

**Radioökologische Untersuchungen  
landwirtschaftlich genutzter Auen der Mulde  
zu den Folgen des ehemaligen Uranbergbaus**

von der Naturwissenschaftlichen Fakultät  
der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

zur Erlangung des Grades  
Doktor der Naturwissenschaften  
Dr. rer. nat.  
genehmigte Dissertation

von

**Diplom-Chemiker Stefan Bister**

geboren am 09.03.1978 in Moers

2012

Referent: Prof. Dr. Carla Vogt  
Korreferent: Prof. Dr. Rolf Michel  
Tag der Promotion: 18.12.2012

Es gibt zwei Arten von wissenschaftlichem Fortschritt, methodische Experimente und methodische Kategorisierung zur allmählichen Erweiterung der Wissensgrenzen, sowie den revolutionären Geniestreich mit dem diese Grenzen neu definiert und überschritten werden. Wir stehen in der Schuld der Ersteren, sehnen uns jedoch nach der Letzten.

unbekannt

Wenn wir wüssten, was wir tun, würden wir es ja nicht Forschung nennen.

Albert Einstein

Die Physik erklärt die Geheimnisse der Natur nicht,  
sie führt sie auf tiefer liegende Geheimnisse zurück.

Carl Friedrich von Weizsäcker

## **Kurzzusammenfassung**

Die ehemalige DDR, genauer das Gebiet des westlichen Erzgebirges und dessen Vorland, war zur Zeit des Warschauer Paktes einer der weltgrößten Uranproduzenten und bedeutendster Uranlieferant der damaligen UdSSR. Die ehemaligen sächsischen Uranbergbaugebiete werden von der Zwickauer Mulde entwässert. Die Mulde ist ein linker Nebenfluss der Elbe und liegt im Wesentlichen in Sachsen. Die Quellflüsse Freiburger Mulde und Zwickauer Mulde vereinigen sich bei der kleinen Ortschaft Sermuth zur Vereinigten Mulde, welche bei Dessau in die Elbe mündet.

Im Rahmen dieses Projektes wurde der Einfluss des ehemaligen Uranbergbaus auf die Auen der Mulde sowie die radiologische Bedeutung aufgrund der landwirtschaftlichen Nutzung der Auenböden untersucht. Hierzu wurden insgesamt über 280 Proben der Umweltkompartimente Flusswasser, Oberflächensedimente des Flusses, Auenböden und landwirtschaftlicher Bewuchs beprobt und radiometrisch untersucht. In allem Umweltkompartimenten ist der uranbergbauliche Einfluss weiterhin erkennbar. Der Vergleich mit früheren Untersuchungen zeigt jedoch eine erhebliche Abnahme der Radionuklidbelastung. So können die hier bestimmten Aktivitäten im Wasser und den Sedimenten nicht mehr die Aktivitäten im Boden erklären. Durch die agrarische Nutzung der Auenböden gelangen die Radionuklide auch in die Nahrungskette des Menschen. Die radiologische Bedeutung ist jedoch gering. So liegen die Urangehalte des Flusswassers stets unter dem Grenzwert der novellierten<sup>1</sup> Trinkwasserverordnung. Dosiskalkulationen anhand der Berechnungsgrundlage Bergbau [BGB10] zeigen bei der derzeitigen Nutzung auch unter ungünstigsten Bedingungen keine Überschreitung des Richtwertes von 1 mSv zusätzlicher potentieller Strahlenbelastung im Jahr.

**Schlagnorte:** Uran, Mulde, Uranbergbau, Auen, Auenböden, Sachsen, Wismut

---

<sup>1</sup> Stand 19.10.2011

## Abstract

At the time of the Warsaw Pact, the former German Democratic Republic (GDR) was one of the largest producer of uranium in the world and the most important supplier of uranium for the USSR. The former Saxon uranium mining areas are drained by the Zwickauer Mulde River. The Mulde River is a left side tributary of the Elbe River and mainly situated in Saxony. The frontal flows, Freiburger Mulde River and Zwickauer Mulde River, merge close to the small village of Sermuth to form the Vereinigte Mulde River, which flows into the Elbe River near Dessau.

This research project was established to quantify the long-term effect of the former uranium mining activities on the floodplain ecosystem of the Mulde River. The radiological impact from the agricultural use of the alluvial soils was investigated. More than 280 samples from different environmental compartments (river water, surface sediment from the river, alluvial soils and agricultural crops) were sampled and analysed by radiometric methods. All of the compartments still show an impact from the former uranium mining. However, comparisons with earlier measurements reveal a considerable decrease of the radionuclide contamination. Thus, it is not possible to relate the activities in the soil samples to the activities of the water and sediment samples measured in parallel. Radionuclides originating from the alluvial soils enter the human food chain as a result of the agricultural use of the floodplains. Yet, the radiological effect is small. The uranium contamination of the river water results in activity values lying beyond the threshold of the current<sup>2</sup> German Drinking Water Ordinance. Dose calculations based on the "Berechnungsgrundlage Bergbau" [BGB10] do not exceed the guidance level of 1 mSv additional potential radiation exposure per year for the current agricultural use, even assuming most disadvantageous conditions.

**Keywords:** uranium, Mulde River, uranium mining, floodplains, alluvial soil, Saxony, Wismut

---

<sup>2</sup> Edition 19.10.2011

# 1. Inhaltsverzeichnis

<b>1. Inhaltsverzeichnis .....</b>	<b>6</b>
<b>2. Einleitung .....</b>	<b>9</b>
2.1. Einordnung der Arbeit .....	10
<b>3. Untersuchungsgebiet .....</b>	<b>12</b>
3.1. Erzgebirge .....	12
3.2. Bergbau .....	14
3.3. Wismut .....	19
3.4. Sanierung .....	24
3.5. Das Muldesystem .....	29
3.6. Testflächen .....	35
<b>4. Grundlagen .....</b>	<b>38</b>
4.1. Radioökologie .....	38
4.2. Pechblende .....	38
4.3. Die betrachteten Radioelemente .....	42
4.4. Transportprozesse und Ungleichgewichte .....	54
4.5. Uran in Düngemitteln .....	55
4.6. Angewandte Methoden .....	58
<b>5. Flusswasser .....</b>	<b>59</b>
5.1. Einleitung .....	59
5.2. Proben und Probenahme .....	59
5.3. Methoden und Ergebnisse .....	63
5.4. Auswertung .....	66
<b>6. Sedimente .....</b>	<b>75</b>
6.1. Einleitung .....	75
6.2. Proben und Probenahme .....	75
6.3. Methoden und Ergebnisse .....	78
6.4. Auswertung .....	79
<b>7. Auenböden .....</b>	<b>90</b>
7.1. Einleitung .....	90
7.2. Proben und Probenahme .....	92
7.3. Methoden und Ergebnisse .....	98
7.4. Auswertung .....	99

---

<b>8. Bewuchs .....</b>	<b>118</b>
8.1. Einleitung .....	118
8.2. Proben und Probenahme .....	118
8.3. Methoden und Ergebnisse .....	124
8.4. Ergebnisse .....	130
8.5. Auswertung .....	132
<b>9. Vergleich der Umweltkompartimente.....</b>	<b>142</b>
9.1. Einleitung .....	142
9.2. Wasser – Sediment .....	146
9.3. Sediment – Boden .....	151
9.4. Boden – Bewuchs .....	156
<b>10. Radiologische Bewertung .....</b>	<b>169</b>
10.1. Einleitung .....	169
10.2. Allgemeine radiologische Beurteilung .....	171
10.3. Dosismodellierung .....	174
10.4. Dosismodellierung Bewuchs .....	183
<b>11. Zusammenfassung.....</b>	<b>186</b>
<b>12. Danksagungen .....</b>	<b>188</b>
<b>13. Anhang.....</b>	<b>189</b>
13.1. Abbildungen.....	189
13.2. Tabellarische Aufstellungen .....	191
13.3. Labor- und Messvorschriften .....	225
13.4. Flusskilometrierung der Mulde.....	249
13.5. Uran in Düngemitteln .....	252
<b>14. Abbildungsverzeichnis.....</b>	<b>266</b>
<b>15. Tabellenverzeichnis.....</b>	<b>270</b>
<b>16. Literaturverzeichnis .....</b>	<b>272</b>



## 2. Einleitung

Die ehemalige DDR, genauer das Gebiet des westlichen Erzgebirges und dessen Vorland, war zur Zeit des Warschauer Paktes einer der weltgrößten Uranproduzenten und bedeutendster Uranlieferant der damaligen UdSSR. Die ehemaligen sächsischen Uranbergbaugebiete werden von der Zwickauer Mulde entwässert. Die Mulde ist ein linker Nebenfluss der Elbe und liegt im Wesentlichen in Sachsen. Die Quellflüsse Freiburger Mulde und Zwickauer Mulde vereinigen sich bei der kleinen Ortschaft Sermuth zur Vereinigten Mulde, welche bei Dessau in die Elbe mündet.

Im Rahmen dieses Projektes wurde der Einfluss des ehemaligen sächsischen Uranbergbaus auf die Auen der Mulde sowie die radiologische Bedeutung durch die landwirtschaftliche Nutzung der Auenböden untersucht. Hierzu wurden 26 Flusswasserproben, 40 Proben der Oberflächensedimente des Flusses, 191 Bodenproben, davon 59 flächen- und 132 tiefenorientierte Proben, sowie 31 Bewuchsproben landwirtschaftlich genutzter Flächen untersucht. Insgesamt sind dies 288 Einzelproben. Neben Proben der Auen der Zwickauer und Vereinigten Mulde wurden auch zahlreiche Vergleichs- und Sonderproben genommen, insbesondere aus dem uranbergbauliche unbelasteten Muldegebieten und dem Raum Hannover. Anhand der untersuchten Proben wurde die aktuelle Radionuklidbelastung der Mulde und ihrer Auenböden bestimmt. Auf Basis der gewonnen Daten wurde anschließend mittels der Berechnungsgrundlage Bergbau [BGB10] die potentielle Strahlenexposition des Menschen durch die agrarische Nutzung der Auenböden kalkuliert. Die gewonnen Messdaten wurden weiterhin mit früheren Messreihen verglichen um die zeitliche Entwicklung zu verfolgen. Ebenso wurden die Daten genutzt, um ein besseres Verständnis der Radionuklid-einträge vom Fluss in die Auenböden und den weiteren Transfer über den Bewuchs in die Nahrungskette des Menschen zu gewinnen.

## 2.1. Einordnung der Arbeit

Das im Rahmen der vorliegenden Dissertation behandelte Projekt ist äußerst umfangreich und beinhaltet die Ergebnisse mehrere wissenschaftlicher Arbeiten. Die Bearbeitung des Projektes erfolgte im Rahmen des Forschungsprojektes „Transport und Verfügbarkeit von Uran und langlebigen Zerfallsprodukten in Auenböden der Mulde“ [Rie12], welches ein Arbeitspaket des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Verbundprojektes „Strahlung und Umwelt: Radionuklide in der Umwelt, ihr Transport in Nahrungsketten zum und im Menschen“ des Kompetenzverbundes Strahlenforschung ist. Weiterhin erwuchs eine enge Kooperation mit der Ingenieurgesellschaft FUGRO-HGN GmbH und dem Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)<sup>3</sup> aus dem vom LfULG in Auftrag gegebenen Untersuchungsprogramm „Ermittlung und Bewertung von radiologisch relevanten Sedimentablagerungen in den landwirtschaftlich genutzten Auengebieten der Zwickauer und Vereinigten Mulde“ [HGN09]. So wurde seitens des Institutes für Radioökologie und Strahlenschutz (IRS)<sup>4</sup> eine eingehende Literaturrecherche zu Vorarbeiten und wissenschaftlichen Stand durchgeführt, während seitens HGN auf Grundlage der vom LfULG zur Verfügung gestellten Daten eine Auswahl geeigneter Testflächen erarbeitet wurde. Die Auswahlkriterien der Testflächen sind im Kapitel Untersuchungsgebiet, Testflächen (S. 35) dargelegt. Darüber hinaus wurde die Probenahme der Bodenproben beider Projekte parallel und gemeinsam von IRS und HGN durchgeführt. Das LfULG sorgte im Gegenzug für die Betretungserlaubnis für die Probenahme aller Umweltkompartimente.

Im Rahmen dieses Projektes wurden acht Diplom- und Masterarbeiten erstellt, deren Ergebnisse auch in die Gesamtbetrachtung dieser Arbeit einbezogen sind:

- Jonny H. Birkhan, Diplomarbeit, März 2009 [Bir09]  
 $\gamma$ -Spektrometrie an Bodenproben von als Grünland genutzten Auenflächen der Zwickauer und Vereinigten Mulde
- Torben Lüllau, Diplomarbeit, April 2009 [Lül09]  
 Gammasppektrometrische Untersuchungen von anthropogen beeinflussten Umweltproben
- Florian Koenn, Diplomarbeit (FH), Juli 2009 [Koe09]  
 $\alpha$ -spektrometrische Untersuchungen von Wasserproben aus der Zwickauer Mulde
- Maruta Bunka, Masterarbeit, September 2009 [Bun09]  
 Radiochemische Untersuchungen natürlicher Radionuklide in Umweltproben
- Alexander Solle, Diplomarbeit, Januar 2010 [Sol10]  
 $\gamma$ -Spektrometrie an Bodenproben von als Ackerland genutzten Auenflächen der Vereinigten Mulde
- Christian Stieghorst, Diplomarbeit, Januar 2010 [Sti10]  
 Gammasppektrometrische Untersuchungen von Uran und seinen langlebigen Zerfallsprodukten an landwirtschaftlich genutzten Auenböden entlang der Zwickauer Mulde und Vereinigten Mulde

<sup>3</sup> Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) bis 01.08.2008

<sup>4</sup> damals noch ZSR – Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie

- 
- Malte Görlich, Diplomarbeit, November 2010 [Gör10]  
Die  $\gamma$ -spektrometrische Untersuchung des Bewuchses von Auenböden entlang der Zwickauer Mulde und Vereinigten Mulde
  - Christian Röbbeln, Diplomarbeit, November 2010 [Röb10]  
Probabilistische Modellierung der Strahlenexposition durch Radionuklide

Eine strikte Abgrenzung der einzelnen Arbeiten ist aufgrund vieler gemeinschaftlicher Arbeiten und gegenseitiger Zuarbeit nicht möglich. Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist neben der Darstellung neuer, eigener Untersuchungen ein zusammenfassender, einheitlicher Überblick aller Ergebnisse und dessen Interpretation. Die Verwendung der Ergebnisse der zitierten Arbeiten ist bei der Betrachtung des jeweiligen Umweltkompartiments deutlich kenntlich gemacht. Insgesamt sind diese Arbeiten Teil des Projektes und werden daher auch als Teil dieser Arbeit gesehen. Entsprechend wird teilweise auch auf Ausführungen dieser Arbeiten verwiesen.

