J., ULLRICH, B., FISCHER, T. & MÜLLER, B. (1997): Das Gewerbegebiet Dresden-Coschütz/Gittersee – Beispiel für die Revitalisierung einer Industriebranche. In: VSVI-Zeitschrift, Dresden, S. 35-40.

WOLKERSDORFER, C. (1995): Hydrogeochemische Verhältnisse im Flutungswasser eines Uranbergwerkes - Die Lagerstätte Niderschlema/Alberoda. – unveröff. Diss., TU Clausthal.

ZEH, P. & KIM, J. I. (1993): Untersuchungen zu Übertragbarkeit von Labordaten auf natürliche Verhältnisse am Beispiel von Gorleben-Aquifer-Systemen: Chemische Reaktionen von Aktiniden mit Grundwasser-Kolloiden. - Bericht RCM 00994, TU München, Institut für Radiochemie, Garching.