Nach einleitenden Betrachtungen mit Vorstellung des Untersuchungsgebietes und einiger Grundlagen werden die Ergebnisse der einzelnen Umweltkompartimente zunächst separat diskutiert und anschließend einer ausführlichen zusammenfassenden Betrachtung unterzogen. Die betrachteten Radioelemente und ihr chemisches Verhalten werden zuvor bei den Grundlagen dargestellt. Ein Vergleich mit vorhergehenden Messungen erfolgt bei Betrachtung des jeweiligen Umweltkompartiments.

## 3. Untersuchungsgebiet

Die Region um das Erzgebirge war aufgrund des namensgebenden Erzreichtums vom Hochmittelalter (1168) bis 1990 eines der bedeutendsten Bergbauregionen Mitteleuropas. Während im Mittelalter der Silberbergbau die Bezeichnung als „Schatzkammer des Heiligen römischen Reiches deutscher Nation“ begründete, war nach dem Zweiten Weltkrieg der Uranbergbau maßgeblich. Noch bis 1990 war die damalige DDR einer der größten Uranproduzenten weltweit. Lange galt sie nach den USA und Kanada als drittgrößter Uranproduzent weltweit [Kah92]. Nach neueren Erkenntnissen auf Grund aktualisierter Daten für die damalige UdSSR war die DDR nach der UdSSR der viertgrößte Uranproduzent weltweit [Wis12].

### 3.1. Erzgebirge

Das Erzgebirge ist ein zentraleuropäisches Mittelgebirge und bildet die natürliche Grenze zwischen Sachsen und Böhmen. Heute verläuft knapp nördlich der Kammlinie die Staatsgrenze zwischen Deutschland und Tschechien. Die höchsten Erhebungen sind der Keilberg (tschechisch: Klinovec) (1244 m) auf tschechischer Seite und der Fichtelberg (1214 m) auf sächsischer Seite, die beide zum selben Massiv gehören. Das Erzgebirge ist Teil der Mittelgebirgsschwelle, welche die Grenze zum Norddeutschen Tiefland bildet. Es wurde als variskisches Gebirge in Folge der Bildung des Superkontinentes Pangäa in den Erdzeitaltern des Devon<sup>5</sup> und Karbon<sup>6</sup> gebildet. Die Heraushebung erfolgte im Zeitraum von 335 bis 315 Millionen Jahren [Hen11]. Das Erzgebirge erstreckt sich mit einer durchschnittlichen Breite von 40 km vom Elstergebirge im sächsischen Vogtland etwa 150 km in nordöstliche Richtung bis zum Elbsandsteingebirge. Es gliedert sich, begrenzt durch die Flüsse Schwarzwasser und Flöha, in West-, Mittel- und Osterzgebirge. Die Kammlagen sind charakterisiert durch Hochflächen und Einzelberge. Südlich des Erzgebirges liegen das Falkenauer Becken und das Nordböhmisches Becken, dessen Ausläufer das Böhmisches Mittelgebirge vom Erzgebirge trennen. Während das Erzgebirge im Süden eine steile Abbruchkante, den sogenannten Erzgebirgsabbruch, aufweist, fällt es im Norden sehr flach ab [Hen11] und die Landschaft geht allmählich in das Sächsische Lösshügelland und das Sächsische Elbland über, wobei landschaftsräumliche und kulturräumliche Grenzen teilweise voneinander abweichen. Die landschaftliche Übergangszone von West- und Mittelzgebirge bezeichnet man als Erzgebirgsbecken, jene nördlich des Osterzgebirges als Erzgebirgsvorland. Wie der Name andeutet, ist das Erzgebirge reich an Erzen und Mineralien. In der Tat etablierte sich die Bezeichnung erst als Folge der bergbaulichen Bedeutung. So wurden z.B. Erze der Metalle Silber, Zinn, Uran, Cobalt, Nickel, Blei, Zink, Arsen<sup>7</sup>, Bismut und Wolfram abgebaut. Beispiele für wichtige Minerale sind Kaolin(it)<sup>8</sup>, Baryt (Schwerspat), Fluorit (Flussspat), Granat und Quarze, wie Bergkristall und Amethyst. Insbesondere der Silberbergbau (im Mittelalter) und der Uranbergbau (1945 bis 1991) haben die Region geprägt.

<sup>5</sup> Erdgeschichtliche Phase (Periode) im Erdaltertum, von 410 bis 355 Ma [Pre95]

<sup>6</sup> Erdgeschichtliche Phase (Periode) im Erdaltertum, von 355 bis 290 Ma [Pre95]

<sup>7</sup> Arsen ist ein Halbmetall. Es wird hier vereinfacht den Metallen bzw. Schwermetallen zugeordnet.

<sup>8</sup> Kaolinit ist ein Mineral (Aluminiumschichtsilikat,  $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ ) und Kaolin das aus diesem hervorgegangene Verwitterungsgestein (Tongestein) [MiAt12].

Abb. 3.1 gibt einen Überblick über das Erzgebirge. Die grünen Pfeile zeigen die Blickrichtung der Abb. 3.2 und Abb. 3.3. Beide wurden am Grenzübergang der Freiburger Mulde bei Rechenberg-Bienenmühle aufgenommen. Abb. 3.2 zeigt den Blick zur 806 m hohen Steinkuppe und Abb. 3.3 den Blick durch das Hochtal der Freiburger Mulde zum Erzgebirgskamm.

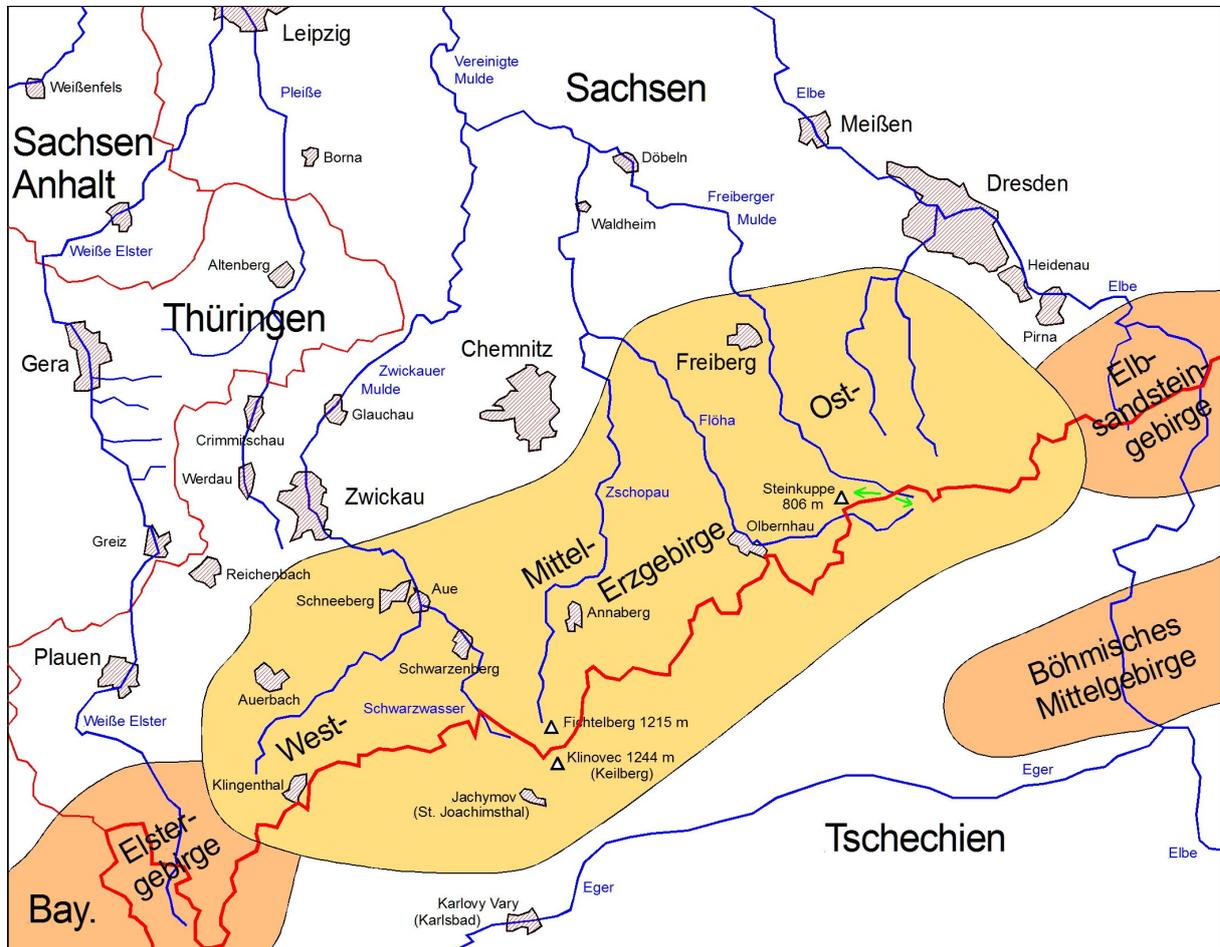


Abb. 3.1: Erzgebirge



Abb. 3.2: Steinkuppe, 806 m



Abb. 3.3: Hochtal der Freiburger Mulde in Tschechien

### 3.2. Bergbau

Die folgende Darstellung des erzgebirgischen Bergbaus basiert maßgeblich auf den Literaturstellen [Hen11], [TUF12] und [Wes12].

Der Erzgebirgsraum war als Siedlungsraum aufgrund des rauen Klimas wenig attraktiv bis der Bergbau die wirtschaftlichen Voraussetzungen schaffte. Als Beginn des Bergbaus im Erzgebirge gilt das „Erste Berggeschrey“, welches sich nach Silberfunden im Jahre 1168 erhob. Unter Berggeschrey versteht man eine schnelle Verbreitung der Nachricht von reichen Erzvorkommen, die zur raschen Entwicklung des Bergbaureviers führt, ähnlich dem „Goldrausch“. Handelsleute aus Goslar, einem damals bereits entwickelten Bergbaurevier<sup>9</sup> im Harz, wurden in der Gemarkung Christiansdorf (heutige Altstadt von Freiberg) in Sachsen auf „glänzende“ Steine in ihren Wagenspuren aufmerksam. Es handelte sich um Erze mit sehr hohem Silberanteil. Daraufhin zogen viele Bergleute von Goslar ins Erzgebirge. Zeitnah wurden am Südfuß in Böhmen reiche Zinnerzvorkommen gefunden. Bereits vor dem „Ersten Berggeschrey“ wurde in sehr geringem Umfang Metalle, insbesondere Zinn, gefördert. Diese bergbaulichen Tätigkeiten beschränkten sich jedoch auf das Aufsammeln von Erzen und den Abbau sehr oberflächennaher Erze durch Bauern und Waldläufer. Neben Silber wurde Zinn und in geringem Maße Eisen wirtschaftlich genutzt. Durch die Besiedlung wurden auch andere Erzvorkommen, insbesondere Zinn, entdeckt und eine Reihe neuer Bergwerke gegründet, wie in Ehrenfriedersdorf (1293), Graupen, Seiffen, Eibenstock, Geyer und Altenberg. Durch das hochwertige Zinn aus dem Erzgebirge konnte 1241 das britische Zinnmonopol gebrochen werden, was jedoch einen Preissturz verursachte, der die eigene Gewinnung vor wirtschaftliche Probleme stellte. Wenngleich der Bergbau in großen Gebieten des Erzgebirges an Bedeutung gewann, und auch der Zinnbergbau wichtig war, ist diese erste Blütezeit des erzgebirgischen Bergbaus eng mit dem Silberbergbau und dem Aufstieg der Stadt Freiberg verknüpft. Die Bergstadt Freiberg wurde 1186 gegründet und entwickelte sich zur einer der größten und reichsten Städte des Reiches<sup>10</sup>. Seit 1300 war Freiberg für lange Zeit die größte Stadt Sachsens mit intensiven Handelsbeziehungen zu den italienischen Handelszentren Venedig, Mailand und Florenz. Der rasante Zustrom der Bevölkerung in die Bergbaugebiete erklärt sich auch durch die sozialen Verhältnisse. Der Bergbau stellte für die landlose Landbevölkerung praktisch die einzige Möglichkeit des sozialen Aufstiegs dar. Das Handwerk wurde in den Städten durch Zünfte kontrolliert, so dass die neuen Bergstädte vielen Handwerker eine eigenständige Existenz ermöglichten. Die erste Blütezeit endete etwa Anfang des 14. Jahrhunderts aufgrund immer geringerer Silberausbeuten und schwierigerer Abbaubedingungen.

Im Jahre 1470 erhob sich nach der Entdeckung ergiebiger Silbervorkommen in den oberen Regionen des Erzgebirges das Zweite oder Große Berggeschrey. Aufgrund des niedergehenden Bergbaus dehnte sich die Erzsuche im Laufe der Zeit bis in die Kammlagen des Erzgebirges aus und führten zu Funden neuer ergiebiger Silbererzvorkommen. Es setzte eine erneute, große, bis dahin nicht da gewesene Besiedlungswelle ein. Die rege Bergbautätigkeit und der damit verbundene Zuzug von Menschen dehnten sich auf das gesamte Erzgebirge aus. Innerhalb kurzer Zeit entstanden im gesamten Erzgebirge neue, planmäßig errichtete Bergbaustädte in der Nähe neu entdeckter Vorkommen. Im Jahre 1470 wurde am Schneeberg ein großes Silbervorkommen gefunden. Schneeberg bildete den Ausgangspunkt für den Silberbergbau im Westerzgebirge. 1477 sollen bereits 232 Gruben in Betrieb gewesen sein [MiAt12]. Auf dasselbe Jahr datiert auch der Fund der größten zusammenhängenden

<sup>9</sup> Bergwerk am Rammelsberg; erstmals 968 urkundlich erwähnt

<sup>10</sup> Heiliges Römisches Reich deutscher Nation

Silbererzmasse, die je in Europa gefunden wurde. Der Silberblock wurde vor dem Abbau freigelegt und Herzog Albert von Sachsen nahm mit einigen Gefolgsleuten an dieser wertvollen Tafel ein Mahl ein [Kug01]. Die Szene ist in Abb. 3.4 dargestellt. Schneeberg erhielt 1481 Stadtrechte mit dem Privilegium einer freien Bergstadt und war eine der reichsten Städte des Reiches. Dieser Reichtum spiegelt sich im Bau der St.-Wolfgangs-Kirche wider, die noch heute das Stadtbild dominiert. Abb. 3.5 zeigt den Blick von Bad Schlema nach Schneeberg mit der St.-Wolfgangs-Kirche.



Abb. 3.4: Herzog Albert speist an der Schneeberger Silbertafel<sup>11</sup> [Sch12]



Abb. 3.5: Blick auf Schneeberg mit St.-Wolfgangs-Kirche

1491 wurde ein reiches Silbervorkommen am Hang des Schreckensberges entdeckt. 1496 wurde die Bergsiedlung Neustadt am Schreckensberg gegründet und erhielt schon 1497 Stadtrechte. 1501 erhielt sie den Namen St. Annaberg. Die Einwohnerzahl wuchs in nur 40 Jahren auf 12.000 an, was für damalige Verhältnisse eine Großstadt war. Mitte des 16. Jahrhunderts war St. Annaberg nach Freiberg die zweitgrößte Stadt Sachsens. Weitere Bergstädte sind Buchholz (heute Annaberg-Buchholz), Marienberg (1520), Scheibenberg (1522), Oberwiesenthal (1527) und Sankt Joachimsthal (Jachymov) auf böhmischer Seite. Berühmt wurde der hier geprägten „Joachimstaler“, auf den sich die Bezeichnung „Taler“ und davon abgeleitet „Dollar“ zurückführen lässt.

Diese zweite Blütezeit des erzgebirgischen Bergbaus hängt eng mit Entwicklungen des Wirtschafts- und Bankenwesens zusammen. Zuvor „private Erbstollen“ entwickelten sich zu (staatlichen oder privaten) „Großunternehmen“, so dass in sehr viel größerem Umfang Kapital in den Bergbau investiert werden konnte. Hierdurch erst wurde die Schaffung der notwendigen Infrastruktur möglich, die den Abbau unter schwierigeren Bedingungen und immer größerer Tiefe überhaupt erst ermöglichte, wie z.B. der berühmte Markus-Semmler-Stolln<sup>12</sup> zur Grubenentwässerung. Abb. 3.6 zeigt ein Bild des Stollens; das Grubenwasser fließt unter den als Fußboden genutzten Metallplatten ab. Abb. 3.7 zeigt Mineralausblühungen<sup>13</sup> auf dem erzeichen Gestein.

<sup>11</sup> Ausschnitt einer Lithographie von W. Ulrich nach einer Zeichnung von Ludwig Richter

<sup>12</sup> auch Marx-Semler-Stolln, entwässert das Grubengebiet Schneeberg und Oberschlema; ist mit 220 km das längste und das am längsten in ununterbrochenem Betrieb stehende Grubengebäude in Deutschland

<sup>13</sup> auskristallisierte Salze, die durch Sickerwasser aus dem Erz ausgewaschen wurden

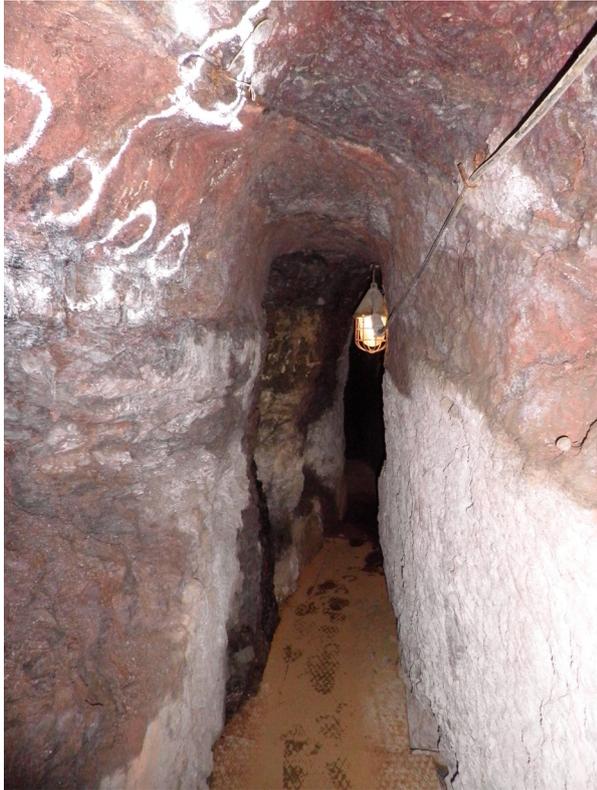


Abb. 3.6: Markus-Semmler-Stolln



Abb. 3.7: Mineralausblühungen

Etwa Mitte des 16. Jahrhunderts war der Zenit der zweiten Blütezeit des Silberbergbaus im Erzgebirge überschritten. Die Ausbeuten wurden geringer, gleichzeitig verursachte die immer größeren Tiefen immer größeren Aufwand und Kosten. Der Niedergang wurde durch den 1618 beginnenden Dreißigjährigen Krieg<sup>14</sup> beschleunigt und führte zu einem starken Rückgang Bergbaus und zur Aufgabe zahlreicher Bergwerke. Nach dem Krieg führten regionale Funde wie bei Johanngeorgenstadt immer wieder zum Aufleben des Silberbergbaus. Die Funde konnten den Reichtum der zweiten Blütezeit aber nie mehr erreichen und nach der Einführung der Goldmark 1873 im Deutschen Reich wurde der Silberbergbau weitgehend bedeutungslos. Der letzte ungewöhnliche Silberfund erfolgte 1991 durch die Wismut bei Pöhla.

Mit dem Rückgang des Silberbergbaus rückten zunehmend andere Erze ins Zentrum des Interesses. Neben Silber, Zinn und Eisen wurden nun auch andere Erze und Minerale wirtschaftlich genutzt. Im Westerzgebirge sorgten Cobalt, Nickel und Bismut für ein Wiedererblühen des Bergbaus. Insbesondere Cobalterze gewannen mit der Entdeckung der Herstellung von Cobaltblau früh an Bedeutung. Bereits 1622 lieferten die Schneeberger Gruben für etwa 39.000 Gulden Cobalterze, aber nur noch für etwa 450 Gulden Silbererze. Cobaltblau diente als Farbstoff der Herstellung von blauem Glas (Cobaltglas) und in der Keramikindustrie. Chemisch ist Cobaltblau ein Cobalt-Aluminium-Spinell ( $\text{CoAl}_2\text{O}_4$ ). Mit der Zeit entstand eine Reihe von Blaufarbenwerken im sächsischen Erzgebirgsraum. Das Produktionsgeheimnis konnte für lange Zeit gewahrt werden, so dass die sächsischen Blaufarbenwerke für rund 100 Jahre praktisch<sup>15</sup> das Weltmonopol innehalten konnten. Die

<sup>14</sup> viele Bergwerke wurden im Krieg zerstört

<sup>15</sup> Cobaltblau ist in China seit dem 7. Jahrhundert bekannt und wurde zuvor schon in Persien genutzt. Die Reindarstellung gelang dem Wiener Chemiker Josef Leithner 1795 in der Wiener Porzellanmanufaktur. Die industrielle Darstellung des Reinstoffs gelang 1799 dem Pariser Professor Louis Jacques Thénard, weshalb die Verbindung auch als Thénard's Blau bezeichnet wird.

Eisenhütten und der vorhandene Zinnbergbau führten dazu, dass, nachdem die Weißblechherstellung um 1540 von Oberfranken ins Erzgebirge übertragen wurde, diese starke Verbreitung fand. So besaß die erzgebirgische Weißblechproduktion im 17. Jahrhundert europäischen Rang und fast ein Monopol im internationalen Handel. Ab Anfang des 19. Jahrhunderts erfolgte der gezielte Abbau von Uranerzen zur Herstellung von Farbstoffen für die Glas- und Keramikindustrie. Die Abb. 3.8 zeigt annagrüne Uranglasprodukte, einen Becher mit rot-oranger Uranglasur, sowie das Uranmineral Uranocircit (grün, mittig unten). Die Objekte der unteren Bildhälfte fluoreszieren unter der Beleuchtung mit Schwarzlicht. Das Mineral oben rechts ist Fluorit (Flussspat,  $\text{CaF}_2$ ) mit Schwerspat ( $\text{BaSO}_4$ ). Unten das rote fluoreszierende Mineral ist Aragonit, eine Calciumcarbonatmodifikation ( $\text{CaCO}_3$ ) und daneben blau fluoreszierend Fluorit ( $\text{CaF}_2$ ) mit Siderit ( $\text{FeCO}_3$ ) und Zinkblende ( $\text{ZnS}$ ). In St. Joachimsthal erfolgte der erste gezielte Uranbergbau. Auch in Johanngeorgenstadt wurde gezielt Uranerz gefördert. Das Erzgebirge war reich an Uranerzen, welches sich durch ungewöhnlich hohe Urangelhalte auszeichnete. Bis zur Entdeckung und Deutung der Kernspaltung 1938 durch Otto Hahn, Lise Meitner, Fritz Straßmann und Otto Frisch besaß das Erzgebirge praktisch ein Uranmonopol, nicht zuletzt aufgrund der geringen wirtschaftlichen Bedeutung. Praktisch die gesamte Forschung der Radioaktivität basierte auf Uranerzen aus dem Erzgebirge. Besonders bekannt ist die Lieferung von etwa 50 Tonnen Uranerz aus St. Joachimsthal an das Ehepaar Curie, welche Grundlage der Entdeckung von Radium und Polonium waren.



Abb. 3.8: Uranglas, Keramik mit Uranglasur und ein Uranmineral (unten links, grün), unten unter Schwarzlicht fluoreszierend

Weiterhin wurden die Erze der Metalle Arsen, Blei, Zink, Kupfer, Wolfram und Molybdän gefördert. Neben Erzen wurde auch Kaolin für die Porzellanherstellung in Meißen gefördert. Die Weißerdenzeche St. Andreas in Aue wurde 1711 alleiniger Lieferant von Kaolin für die Porzellanmanufaktur in Meißen. Der Kaolin der Zeche hatte sich in den Versuchen zur Porzellanherstellung als am besten geeignet erwiesen. Mit der Entdeckung des europäischen Porzellans 1708 durch Johann Friedrich Böttger gewann der Kaolinabbau dann massiv an Bedeutung. Aufgrund sinkender Ausbeuten und schwieriger Bergbaubedingungen, wie der zunehmenden Tiefe, aber auch durch neue erschlossene Rohstoffmärkte verlor der erzgebirgische Bergbau dennoch zunehmend an Bedeutung bis er Ende des 19. Jahrhunderts weitgehend zum Erliegen kam. Während des Ersten und Zweiten Weltkrieges wurde der Bergbau im Erzgebirge zur Rohstoffgewinnung nochmals angekurbelt. Während des Zweiten Weltkrieges wurde sogar erneut Silber gefördert.

Die Zeit nach dem Zweiten Weltkrieg ist aufgrund der Entwicklung von Kernwaffen und der damit verbundenen strategischen Bedeutung des Urans durch sehr intensiven Uranbergbau charakterisiert. Der Bergbau im Erzgebirge erfährt seine „Dritten Blütezeit“<sup>16</sup>. Auf deutscher Seite des Erzgebirges erfolgte der Uranbergbau durch die Wismut (siehe unten) unter sowjetischer Hegemonie. Neben Uran wurden auch Zinn-, Zink- und Bleierze abgebaut, teilweise als Nebenprodukte und teilweise gezielt. Insbesondere Zinn musste in der DDR trotz steigender Unrentabilität aus wirtschaftspolitischen Gründen gezielt gefördert werden, unter anderem in den Zinnbergwerken Ehrenfriedersdorf und Altenberg. Nach der deutschen Wiedervereinigung wurde der Uranbergbau aus politischen wie wirtschaftlichen Gründen eingestellt, wenngleich im Zuge der Sanierungsmassnahmen bis heute geringe Mengen Uran produziert werden<sup>17</sup>. Auch der unrentable Zinnerzabbau wurde eingestellt<sup>18</sup>.

Damit ist der erzgebirgische Bergbau ab 1991 praktisch vollkommen zum Erliegen gekommen. Allerdings sind durch die umfangreichen Erkundungs- und Erschließungsarbeiten der Wismut heute zahlreiche Lagerstätten verschiedener Rohstoffe bekannt, von denen auszugehen ist, dass sie zukünftig von wirtschaftlichem Interesse sein werden. So gelten die 1980 bei dem westerzgebirgischen Pöhla aufgefunden, reichen Zinnerzlagerstätten heute als die größten Zinnkammern Europas. Seit Oktober 2010 wird im Erzgebirge Flussspat (Calciumfluorid,  $\text{CaF}_2$ , Grundstoff der Fluorchemie) und Schwerspat (Bariumsulfat,  $\text{BaSO}_4$ , Verwendung z.B. in der Tiefbohrtechnik und Betonindustrie) durch die „Erzgebirgische Fluss- und Schwerspatwerke GmbH“ bei Oberwiesenthal am Fichtelberg abgebaut.

---

<sup>16</sup> Die Formulierung ist aufgrund der negativen Auswirkungen auf die Region umstritten.

<sup>17</sup> aus der Aufbereitung von Laugungswässern der Grube Königstein

<sup>18</sup> Ehrenfriedersdorf 1990 und Altenberg 1991

### 3.3. Wismut

Die Wismut war das Uranbergbau-Unternehmen in der damaligen DDR und lange Zeit der größte uraniumproduzierende Betrieb der Welt. Das Unternehmen wurde 1947 von der sowjetischen Besatzungsmacht zur Uranförderung für sowjetische Nuklearwaffen als Reparationsleistung gegründet. Die folgende Darstellung des Unternehmens basiert im Wesentlichen auf den Literaturquellen [Wis11], [Was12], [Kah92], [Mag98] und [Bel92].

Der ausgehende zweite Weltkrieg war bereits durch den beginnenden Ost-West-Konflikt<sup>19</sup> gekennzeichnet. Die damalige Sowjetunion (UdSSR) hatte daher ein dringendes Interesse an Uran um ihr 1943 eingeleitetes Programm zur Entwicklung von Kernwaffen voranzutreiben. Daher wurden praktisch mit dem Einmarsch der Sowjetarmee unverzüglich Erkundungsarbeiten aufgenommen. Zur Organisation und Durchführung der Urangewinnung wurde im Juni 1947<sup>20</sup> die Wismut als Sowjetische Staatliche Aktiengesellschaft der Buntmetallindustrie Wismut in Moskau gegründet. Die korrekte Kurzform lautet Wismut AG oder AG Wismut [Was12]. Insbesondere aufgrund der Geheimhaltung waren jedoch zu Beginn mehrere Firmenbezeichnungen in Gebrauch von denen sich SAG Wismut durchsetzte, die auch in der Chronik der Wismut Verwendung findet. Zur Deckung von Reparationsansprüchen der UdSSR wurde in der sowjetisch besetzten Zone (SBZ) Deutschlands nach Ende des Zweiten Weltkriegs eine Reihe von SAG-Betriebe [Sowjetische (Staatliche) Aktiengesellschaften] gegründet. Hierzu gehörten zuvor enteignete wie auch neu aufgebaute Großbetriebe vorrangig aus den Bereichen Schiffsbau und Schwermaschinenbau. Die Wismut AG diente zwar ebenfalls zur Abdeckung von Reparationsansprüchen, hebt sich jedoch erheblich von den SAG-Betrieben ab, sodass die Bezeichnung SAG Wismut einen falschen Eindruck vermitteln kann [Was12]. Der Wismut AG ging eine Abfolge von Vorläuferorganisationen wie die Sächsische Such- und Erkundungsexpedition (Herbst 1945) und die Sächsische Gewinnungs- und Erkundungsexpedition (ab April 1946) voraus. Grundlage der Wismut waren die auf Basis des Befehls Nr. 131 der Sowjetischen Militäradministration für das Land Sachsen vom 30. Mai 1947 zur teilweisen Abdeckung von Reparationsansprüche der UdSSR beschlagnahmten Bergwerke Johannegeorgenstadt, Schneeberg, Oberschlema, Annaberg, Lauter und Marienberg, sowie die Aufbereitungsfabrik Pechtelsgrüner. Ausgehend von vorhandenen Strukturen (Bergwerke und andere Infrastruktur) wurden zunehmend Anpassungen an die neue Ausrichtung auf Uranerz vorgenommen und neue Einrichtung geschaffen bis zur Erschließung gänzlich neuer Bergbaureviere, wie das Ronneburger Revier im Thüringer Erzgebirgsvorland.

Die Wismut besaß aufgrund der strategischen Bedeutung der Uranproduktion im nuklearen Wettrüsten stets einen extremen Sonderstatus, der im Allgemeinen durch die Formulierung „Staat im Staat“ beschrieben wird und z.B. in „Wismut-Sperrgebieten“ Ausdruck fand. Wenngleich die Größe, wirtschaftliche und landschaftliche Aktivitäten riesig bzw. unübersehbar waren, wurde dennoch durch strikte Abschirmung und Verschleierung eine hohe Geheimhaltung erreicht. Beispielhaft sei hier auf den Namen verwiesen. Auch im internen Sprachgebrauch wurde die Bezeichnung Uran oder Pechblende konsequent durch Begrifflichkeit „das Erz“<sup>21</sup> ersetzt. Die Produktion der Wismut war insbesondere zu Beginn auf eine kurzfristige Maximierung der Uranförderung ausgerichtet. Arbeitsschutz, insbesondere Strahlenschutz, Umweltaspekte und effektive Arbeitstechnik wurde daher keine

---

<sup>19</sup> Kalter Krieg

<sup>20</sup> Am 4. Juni 1947 fand die konstituierende Aktionärsitzung in Moskau statt. Am 6. Juni erfolgte die Eintragung ins in das sowjetische Handelsregister und am 30. Juni der Eintrag in das Handelregister Aue.

<sup>21</sup> propagandistisch: „Erz für den Frieden“, nach der Logik des Nuklearen Gleichgewichtes

praktische Bedeutung beigemessen, mit entsprechenden Folgen für Arbeiter, Anwohner, Umwelt und Wirtschaftlichkeit. Die Anfangszeit der Wismut wird daher auch intern als die „Wilden Jahre der Wismut“ bezeichnet. Eine besondere Herausforderung stellte die Beschaffung und Versorgung sehr großer Mengen von Arbeitskräften innerhalb sehr kurzer Zeit dar, zeitweise über 100.000 Arbeiter. Waren anfangs Arbeitsverpflichtungen üblich, konnten zunehmend Arbeitskräfte durch wirtschaftliche Anreize in Form einer überproportional guten Versorgung angeworben werden. Nach sowjetischer Sicht handelte es sich um Reparationsleistungen aus einem besetzten Gebiet; ein längeres Engagement war nicht absehbar. Mit der weiteren Entwicklung des Ost-West-Konfliktes und der Blockbildung änderte sich diese Einstellung allmählich und langfristige Aspekte fanden Berücksichtigung. Diese Entwicklung zeigte sich formal in der Umwandlung der Sowjetischen Staatlichen Aktiengesellschaft der Buntmetallindustrie Wismut (Wismut AG) in die Sowjetisch-Deutsche Aktiengesellschaft Wismut (SDAG Wismut) zum 1. Januar 1954<sup>22</sup> auf Basis des Staatsvertrages der UdSSR und der DDR vom 22.08.1953. Intern führte dies zu deutlichen Verbesserungen der Arbeitsbedingungen, insbesondere bei Arbeitssicherheit und Strahlenschutz. Zunehmend wurde auch die Produktionseffektivität berücksichtigt. Anlagen und Ausrüstung wurden modernisiert, so dass der technische Stand in den 1960er dem weltweit üblichen Niveau entsprach. Zahlreiche kleinere, unrentablere Standorte und Anlagen wurden geschlossen und der Personalbedarf von über 100.000 auf etwa 45.000 Personen gesenkt. Das Anfang der 1970er gesetzte Ziel, Uran zu Weltmarktpreisen zu produzieren, konnte jedoch auch aufgrund sinkender Weltmarktpreise nie erreicht werden. Aspekten des Umweltschutzes wurde jedoch weiterhin nur geringe Bedeutung beigemessen.

Die rigorose Ausrichtung der Wismut auf die Produktionsmaximierung ließ das Unternehmen innerhalb weniger Jahre zum größten uranproduzierende Betrieb der Welt und die DDR zu einem der größten<sup>23</sup> Uranlieferanten der Welt werden. Lange galt die DDR nach den USA und Kanada als drittgrößter Uranproduzent weltweit [Kah92]. Nach neueren Erkenntnissen auf Grund aktualisierter Daten für die damalige UdSSR war sie nach der UdSSR der viertgrößte Uranproduzent weltweit [Wis12]. Diese Position konnte bis zur Produktionseinstellung 1990 gehalten werden. Die Gesamtproduktion der Wismut (AG und SDAG) bis einschließlich 1990 liegt bei 231.400 t Uran [Max96]. Dies entspricht etwa 13 % der weltweiten Uranförderung in dieser Zeit und etwa einem Drittel des im sowjetischen Einflussbereich geförderten Urans. Die maximale Jahresproduktion wurde in den sechziger Jahren mit etwa 7000 t Uran erreicht. Sie ging dann allmählich auf etwa 3000 t Uran Jahresproduktion in den letzten Jahren zurück.

Die wichtigsten Förderreviere der Wismut waren die Lagerstätten des sächsischen West- und Mittelerzgebirges, sowie die Lagerstätten im thüringischen Erzgebirgsvorland bei Gera / Ronneburg. Ihnen sind auch die beiden großen Uranerzaufbereitungsanlagen der Wismut zuzuordnen, die Anlage Crossen<sup>24</sup> bei Zwickau für die sächsischen Gebiete und die Anlage Seelingstädt in Thüringen. Alle weiteren Uranerzaufbereitungsanlagen sind bis 1980 stillgelegt worden<sup>25</sup>. Die sächsischen Uranbergbaugebiete werden dabei durch die Zwickauer Mulde, welche Gegenstand dieses Projektes ist, und ihre Zuflüsse entwässert, das thüringische Revier durch die Weiße Elster, welche im Elstergebirge entspringt und nahe Halle in die Saale mündet.

<sup>22</sup> Dem vorangehend hat die UdSSR den Verzicht auf weitere Reparationsleistung erklärt, so dass die Zahlung von Reparationsleistungen, die Grundlage der Wismut AG war, zum 01.01.1954 eingestellt wurde. Die verbliebenen SAG Betriebe wurden in das Eigentum der DDR übergeben. Bezüglich der SDAG Wismut dürfte die DDR 50 % der Anteile von der UdSSR (käuflich) erwerben, wobei die Anteile sofort übergeben wurden und die Zahlungen später erfolgten.

<sup>23</sup> in den westlichen uranföhrnden Ländern existierten mehrere unabhängige, uranproduzierende Betriebe

<sup>24</sup> Crossen ist ein Stadtteil von Zwickau

<sup>25</sup> der Standort Königstein ist eine Ausnahme aufgrund der In-Situ-Laugung

Zentrum des sächsischen Uranbergbaus waren die drei Teillagerstätten Schneeberg, Oberschlema und Niederschlema-Alberoda, welche auf dem Gebiet der Städte und Gemeinden Schneeberg, Bad Schlema und Aue mit dem Stadtteil Alberoda, sowie Zschorlau, Lindenau, Löbnitz und Hartenstein lagen. Abb. 3.9 zeigt den Schacht 371 in Hartenstein, ehemaliger Hauptschacht auf der Lagerstätte Niederschlema-Alberoda. Daneben wurde nur im Lagerstättenfeld Pöhla nach 1980 noch Uran abgebaut. Alle anderen erzgebirgischen Standorte wurden vor 1980 stillgelegt. An der Lagerstätte Johanngeorgenstadt wurde nach dem Zweiten Weltkrieg zuerst die Uranförderung aufgenommen. Der Standort bildete den ersten Produktionsbetrieb der Wismut. Alle zuvor genannten Lagerstätten liegen auf der sogenannten Gera-Jachymov-Störungszone, welche den zentralen Teil der westeuropäischen Uranprovinz<sup>26</sup> bildet. Sie zieht sich von den Lagerstätten im thüringischen Erzbirgsvorland bei Gera / Ronneburg über die Lagerstätten Schneeberg-Schlema-Alberoda, Pöhla-Tellerhäuser und Johanngeorgenstadt zur tschechischen Grenze und weiter über die Lagerstätten Jachymov, Sokolov bis Příbram im Böhmisches Teil des Erzgebirges und dessen Vorlandes. Abb. 3.10 zeigt den Roten Kamm in Bad Schlema, einen zu Tage getretenen Teil der Gera-Jachymov-Störungszone und die geologische Grenze zwischen den Lagerstättenteilen Schneeberg und Oberschlema.



Abb. 3.9: Schacht 371 in Hartenstein



Abb. 3.10: Roter Kamm in Bad Schlema

Weitere Abbaugelände der Wismut im Erzgebirge waren im Westergebirge die Lagerstätten Zobes und Bergen<sup>27</sup> im Vogtland, Schneckenstein-Gottesberg nahe Klingenthal und Schwarzenberg südlich von Aue. Im Mittelerzgebirge lagen die Lagerstätten Bärenstein-Niederschlag nahe Oberwiesenthal und Tellerhäuser und im Osterzgebirge die Lagerstätten bei Annaberg-Buchholz und Marienberg, die Lagerstätten Bärenhecke, Niederpöbel und Johnsbach nahe Schmiedeberg und Klipsdorf, sowie sehr kleine Lagerstätten im Freiburger Revier.

<sup>26</sup> Lagerstättenkundliche Zuordnung

<sup>27</sup> Die Lagerstätten sind geologisch zu unterscheiden, aber bergmännisch miteinander verbundenen.

Das zweite Hauptförderrevier der Wismut waren die Gebiete in Ostthüringen bei Ronneburg und Seelingstädt mit den Erzfeldern Ronneburg und Culmitzsch. Anders als im Erzgebirge erfolgte der Abbau in diesem Gebiet hauptsächlich im Tagebau, wie den Tagebauen Ronneburg, Lichtenberg, Stolzenberg, Culmitzsch und Trünzig. Nach Einstellung der Uranförderung wurden die Tagebaue Trünzig und Culmitzsch als Schlammteiche<sup>28</sup> für die Tailings der zentralen Aufbereitungsanlage Seelingstädt verwendet. Dem vorschreitenden Bergbau mussten die Dörfer Schmirchau, Culmitzsch, Katzendorf, Lichtenberg und Gessen weichen. Im Gegensatz zum Erzgebirge konnte der ostthüringische Uranbergbau in der landwirtschaftlich geprägten Region auf keinerlei historisch gewachsene bergmännische Tradition aufbauen. Als weit hin sichtbare, charakteristische Landmarken stellten die vier Spitzkegelhalden bei Paitzdorf und Reust ein Symbol des ostthüringischen Uranbergbaus sowie der Wismut überhaupt dar. Abb. 3.11 zeigt die inzwischen abgetragenen Doppelspitzkegelhalden Reust.



Abb. 3.11: Doppelspitzkegelhalden Reust [Quelle: Wismut GmbH]



Abb. 3.12: Blick über die Festung Königstein zur Wismut

Neben den beiden Hauptfördergebieten wurden bis zur Einstellung des Uranabbaus noch die kleineren Bergbaubetriebe Königstein und Freital / Dresden-Gittersee betreiben. Im Dresdener Stadtteil Gittersee und dem benachbarten Freital wurde uranhaltige Steinkohle gefördert. Das Freitaler Revier war das drittgrößte Steinkohlerevier Sachsens und wurde seit dem 16. Jahrhundert genutzt. Der Standort Königstein liegt im Landschaftsschutzgebiet Elbsandsteingebirge in unmittelbarem Sichtfeld der Festung Königstein. Die Region war in der ehemaligen DDR nach der Ostsee die zweitwichtigste Urlaubsregion. Abb. 3.12 zeigt den Blick über den Wachturm am Zobels Eck der Festung Königstein zum Wismut Standort. Aufgrund der sensiblen Lage wurden an diesem Standort keine Hochhalden aufgeschüttet, sondern der Abraum in Täler verbracht. Eine weitere Besonderheit des Standortes war die Umstellung der Uranförderung vom konventionellen untertägigen Abbau zur untertägigen In-Situ-Laugung, bei der die Laugung des Sandsteins mit Schwefelsäure unter Tage erfolgte. Bei der Aufbereitung der Grubenwässer werden bis heute noch geringen Mengen Uran gewonnen.

Abb. 3.13 zeigt eine Übersicht der Wismutstandorte.

<sup>28</sup> Industrielle Absetzanlage, IAA

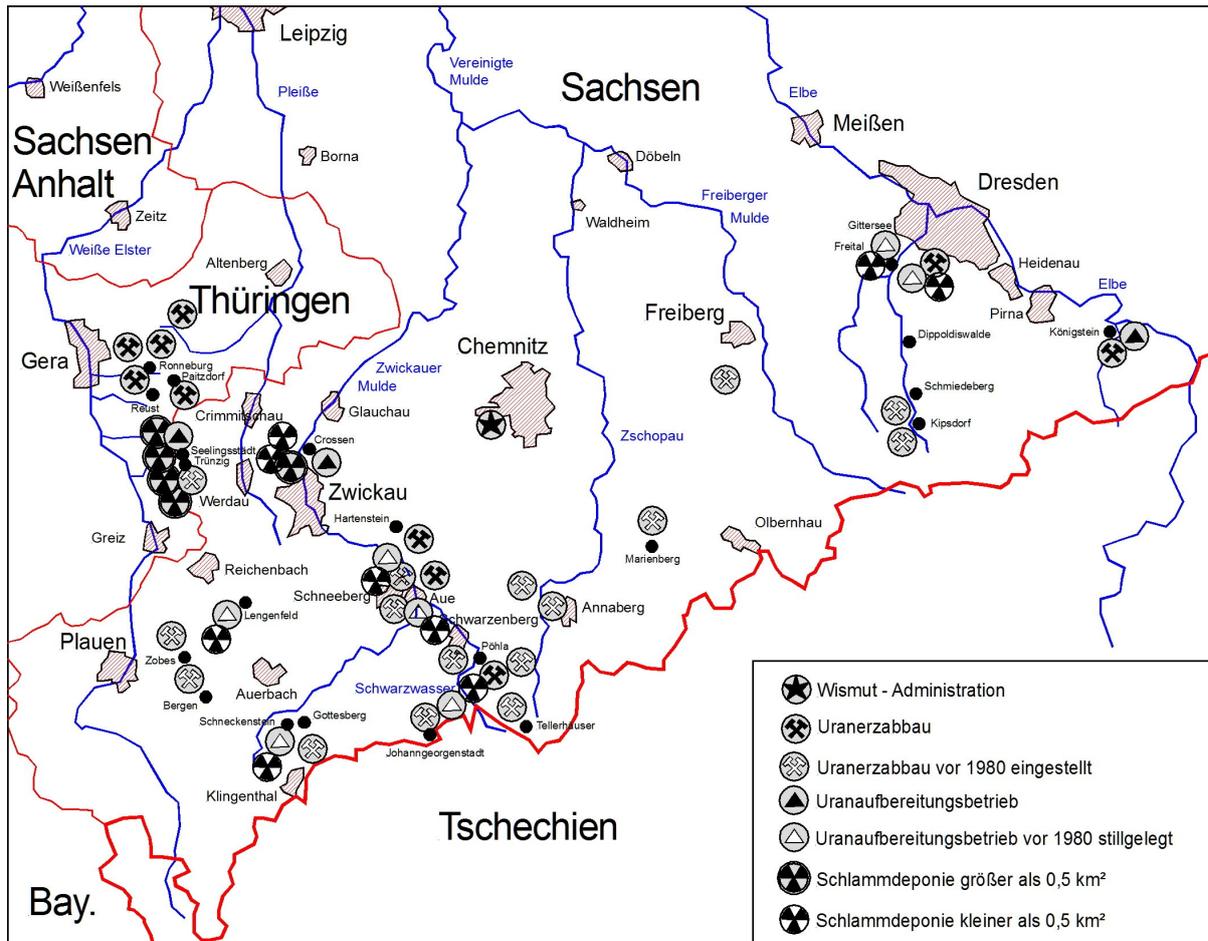


Abb. 3.13: Wismutstandorte (nach [Bel92])

Mit der deutschen Wiedervereinigung am 03. Oktober 1990 gingen die Anteile (50 %) der ehemaligen DDR an der SDAG Wismut an die Bundesrepublik Deutschland über. Die UdSSR trat ihre Anteile mit einem am 20. Dezember 1991 in Kraft getretenen Regierungsabkommen vom 16. Mai 1991 an die Bundesrepublik unentgeltlich ab. Im Gegenzug verzichtete die Bundesrepublik auf eine finanzielle Beteiligung der UdSSR an den anstehenden Sanierungskosten<sup>29</sup>. Ende Dezember 1990 wurde die Uranproduktion aus vor allem wirtschaftlichen, aber auch politischen Gründen eingestellt. Die Wismut war die Uranproduktion zu Weltmarktpreisen nicht möglich, so dass die Fortführung der Produktion nur mittels Subventionen möglich gewesen wäre. Mit dem sogenannten Wismut-Gesetz<sup>30</sup> vom 12. Dezember 1991 erfolgte die Umwandlung der SDAG Wismut in die Wismut GmbH. „Die Wismut GmbH ist ein Unternehmen des Bundes“<sup>31</sup> in Sachsen und in Thüringen. Ihre Hauptaufgabe besteht in der Stilllegung, Sanierung und Rekultivierung von Urangewinnungs- und Uranaufbereitungsbetrieben.“ [Wis12]

Zahlreiche Neben- und Hilfsbetriebe der Wismut wurden Anfang 1992 als Deutsche Fertigungs- und Anlagenbaugesellschaft mbH (DFA) abgespalten. Bis 1995 wurde Teile der Gesellschaft privatisiert; die Restgesellschaft wurde anschließend aufgelöst. Ein weiteres

<sup>29</sup> Die Beteiligung erschien aufgrund der Verträge mit der DDR ohnehin kaum durchsetzbar [Mag98], zudem hätte die Situation der UdSSR kaum Zugeständnisse zugelassen. Die UdSSR löste sich offiziell am 26.12.1991 auf.

<sup>30</sup> Gesetz zu dem Abkommen vom 16. Mai 1991 zwischen der Regierung der Bundesrepublik Deutschland und der Regierung der Union der Sozialistischen Sowjetrepubliken über die Beendigung der Tätigkeit der Sowjetisch-Deutschen Aktiengesellschaft Wismut; Abkürzung: WismutAGAbkG

<sup>31</sup> vertreten durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie

Tochterunternehmen ist die 2002 gegründete WISUTEC Wismut Umwelttechnik GmbH, die im Rahmen der Sanierungsmaßnahmen gewonnen Kenntnisse international vermarktet. Das Unternehmen wurde 2010 von der G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH, Freiberg / Sachsen aufgekauft und firmiert seither unter der Bezeichnung WISUTEC Umwelttechnik GmbH.

### 3.4. Sanierung

Die Darstellung der Sanierungsmaßnahmen erfolgt im Wesentlichen auf Basis der Literaturstellen [Wis11], [Wis12], [Mag98] und [Kun08].

Die Hauptaufgabe der Wismut GmbH ist die Stilllegung, Sanierung und Rekultivierung der Urangewinnungs- und Uranaufbereitungsbetriebe der ehemaligen SDAG Wismut zur gefahrlosen Nachnutzung. Hierbei handelt es sich um eines der größten Umwelt- und Sanierungsprojekte überhaupt, welches hinsichtlich seines Umfangs weltweiten Pioniercharakter hat. Der Sanierungsbedarf leitet sich dabei nicht ausschließlich aus der Strahlenbelastung ab, oft sind Sanierungsmaßnahmen auch aufgrund geotechnischer<sup>32</sup> oder chemisch-toxischer<sup>33</sup> Risiken geboten. Auf Basis des Sanierungskonzeptes von 1992 wurde hierfür ein Kostenbedarf von rund 13 Mrd. DM, dies entspricht 6,6 Mrd. Euro, in einem Sanierungszeitraum von ca. 15 bis 20 Jahren ermittelt, die durch die Bundesregierung als alleiniger Gesellschafter zu tragen sind. Bis Ende 2011 hat die Wismut 5,53 Mrd. Euro erhalten, davon wurden 2,60 Mrd. Euro für Sanierungsarbeiten in Sachsen und 2,93 Mrd. Euro für Sanierungsarbeiten in Thüringen verwendet [Wis12]. Grundüberlegung der Sanierung war, dass für die Bevölkerung akzeptable und weitgehend intakte Umweltverhältnisse geschaffen werden sollten. Dabei ist eine Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes allerdings nicht möglich. Die industriellen und regionalen wirtschaftlichen Strukturen der betroffenen Gebiete sollten möglichst weitgehend erhalten bleiben. Allerdings stellte schon allein der Personalabbau ein tief greifendes Problem dar. Weiterhin sollte ein Optimum zwischen ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Gesichtspunkten erreicht werden.

Zur Wismut GmbH gehörten fünf Bergbaustandorte (Schlema-Alberoda, Pöhla, Ronneburg, Königstein und Freital / Dresden-Gittersee) und zwei Aufbereitungsbetriebe (Crossen und Seelingstädt) mit ca. 37 km<sup>2</sup> Betriebsgelände, 1500 km offene Grubenbaue, 311 Mio. m<sup>3</sup> Haldenmaterial und 160 Mio. m<sup>3</sup> radioaktive Schlämme in dicht besiedelten Gebieten. Neben der Kontamination durch Radionuklide sind konventionelle chemische Kontaminationen zu beachten. Dies sind vor allem Schwermetalle wie Blei, Cadmium und insbesondere Arsen sowie Laugungschemikalien wie Schwefelsäure.

Zur Durchführung der Sanierungsaufgaben wurde das Unternehmen in vier eigenständige Sanierungsbetriebe gegliedert:

- Sanierungsbetrieb Aue                      Standorte Schlema-Alberoda und Pöhla
- Sanierungsbetrieb Königstein        Standorte Königstein und Freital / Dresden-Gittersee
- Sanierungsbetrieb Ronneburg        Standorte im Bereich der Lagerstätten Ronneburg
- Sanierungsbetrieb Seelingstädt      Aufbereitungsbetriebe Seelingstädt und Crossen

---

<sup>32</sup> z.B. Hangrutschungen bei Halden

<sup>33</sup> z.B. von Schwermetallen oder Laugungschemikalien

Die Schwerpunkte der Sanierungsarbeiten bildeten:

- die sichere Verwahrung der Grubenbaue und Schächte,
- der Rückbau dekontaminierter Anlagen und Gebäude,
- die Verfüllung der Tagebaue,
- die Sanierung von Halden,
- die Sanierung der Industriellen Absetzanlagen (Schlammteiche),
- die Wasserreinigung und
- die Umweltüberwachung.

Dabei ist zwischen einmaligen Sanierungsarbeiten und Langzeitaufgaben, wie der Umweltüberwachung und der Wasserbehandlung zu unterscheiden.

Die Umweltüberwachung ist Grundlage und Kontrollinstrument aller Sanierungsmaßnahmen und begleitet somit jeden Schritt der Sanierungsarbeiten. Darüber hinaus ist die Umweltüberwachung eine Langzeitaufgabe der Wismut zur Kontrolle der Nachhaltigkeit der ergriffenen Maßnahmen. Auch die Wasserreinigung begleitet eine Vielzahl von Sanierungsmaßnahmen, bei denen kontaminierte Wässer auftreten. Zur Reinigung kontaminierter Wässer wurden eine Reihe von Wasserbehandlungsanlagen (WBA) erreicht. Der Betrieb dieser Anlagen zählt bis zur Einstellung stabiler hydrologischer Verhältnisse mit Kontaminationen auf (nahezu) natürlichem Niveau ebenfalls zu den Langzeitaufgaben der Wismut. Gegenwärtig<sup>34</sup> wird mit mindestens 20 bis 25 Jahre kalkuliert. Die sichere Verwahrung der untertägigen Grubengebäude bedeutet die Schließung des Bergwerks nach Bergrecht unter Berücksichtigung der radiologischen Bedingungen. Dies umfasst in der Regel das Ausbringen von Gefahrstoffen sowie die Stabilisierung des Grubengebäudes durch das Verfüllen bestimmter, insbesondere tagenaher Hohlräume und die anschließende Flutung des Bergwerks. Grubenwässer sind in der Regel kontaminiert und bedürfen der Wasserbehandlung. Dies gilt insbesondere, wenn bei der Flutung zuvor trockene Bereiche vom Wasser erreicht werden. Beim Rückbau oberirdischer Gebäude und Anlagen müssen diese bei Kontaminationen dekontaminiert werden oder die kontaminierten Reststoffe entsprechend verwahrt werden. Die Verfüllung der Tagebaue erfolgte in der Regel mit Haldenmaterial. Dabei war jedoch darauf zu achten, die Kontamination des Grundwassers durch Sickerwasser und beim Anstieg<sup>35</sup> des Grundwassers zu minimieren. Auch bei der Sanierung der Halden waren Kontaminationen durch Sickerwasser zu berücksichtigen und erforderten teilweise eine Wasserbehandlung. Daneben mussten die oft steilen Hochhalden stabilisiert werden, was häufig eine Umschichtung oder Umlagerung erforderte. Weiterhin war die Art des Haldenmaterials (tauber Abraum, Armerz oder gelaugtes Material) zu beachten. Die Sanierung der Industriellen Absetzanlagen (IAA) stellte eine besondere Herausforderung dar. Die Schlammbecken enthalten die feinkörnigen Rückstände (Tailingmaterial) der Uranerzaufbereitung. Wasser und Schlamm sind durch die Laugungschemikalien, oft Schwefelsäure, chemisch stark belastet. Gleichzeitig beinhaltet das Tailingmaterial noch den Großteil der Zerfallsprodukte des Urans und damit auch den Großteil der Aktivität. Die Abdeckung der Absetzbecken erforderte die Entwicklung völlig neuer Verfahren. Abgetrennte und abgepumpte Wässer bedürfen unbedingt der Wasserreinigung.

---

<sup>34</sup> gemäß Aussagen von Wismut-Vertretern bei der „International Conference 2011: Uranium Mining and Hydrogeology VI“ in Freiberg

<sup>35</sup> Der Grundwasserspiegel wurde für den Abbau abgesenkt.

Prominente Beispiele der Sanierung sind der Landschaftspark „Neue Landschaft Ronneburg“, der für Bundesgartenschau 2007 genutzt wurde und das Kurbad Bad Schlema. Die Abb. 3.14 bis Abb. 3.17 zeigen alte und aktuelle Aufnahmen des Geländes des ehemaligen Tagebaus Lichtenberg und des heutigen Landschaftsparks Neue Landschaft Ronneburg. Abb. 3.14 zeigt den Blick vom Aussichtspunkt über den Landschaftspark. Abb. 3.15 zeigt zum Vergleich den Blick ins Gessental 2002 während der Verfüllung des ehemaligen Tagebaus Lichtenberg, der in Abb. 3.17 vor der Sanierung (1980) dargestellt. Die Abb. 3.16 zeigt die Lichtenberger Kanten, die an den ehemaligen Tagebau erinnern sollen. Der Punkt oberhalb des weißen Wismut-Symbols entspricht dem roten Punkt auf der Abb. 3.17 daneben.



Abb. 3.14: Neue Landschaft Ronneburg 2011



Abb. 3.15: Blick ins Gessental 2002



Abb. 3.16: Lichtenberger Kanten 2011



Abb. 3.17: Tagebau Lichtenberg 1980

Abb. 3.18 zeigt den Kurpark aufgenommen von der Biedenkopf-Höhe und Abb. 3.19 die Kurpromenade von Bad Schlema.



Abb. 3.18: Kurpark Bad Schlema



Abb. 3.19: Kurpromenade Bad Schlema

Die Wismut [Wis12] gibt den Stand der Sanierungsmaßnahmen für März 2012 wie folgt an. Untertage ist das Abwerfen<sup>36</sup> der Grubengebäude zu 99 % abgeschlossen, ebenso die Verfüllung von Hohlräumen. Die Flutung der Grubengebäude ist zu 96 % und Sicherung der Grubengebäude insgesamt zu 94 % abgeschlossen. Oberirdisch ist der Abbruch von Anlagen zu 90 % abgeschlossen, Konturierungs- und Profilierungsmaßnahmen zu 92 % und die Abdeckung von Flächen zu 72 %. Inzwischen wurden 71 % der Flächen vollständig saniert. Die Wasserbehandlung ist zu 50 % abgeschlossen.

Da die Wasserbehandlungsanlagen (WBA) einen direkten Einfluss auf den Radionuklid-eintrag in die entwässernden Flusssysteme haben, sind sie im Rahmen des Projektes von besonderer Bedeutung. Entlang der Mulde reinigt die Wasseraufbereitungsanlage Schlema-Alberoda bei Hartenstein die Grubenwässer des dortigen Grubenfeldes und die Wasseraufbereitungsanlage Helmsdorf die Abflüsse der ehemaligen Uranerzaufbereitungsanlage Crossen mit den Industriellen Absetzanlagen Helmsdorf und Dänkritz. Die radiologischen und chemischen Schadstoffe werden im Wesentlichen durch Mitfällung mit geeigneten Fällungsreagenzien wie Eisenhydroxid abgetrennt. Die Abb. 3.20 und Abb. 3.21 zeigen das Fällungs- und das Absetzbecken der Wasseraufbereitungsanlage Schlema-Alberoda.



Abb. 3.20: Fällungsbecken WBA Schlema-Alberoda



Abb. 3.21: Absetzbecken WBA Schlema-Alberoda

<sup>36</sup> bergmännisch für ein vollständiges Außerbetriebstellen

Allerdings betreffen die bisher ausgeführten Sanierungsmassnahmen nur Gelände die zum Zeitpunkt der Wiedervereinigung Betriebsgelände der Wismut waren. Wie aber zuvor ausführlich (siehe S. 19 und S. 23) existieren zahlreiche ehemalige Wismutstandorte die bereits vor 1980 aufgegeben und den entsprechenden Behörden wieder übergeben wurden. Im Auftrag des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) auf Grundlage der Strahlenschutzvorsorgegesetzes hat sich das Ermittlungsprogramm „Radiologischer Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Altlastenkataster“ [Ett01] von 1991 bis 2000 mit der Identifikation und radiologischen Bewertung bergbaubedingter erhöhter Umweltradioaktivität in den neuen Bundesländern befasst. Dies betrifft nicht nur ehemalige Betriebsgelände der Wismut sondern auch Altstandorte des historischen Bergbaus<sup>37</sup> und andere, aktuelle Nichturan-Bergwerke wie den Kupferschieferbergbau im Mansfelder Revier im Südwesten von Sachsen-Anhalt. Das Auffinden solcher Gelände ist gemäß Strahlenschutzvorsorgegesetz Aufgabe des Bundes, die Entscheidung über die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen obliegt hingegen den zuständigen Landesbehörden. Auch die Finanzierung solcher Maßnahmen erfolgt nicht aus den oben genannten Mitteln, sondern ist durch das Land oder die Kommunen, zu Teil mit Unterstützung des Bundes, zu tragen. Notwendige Sanierungsmaßnahmen wurden oft der Wismut übertragen.

#### Vergleich zu anderen Sanierungsprojekten

Die Ausgangslage und Umfang des Sanierungsprojektes waren einzigartig. Die betreffende Region ist dicht besiedelt, was sehr unüblich für Uranbergbauregionen ist. Mit der Wismut GmbH gibt zwar einen Rechtsnachfolger des ursprünglichen Bergbauunternehmens. Jedoch existierten keine Rücklagen für Sanierungsmaßnahmen, zudem ist der Staat Eigentümer, so dass dieser die Kosten ohnehin zu tragen hat. Ebenso gab es kein Sanierungskonzept für die Zeit nach dem Uranbergbau. Gerade der plötzliche und unvorbereitete Wechsel von der Uranförderung hin zum Sanierungsbetrieb stellte eine der größten Herausforderungen des Sanierungsprojektes dar. Die Zeit für eine mehrjährige Planungsphase zur Ausarbeitung eines Sanierungskonzeptes existierte nicht<sup>38</sup>. Dies machte ein paralleles, schrittweises Vorgehen erforderlich, bei dem Planung, konzeptionelle Arbeiten und deren Durchführung nebeneinander erfolgten. Hierbei durften allerdings die durchgeführten Maßnahmen späteren Entscheidungen nicht vorgreifen oder spätere Arbeiten behindern. Neben technischen Entwicklungen, wie bei der Abdeckung der industriellen Absetzanlagen (Schlammteiche) oder der Wasseraufbereitung, sind gerade die Erfahrungen bei der parallelen Planung und Durchführung heute von besonderem Wert und Grundlage des Geschäftsmodells der WISUTEC Umwelttechnik GmbH, die dieses Wissen international vermarktet. Gerade in Schwellen- und Entwicklungsländern erfordert die Abwehr unmittelbarer Gefahren (geotechnisch, radiologisch oder chemisch-toxisch) oft das Ergreifen von Maßnahmen noch bevor eine genaue Untersuchung der Ausgangslage erfolgen kann, so dass die beim deutschen Sanierungsprojekt gesammelten Erfahrungen eine wichtige Entscheidungshilfe darstellen [Kun08]. Neben den technischen Aspekten stellten auch die sozialen Aspekte, wie der Wechsel der Unternehmenspolitik von strikter Geheimhaltung zu transparenter Kooperation, die Einbeziehung der örtlichen Bevölkerung und Behörden, deren Belange zuvor kaum berücksichtigt wurden und die steigende Arbeitslosigkeit durch Einstellung des Uranbergbaus, ein Alleinstellungsmerkmal dar.

---

<sup>37</sup> die „wertlose“ Pechblende wurde in der Regel auf Halden verbracht

<sup>38</sup> Das vorübergehende Stilllegen des Betriebes hätte den Verlust von Wissen, der Infrastruktur und zur Entstehung unmittelbarer Gefahren geführt.

### 3.5. Das Muldesystem

Die Mulde ist ein linker, nicht schiffbarer Nebenfluss der Elbe und bildet das zentrale Abflusssystem des mittleren und westlichen Erzgebirges nach Norden. Das Flusssystem besteht aus den drei Hauptflüssen Zwickauer Mulde, Freiberger Mulde und Vereinigte Mulde. Die Darstellung des Muldesystems erfolgt maßgeblich anhand der Literaturstellen [Beu99] und [Top04]. In Abb. 3.22 ist das Flusssystem dargestellt.



Abb. 3.22: das Muldesystem

Die Mulde fließt im Wesentlichen durch Sachsen, bildet kurzzeitig die Grenze zwischen Sachsen und Sachsen-Anhalt und fließt die letzten 53 km bis zur Mündung in die Elbe durch Sachsen Anhalt. Die Freiburger Mulde und weitere Zuflüsse entspringen auf tschechischem Staatsgebiet. Die Mulde entwässert ein Areal von ca. 7600 km<sup>2</sup>. Das Einzugsgebiet wird im Süden durch den Erzgebirgskamm, der ihr Quellgebiet darstellt und im Norden durch die Elbe in die sie mündet begrenzt. Im Osten wird es durch die Wasserscheide zur Weißeritz, Triebisch und anderen linksseitigen Elbzufüssen und im Westen durch die Wasserscheide zur Weißen Elster und Saale begrenzt. Das Einzugsgebiet erstreckt sich in Nord-Süd-Richtung 166 km und hat eine maximale Ost-West-Ausdehnung von 95 km. Die Mulde durchfließt in ihrem Lauf die geographischen Landschaftsformen westliches und mittleres Erzgebirge, erzgebirgisches Becken, Mulde-Löbthügelland, nordsächsisches Platten- und Hügelland und Dahlen-Dübener Heidelandschaft. Mit einem mittleren Abfluss von etwa 75 m<sup>3</sup>/s stellt sie den viertgrößten Nebenfluss der Elbe dar.

Die höchste Erhebung im Einzugsgebiet ist der im Erzgebirgshauptkamm liegende Keilberg (Klinovec) in Tschechien mit 1244 m über Normalnull (NN). Den tiefsten Punkt bildet die Mündung in die Elbe mit 56 m über NN. Ihre Quellgebiete bilden die Hochmoor- und Nadelwaldgebiete in den Kammlagen des Erzgebirges etwa 1000 m über NN. Das daraus resultierende hohe Gefälle macht die Mulde zu einem der am schnellsten fließenden Gewässer Europas, insbesondere bei Hochwasser gilt sie als der am schnellsten fließende Fluss Mitteleuropas.

Die Abflüsse der Mulde unterliegen sehr großen Schwankungen mit ausgeprägten jahreszeitlichen Schwankungen. So lag z.B. der mittlere Abfluss am Pegel Bad Dübener See (Flusskilometer 78) zwischen 1961 und 1990 bei 63,8 m<sup>3</sup>/s, während das Maximum bei 472 m<sup>3</sup>/s und das Minimum bei 14,6 m<sup>3</sup>/s lag. Ursache ist das Erzgebirge als Einzugsgebiet. Wie in anderen Berglandschaften werden den Flüssen bei Niederschlägen aus einem großflächigen Einzugsgebiete aufgrund des hohen Gefälles sehr schnell große Mengen Wasser zugeführt. Die bestimmenden Faktoren der Schwankungen sind daher auch hier größere Niederschlagsereignisse, die Schneeschmelze oder lange anhaltende Trockenperioden. Insbesondere die durch die Schneeschmelze bedingten Hochwasser im Frühjahr führen zu regelmäßigen Überschwemmungen der Auenflächen und somit zu Sedimentablagerungen auf diesen. Diese regelmäßigen Überschwemmungen sind ein wichtiger Faktor dieses Projektes, da sie zur Ablagerung kontaminierter Flusssedimente auf landwirtschaftlich genutzten Auenflächen führen. Das maßgebliche Großereignis der jüngeren Vergangenheit bildet das durch ungewöhnlich starke Niederschläge ausgelöste Hochwasser im August 2002, vor allem als Elbhochwasser 2002 bekannt. Bei dem als Jahrhunderthochwasser klassifizierten Flutereignis waren die Mulde, die Müglitz, die Weißeritz und die Elbe die am stärksten betroffenen Flusssysteme.

Die Mulde „gilt als größter Schwermetalleinträger in die Elbe und damit in die Nordsee“ [Beu99]. Sie entspringt im erzreichen Erzgebirge und weist daher bereits aufgrund natürlicher Erosion erhöhte Schwermetallgehalte auf. Der jahrhundertelange Bergbau, sowie die Erzverhüttung und metallverarbeitende Industrie führten zu beträchtlichen zusätzlichen Schwermetallbelastungen. Der aufgrund der Mangelwirtschaft in der DDR vernachlässigte Umweltschutz führte dazu, dass zu Zeiten der DDR nur geringfügige Maßnahmen zur Reduzierung der Verschmutzung der Mulde ergriffen wurden. Seit der Wende konnte die Verschmutzung der Mulde systematisch gesenkt werden. Dies ist neben Sanierungsmaßnahmen auf ein Wegbrechen der Industrie infolge der Privatisierung zurückzuführen. Neben dem Bergbau waren und sind entlang der Mulde wichtige Industriestandorte angesiedelt, die

große Mengen unterschiedlichster Substanzen einleiteten. Die drei sächsischen Bezirke in der DDR erbrachten 40 % der gesamten Industrieproduktion [Sac12]. Insbesondere Zwickau stellte einen wichtigen, traditionellen Industriestandort dar. Beispielsweise gilt Zwickau als Wiege des deutschen Automobilbaus. Die dort ansässige VEB Zellstoff- und Papierfabrik Zwickau-Crossen galt als einer der wichtigsten Verursacher von chemischen Kontaminationen der Mulde. Ein weiterer wichtiger Emittent chemischer Kontaminationen war die chemische Industrie bei Bitterfeld, heute Bayer Bitterfeld GmbH. So führen die Ableitungen der damaligen Lindan<sup>39</sup>-Produktion noch heute zu einer hohen Belastung von Fischen [UBA06]. Direkten und indirekten Einfluss kommt den Kohlekraftwerken zu, die insbesondere über die Luftverschmutzung, vor allem mit Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>), die Mulde belastet haben. Die Mulde gehörte zu den am stärksten verschmutzten Flüssen Europas. In weiten Teilen war sie biologisch tot, was nicht zuletzt am verglichen mit Rhein und Elbe geringen Abfluss der Mulde lag. Einen der bedeutendsten Emittenten von Schadstoffen stellte der intensive Uranbergbau nebst Folgeindustrie dar, dessen Einfluss Gegenstand dieses Projektes ist.

Es existiert keine einheitliche, durchgehende Kilometrierung der Mulde gemäß amtlicher<sup>40</sup> Aussagen. Daher wurde eine eigene, durchgehende, einheitliche Kilometrierung des Mulde-systems auf Basis amtlicher topographischer Karten Sachsens [Top04] vorgenommen. Die Kilometrierung erfolgt in Fließrichtung von der Quelle zur Mündung. Zwickauer und Vereinigte Mulde wurden durchgehend kilometriert, die Freiburger Mulde separat. Als Ausgangspunkt, bzw. Nullpunkt der Kilometrierung von Zwickauer und Vereinigten Mulde, wurde die Mitte der Staumauer der Talsperre Muldenberg, welche als Quelle der Zwickauer Mulde gilt, festgelegt; GK 4528788, 5586248. Die Grundlagen der Kilometrierung sind im Anhang (S. 249) ausführlich mit Referenzpunkten dargestellt.



Abb. 3.23: Zwickauer Mulde bei Colditz



Abb. 3.24: Vereinigte Mulde nahe Grimma

<sup>39</sup> Lindan ist der Produktname für das Insektizid  $\gamma$ -Hexacyclohexan, C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>Cl<sub>6</sub>.

<sup>40</sup> Landesamt für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft, Flussbereich Wittenberg (Sachsen-Anhalt) und sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Referat 54, Natürliche Radioaktivität

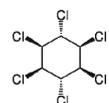




Abb. 3.25: Freiburger Mulde



Abb. 3.26: Zusammenfluss bei Sermuth, vorne Vereinigte Mulde, links Freiburger Mulde, rechts Zwickauer Mulde

### Zwickauer Mulde

Die Zwickauer Mulde entwässert die ehemaligen sächsischen Uranbergbauggebiete, so dass ihr im Rahmen des Projektes besondere Bedeutung zukommt. Sie bildet den linken bzw. westlichen Quellfluss der Vereinigten Mulde und gilt als Hauptarm des Muldesystems, da sie mit 163 km länger ist als die Freiburger Mulde. Die Zwickauer Mulde entspringt in den Höhenzügen des westlichen Erzgebirges und besitzt ihrerseits zwei Quellflüsse. Die Rote Mulde entspringt in 770 m über NN nahe der Stadt Schöneck, die auf dem westlichen Endpunkt des Erzgebirgskammes liegt. Die Weiße Mulde entspringt etwa 4 km östlich in gleicher Höhe nahe der Ortschaft Kottenheide. Beide fließen in der als Trinkwasserspeicher genutzten Talsperre Muldenberg zusammen, die als Quelle der Zwickauer Mulde gilt. Sie fließt zunächst in nordöstlicher Richtung und passiert die Ortschaft Hammerbrücke. Bereits nach 8 km nimmt sie erstmals uranbergbaulich beeinflusstes Wasser von der Zeche Schneckenstein auf. Sie durchfließt die Ortschaft Morgenröthe-Rautenkrauz und wird dann zur Talsperre Eibenstock (Dammkrone bei Flusskilometer 27) aufgestaut. Die Talsperre Eibenstock dient ebenfalls als Trinkwasserspeicher, dem Hochwasserschutz sowie im geringen Umfang der Stromgewinnung aus Wasserkraft. Sie ist mit einer Staufläche von etwa 370 ha und einem Stauvolumen von etwa  $74,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  die größte Talsperre in Sachsen.

Nahe Aue tritt sie in das größte und wichtigste, erzgebirgische Uranbergbauggebiet ein, das Gebiet um Aue, Schlema und Schneeberg. In Aue bei Flusskilometer 43 fließt sie nach Norden und nimmt das Schwarzwasser als zweitgrößten Nebenfluss<sup>41</sup> auf. Das Schwarzwasser entspringt am Hinteren Fichtelberg, dem mit 1214 m höchsten Berg Sachsens nahe der tschechischen Grenze und entwässert die Uranbergbauggebiete Johanngeorgenstadt und Pöhla. Bei Bad Schlema nimmt die Zwickauer Mulde den Schlemabach auf. Anschließend passiert sie nördlich von Bad Schlema den Schacht 371, größter Schacht des Gebietes und Hauptschacht der Lagerstätte Niederschlema – Alberoda. Nahe Hartenstein, Flusskilometer 54, verlässt sie das Uranbergbauggebiet und wendet sich Richtung Westen nach Zwickau, die größte und namensgebende Stadt entlang des Flusslaufes und erreicht das Zentrum bei Flusskilometer 75. Mit dem nördlichen Stadtteil Zwickau-Crossen reicht die Zwickauer Mulde die große Uranerzaufbereitungsanlage Crossen und nimmt unter anderem mit dem Oberrothenbach Ableitungen der IAA<sup>42</sup> Helmsdorf auf. Aufgrund der Mobilisierung von

<sup>41</sup> Mittlerer Abfluss: Zwickauer Mulde 28,8 m<sup>3</sup>/s, Schwarzwasser 6,21 m<sup>3</sup>/s

<sup>42</sup> Industrielle Absetzanlage

Radionukliden bei der Erzaufarbeitung, insbesondere Uran, stellt bzw. stellte die Anlage in Crossen einen wesentlichen Emittenten von Radionukliden in die Mulde dar.

Die Zwickauer Mulde verlässt Zwickau in nordöstlicher Richtung und behält diese mit vielen Schleifen als Grundrichtung bei. Dabei passiert sie die Städte Glauchau (Flusskilometer 95), Waldenburg (Flusskilometer 106) und Penig (Flusskilometer 119). Kurz vor Lunzenau (Flusskilometer 130) wendet sich gegen Norden und nimmt bei Flusskilometer 134 die Chemnitz als größten Nebenfluss<sup>43</sup> auf. Die Chemnitz entsteht südlich von Chemnitz durch den Zusammenfluss der Zwönitz und Würschnitz. Sie entwässert zwar keine Gebiete mit Uranbergbau, führte jedoch erhebliche Mengen chemischer Kontaminationen der Industriestadt Chemnitz mit. Die Zwickauer Mulde durchfließt die Städte Rochlitz (Flusskilometer 144) und Colditz (Flusskilometer 157, siehe Abb. 3.23) bevor sie sich bei Sermuth, einem Stadtteil von Colditz<sup>44</sup>, bei Flusskilometer 163 mit der Freiburger Mulde vereinigt, siehe Abb. 3.26.

### Freiberger Mulde

Die Freiburger Mulde bildet den zweiten wasserreicheren, östlichen Ursprung des Muldesystems. Sie entspringt in etwa 855 m über NN auf dem Hauptkamm des Osterzgebirges etwa zwei Kilometer südöstlich von Moldau als Moldauer Bach im tschechischen Böhmen. Nach 5 km erreicht sie die deutsch-tschechischen Grenze, siehe Abb. 3.25. Sie fließt in nordwestliche Richtung und passiert Bienenmühle – Rechenberg (Flusskilometer 13), bevor sie bei Mulda gegen Norden dreht und weiter nach Freiberg fließt. Freiberg ist als alte Bergstadt die größte Stadt entlang des Flusslaufes und namensgebend. Die Freiburger Mulde gilt als praktisch uranbergbaulich unbelastet. Sie entwässert zwar wichtige alte erzgebirgische Bergbaulandschaften, wie das Freiburger Revier. Aber entlang ihres Laufes wurde praktisch kein Uran abgebaut, da keine abbauwürdigen Vorkommen vorhanden sind. Es gab nur kleinere Versuche der Uranförderungen, die schnell wieder eingestellt wurden. Der Schwerpunkt der Urangewinnung im Freiburger Revier war die Grube Himmelfahrt in Freiberg. Der Betreib wurde bereits 1950 eingestellt. Bis dahin wurden lediglich 5,4 t Uran gewonnen, weitere 8 kg wurden aus alten Berghalden gewonnen. Die Freiburger Mulde umfließt Freiberg östlich und fließt weiter in nördlicher Richtung. Bei Nossen (Flusskilometer 69) dreht sie nach Westen und nimmt zuvor die Boberitzsch als drittgrößten Nebenfluss<sup>45</sup> auf. Hinter Rosswein nimmt sie mit der Striegis ihren zweitgrößten Nebenfluss<sup>46</sup> auf und fließt bis Döbeln (Flusskilometer 93) in nordwestliche Richtung. Hier dreht sie wieder gegen Westen und nimmt bei Flusskilometer 99 die Zschopau auf. Die Zschopau führt bis hierhin mehr als doppelt soviel Wasser als die Freiburger Mulde und ist ihr größter Nebenfluss<sup>47</sup>. Sie entspringt im mittleren Erzgebirge am Nordhang des Fichtelberges in einer Höhe von etwa 1070 m. Bei Flusskilometer 112 erreicht die Freiburger Mulde Leiznig, bevor sie sich bei Sermuth bei Flusskilometer 124 mit der Freiburger Mulde vereinigt.

---

<sup>43</sup> Mittlerer Abfluss: Zwickauer Mulde 28,8 m<sup>3</sup>/s, Chemnitz 7,47 m<sup>3</sup>/s

<sup>44</sup> seit 01.01.2011, vorher Ortsteil der unabhängigen Gemeinde Großbothen

<sup>45</sup> Mittlerer Abfluss: Freiburger Mulde 35,2 m<sup>3</sup>/s, Bobritzsch 2,07 m<sup>3</sup>/s

<sup>46</sup> Mittlerer Abfluss: Freiburger Mulde 35,2 m<sup>3</sup>/s, Striegis 2,66 m<sup>3</sup>/s

<sup>47</sup> Mittlerer Abfluss: Freiburger Mulde 35,2 m<sup>3</sup>/s (mit Zschopau), Zschopau 25,4 m<sup>3</sup>/s

### Vereinigte Mulde

Die Vereinigte Mulde wird durch das Zusammenfließen ihrer Quellflüsse, Zwickauer Mulde mit 163 km Länge und einem mittleren Abfluss von  $28,8 \text{ m}^3/\text{s}$  und der Freiburger Mulde bei mit 124 km Länge und einem mittleren Abfluss von  $35,2 \text{ m}^3/\text{s}$  bei Sermuth, einem Stadtteil von Colditz<sup>44</sup>, gebildet, siehe Abb. 3.23. Beide Quellflüsse führen ihr bereits über 80 % der gesamten Wassermenge zu, aufgrund ihres zur Elbe hin enger werdenden Einzugsbereiches. Sie hat alleine eine Länge von 144 km und zusammen mit der Zwickauer Mulde eine Länge von 307 km. Die Vereinigte Mulde fließt mit weiten Schiefen in nördlicher Richtung an Grimma (Flusskilometer 175; siehe Abb. 3.24), Nerchau und Trebsen (Flusskilometer 186) vorbei nach Wurzen (Flusskilometer 197). Weiter mit vielen Flussschleifen in nordnordwestlicher Richtung durch Eilenburg (Flusskilometer 214) bis Bad Dübener Heide bei Flusskilometer 241. In nun westlicher Richtung bildet die Vereinigte Mulde wenig später die Landesgrenze zwischen Sachsen und Sachsen-Anhalt (ab Flusskilometer 245) und verlässt bei Flusskilometer 254 endgültig sächsisches Gebiet. Kurz hinter der Grenze (Flusskilometer 257) erfolgt die Aufstauung zum Muldestausee mit einer Oberfläche von  $6,3 \text{ km}^2$ . Seine Länge beträgt ca. 9 km, seine breiteste Stelle etwa 2 km, die größte Tiefe ca. 35 m. Der Muldestausee entstand durch Flutung des Braunkohletagbaus Muldenstein. Er diente der Umleitung der Vereinigten Mulde zum weiteren Abbau des Braunkohlefeldes, der Renaturierung des ausgebeuteten Tagebaus und als Freizeitsee. Es handelt sich daher mehr um einen Flusstau als einen Stausee. Die Vereinigte Mulde verlässt den Muldestausee und fließt in vielen Schleifen mit mehr nördlicher als nordnordwestlicher Grundrichtung weiter. Sie passiert die Orte Muldenstein, Jessnitz und Raguhn (Flusskilometer 280), bevor sie bei Dessau nach 307 km in die Elbe mündet.

### 3.6. Testflächen

Die Untersuchung landwirtschaftlich genutzter Auenböden und dessen Bewuchses erfordert die Festlegung geeigneter Probenahmestandorte. Wie in der Einleitung (S. 9) ausgeführt, erfolgte die Probenahme der Bodenproben in Kooperation mit der FUGRO-HGN GmbH in Verbindung mit dem vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie in Auftrag gegebenen Projektes „Ermittlung und Bewertung von radiologisch relevanten Sedimentablagerungen in den landwirtschaftlich genutzten Auengebieten der Zwickauer und Vereinigten Mulde“ [HGN09].

Die Auswahl geeigneter Probenahmestandorte, im Folgenden als Testflächen bezeichnet, erfolgte durch die FUGRO-HGN GmbH auf Basis von Nutzungsplänen (Feldblockkataster), Überschwemmungsdaten der Hochwasserzentrale, sowie Unterlagen zur radiologischen Belastung. Entscheidend war die landwirtschaftliche Nutzung der Fläche und eine regelmäßige Überflutung mit deutlicher Ausuferung und etwa 0,5 m bis 2 m Wasserstand. Weiterhin sollten die Testflächen eine Flächengröße von über einem Hektar aufweisen und gleichmäßig über den Flusslauf verteilt sein. Insbesondere sollten Flächen berücksichtigt werden, bei denen erhöhte Radionuklidbelastungen zu erwarten sind. Dies wurde zum Beispiel durch Nutzung von Daten der Aerogammaspektrometrie berücksichtigt.

Insgesamt wurden 54 Testflächen ausgewählt. Abb. 3.27 und Abb. 3.28 zeigen eine Übersichtskarte. Davon werden 33 Testflächen als Grünland, 19 als Ackerland und jeweils eine als Obst / Dauerkultur und Wald / Holzung genutzt. Tatsächlich beprobt wurden davon 24 Testflächen, darunter 9 Grünlandflächen und 15 Ackerlandflächen. Es ist zu beachten, dass eine Testfläche mehrere Felder umfassen kann. Es sind daher auch mehrere Feldfrüchte oder Nutzungen möglich. Die realen Flächenverhältnisse der potentiell geeigneten Auenbereiche betragen 83 % Grünlandflächen, 15 % Ackerlandflächen und 2 % Obst / Dauerkultur, Wald / Holzung, Teich- und Schilfflächen. Die Probenahmeorte für Wasser und Sediment orientieren sich an den Testflächen und erfolgten in der Regel in unmittelbarer Nähe zur Testfläche am Flusslauf.

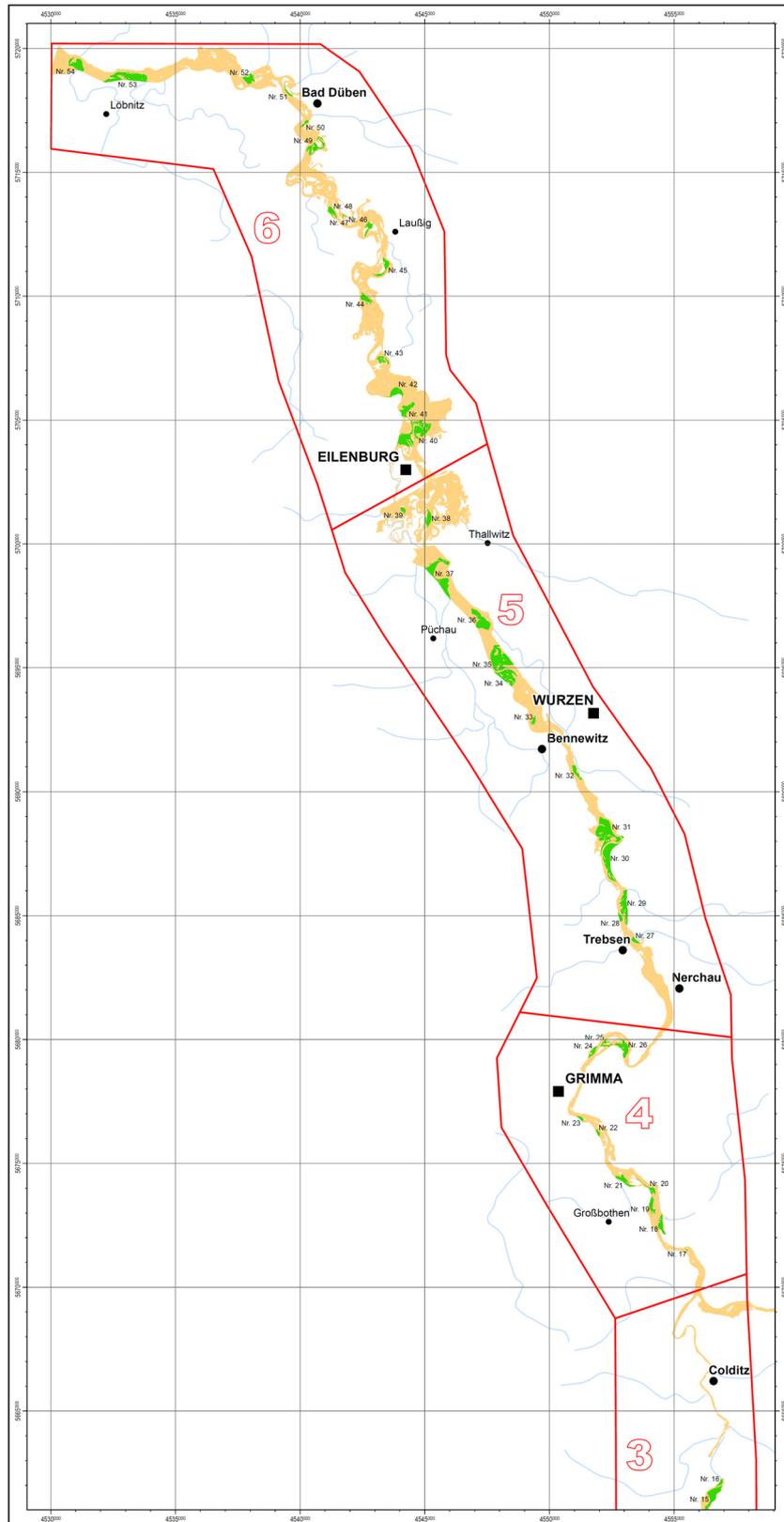
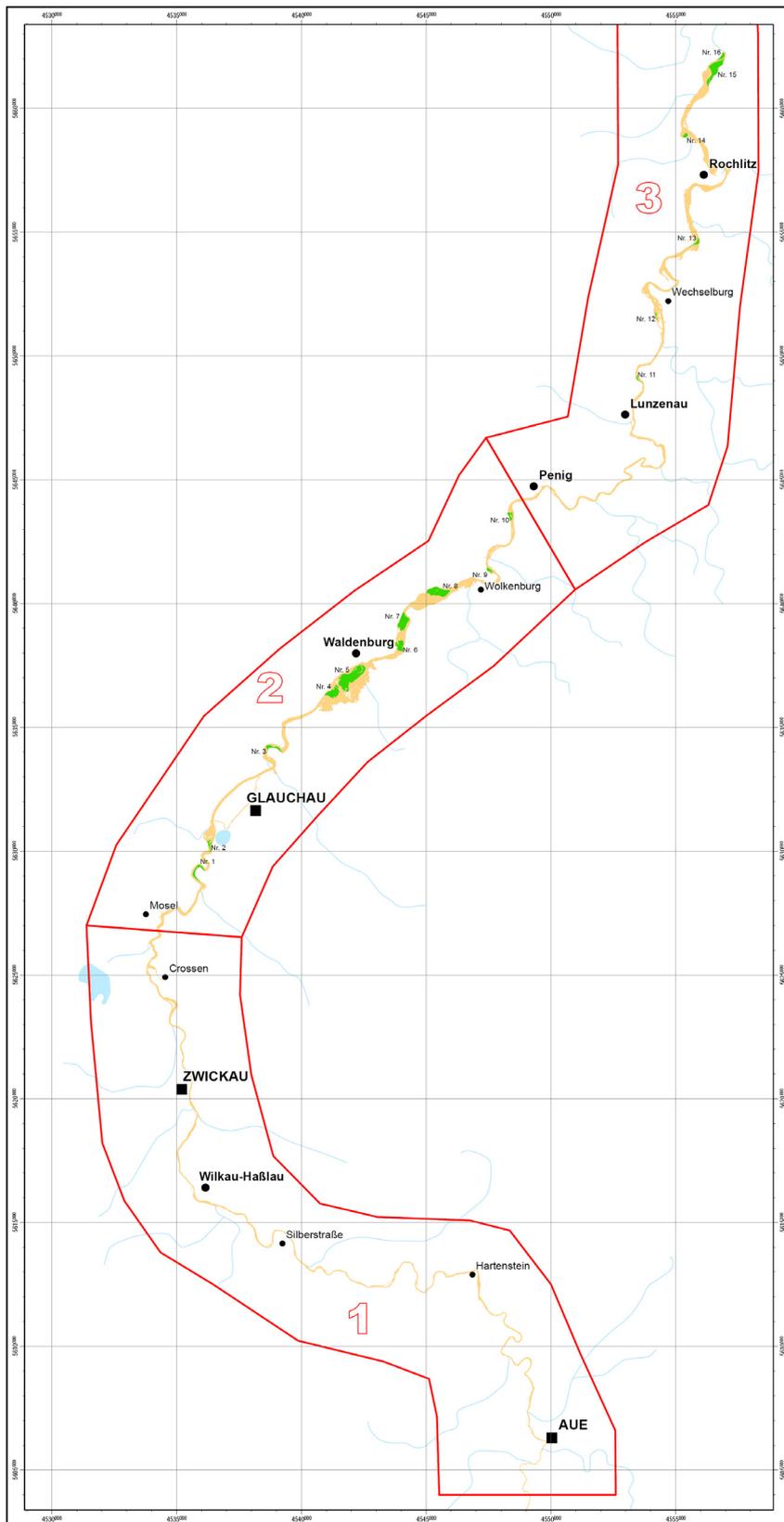


Abb. 3.27: Übersichtskarte der Testflächen, Teil 1



**Übersichtskarte  
landwirtschaftlich genutzter Flächen  
im Überschwemmungsgebiet der Zwickauer  
und Vereinigten Mulde  
mit potentieller Ablagerung  
radiologisch kontaminierter Sedimente**

**Auswahl der Testflächen**

Zwickauer und Vereinigte Mulde  
von Aue bis zur Landesgrenze Sachsen

**Zeichenerklärung**

- Bearbeitungsbereich mit Nr.
- Testfläche mit Nr.
- landwirtschaftlich genutzte Überschwemmungsfläche
- Ort, groß
- Ort, mittel
- Ort, klein
- Fließgewässer
- stehendes Gewässer

**Hinweis:**  
Dargestellt sind die landwirtschaftlich genutzten Flächen nach der Feldblockkartierung von 2007 innerhalb der Überschwemmungsflächen bezogen auf ein 20jähriges Hochwasserereignis (von Mosel bis Colditz) bzw. auf ein 5jähriges Hochwasserereignis (sonstige Gewässerabschnitte).  
Aus diesen Flächen wurden auf der Grundlage der Überschwemmungsintensität (vorrangig Überflutungshöhen) Flächen des höchsten Ablagerungspotentials für radiologisch kontaminierte Sedimente als Testflächen für die weitere Bewertung ausgewählt.

Maßstab 1:100 000  
1 cm in der Karte entspricht 1 km in der Natur

Bearbeitung:  
**HGN** HGN Hydrogeologie GmbH  
HYDROGEOLOGIE GmbH Niederlassung Torgau  
Fachbereich GIS/Kartographie

unter Verwendung von Daten  
des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie,  
des Sächsischen Landesamtes für Landwirtschaft  
und des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie

Januar 2008

Abb. 3.28: Übersichtskarte der Testflächen, Teil 2

## 4. Grundlagen

### 4.1. Radioökologie

„Radioökologie ist die Wissenschaft von Entstehung, Vorkommen und Schicksal der Radionuklide in der Umwelt. Sie befasst sich mit dem Phänomen Radioaktivität von der Entstehung der Elemente bis zum Zerfall, von den Quellen bis zu den Senken oder von der Erzeugung bis zur Endlagerung radioaktiver Abfälle und beschreibt die Pfade der Radionuklide durch die Umwelt zu Pflanzen, Tieren und Menschen sowie ihre Wechselwirkung mit der unbelebten und belebten Natur bis hin zur resultierenden Strahlenexposition der Lebewesen.“ [Mic07]

### 4.2. Pechblende

Uran und seine Zerfallsprodukte sind in unserer Umwelt allgegenwärtig. Pechblende ist das häufigste und geologisch bedeutendste Uranmineral. Gleichzeitig ist Pechblende der Stoff mit der höchsten natürlichen Aktivität. Die folgenden Ausführungen zur Pechblende basieren im Wesentlichen auf den Literaturstellen [Röm95], [MiAt07], [Rie99], [HoWi95] und [Ter50]. Insgesamt sind über 200 Uranminerale bekannt. Die meisten dieser Minerale sind Varietäten der Pechblende, Verwitterungsprodukte der Pechblende oder zumindest mit ihr verwandt. Die meisten anderen Minerale enthalten das Uranyl kation, welches bei der Verwitterung gebildet wird. So ist z.B. Cleveit eine Varietät der Pechblende, die Seltenerdmetalle enthält. Thorianit ( $\text{ThO}_2$ ), ist eng mit der Pechblende verwandt und beide sind lückenlos mischbar. Thoriumhaltige Pechblende wird als Bröggerit bezeichnet. Verwitterungsprodukte sind z.B. Autunit ( $\text{Ca}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 10 - 12 \text{H}_2\text{O}$ ), Torbernit ( $\text{Cu}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$ ) und Uranocircit ( $\text{Ba}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 12 \text{H}_2\text{O}$ ). Pechblende ist ein oxidisches Uranerz. Es wird auch als Uranpecherz oder Uraninit bezeichnet. Der Name Pechblende ist der älteste gebräuchliche Name und wurde im Gegensatz zu Uraninit und Uranpecherz schon lange vor der Entdeckung des Elementes Uran verwendet. Die Bezeichnungen werden in der Literatur nicht immer synonym verwendet. Pechblende oder Uranpecherz werden mehr zur Bezeichnung des Erzes verwendet, während Uraninit mehr als Mineralbezeichnung dient. Pechblende bzw. Uranpecherz bezeichnet in diesem Sinn derbes Uraninit, während Uraninit das Mineral mit makroskopisch<sup>48</sup> kristalliner Struktur bezeichnet. Auch in der chemischen Zusammensetzung ist die Literatur uneinheitlich; es werden  $\text{UO}_2$  [Röm95],  $\text{U}_3\text{O}_8$  [Lie91] und „von  $\text{UO}_2$  bis  $\text{U}_3\text{O}_8$ “ angegeben. Hier werden mit Pechblende Stoffe der chemische Zusammensetzung  $\text{UO}_2$  bis  $\text{U}_3\text{O}_8$  bezeichnet. Es erscheint sinnvoll zwischen einer engeren und einer weiteren Definition zu unterscheiden. Im strengen Sinn ist Pechblende Urandioxid,  $\text{UO}_2$ . Pechblende oxidiert in einer Sauerstoffatmosphäre und wird hierbei teilweise zu Urantrioxid oxidiert.  $\text{U}_3\text{O}_8$  ist demnach ein „Verwitterungsprodukt“ aus  $\text{UO}_2$  und  $\text{UO}_3$  mit der Zusammensetzung  $\text{UO}_2 \cdot 2 \text{UO}_3$ . Da Uran nichtstöchiometrische Mischoxide bildet, können im weiteren Sinn alle Mischoxide mit der Zusammensetzung von  $\text{UO}_2$  bis  $\text{U}_3\text{O}_8$  als Pechblende bezeichnet werden.

---

<sup>48</sup> Die mikroskopisch kristalline Struktur ist durch die Strahlenwirkung soweit gestört, dass sie röntgenographisch nicht mehr zu bestimmen ist; man spricht hier von Metamikation.

Die Abb. 4.1 und Abb. 4.2 zeigen verschiedene Pechblendestücke bzw. pechblendehaltige Erze aus Jachymov (Tschechien).



Abb. 4.1: Pechblende I



Abb. 4.2: Pechblende II

### Historie

Die Pechblende findet erstmals im Mittelalter Erwähnung. Im 18. Jahrhundert wurde die Bezeichnung „Pechblende“ im Erzgebirge geprägt. Das Erzgebirge war eine bedeutende Bergbauregion, in der insbesondere Silber gefördert wurde. Der Bergbau stieß dabei immer wieder auf Pechblende. Das Mineral war bei den Bergleuten sehr unbeliebt, da es nach dem damaligen Stand nicht verhüttet werden konnte, damit wertlos war und zudem häufig mit dem Ende einer Erzader einherging. Das wertlose Mineral wurde verworfen und auf Halden verbracht. Der mittelalterliche, deutsche Bergbau revolutionierte die Benennung von Mineralien und Erzen. Bisher trugen die Namen ausschließlich der Farbe von Mineralien, Erzen und Edelsteinen Rechnung. Der mittelalterliche, deutsche Bergbau bezog erstmals weitere Eigenschaften z. B. wie Spaltbarkeit und Bruch in die Namensgebung ein und schuf so Mineralklassen wie z. B. Späte, Glänze oder Blenden. Häufig wurde der Name durch Zusammensetzen der aus damaliger Sicht wichtigsten Eigenschaften gebildet. Die Vorteile dieser differenzierteren Benennung sorgten dafür, dass viele Bezeichnungen auch Eingang in andere Sprachen fanden. Die Pechblende ist hierfür ein Beispiel. Als Blende wurde Minerale bezeichnet, die aufgrund ihres Glanzes und ihrer Schwere Metalle vermuten ließen und damit einen Wert vortäuschten. Sie erwiesen sich jedoch als wertlos, da sie nach dem Stand der Technik nicht zu verhütten waren. Sie blendeten den Bergmann im Sinne von Täuschen, waren „Blendwerk des Teufels“. Die Bezeichnung Pechblende setzt sich aus „Pech“ und „Blende“ zusammen, wobei Blende die genannte Eigenschaft beschreibt. Der Teil „Pech“ wird auf das pechartige, matte bis fettglänzende, pechschwarze Erscheinungsbild oder deren Lage am Ende von Erzadern zurückgeführt. Die englische Bezeichnung „pitchblende“ ist eine Teilübersetzung von Pechblende, wobei der Teil „Pech“ wörtlich ins englische übersetzt wurde, während der Teil „Blende“ beibehalten wurde, da es in der englische Sprache kein entsprechendes Wort gab. Später erlangte die Pechblende als Farbstoff, insbesondere für Glas, Keramik und Porzellan erstmals geringe wirtschaftliche Bedeutung (siehe S. 14).

Untersuchungen des deutschen Chemikers Martin Heinrich Klaproth (1743 - 1817; Apotheker und Professor für Chemie an der Universität Berlin) an Pechblende führten 1789 zur Entdeckung des Elementes Uran. Martin Klaproth gelang die Darstellung von Urandioxid aus Pechblende. Er hielt das Oxid zunächst für das Element. Die Reindarstellung des Metalls gelang aber erst 1841 Eugène-Melchior Péligot (1811 – 1890). Des Weiteren fand 1889 William Francis Hildebrand in Pechblende erstmals Helium auf der Erde. Entdeckt wurde das

Element bereits 1886 (Janssen) durch spektrale Untersuchungen auf der Sonne. Die Reindarstellung gelang 1895 Sir William Ramsay und unabhängig von ihm auch Cleve und Langlet. Bis zur Entwicklung der industriellen Luftverflüssigung, Grundlage für die Gewinnung aus Luft und Erdgas, stellten Uranminerale die wichtigste Heliumquelle dar. Uran hatte auch nach der Reindarstellung als Legierungsmetall nur eine geringe wirtschaftliche Bedeutung. Entsprechend genoss die Pechblende als Rohstoff ebenfalls nur geringes wirtschaftliches und akademisches Interesse. Dies änderte sich nach der Entdeckung der Radioaktivität.

1896 entdeckte der Physiker Henri Becquerel, dass Uransalz bei verpackten Photoplaten zu einer Schwärzung führt und damit die Radioaktivität. Als das erste bekannte und bedeutendste, radioaktive Mineral genoss die Pechblende ab da sehr großes akademisches Interesse. In der Folge wurde eine Reihe neuer Elemente in der Pechblende entdeckt, wobei Polonium und Radium die bekanntesten sein dürften. Insgesamt wurden sechs neue Elemente direkt oder indirekt in Pechblende gefunden: Radium, Polonium, Actinium, Radon, Protactinium und Francium. Die Entdeckung der Kernspaltung 1938 durch Otto Hahn, Liese Meitner, Fritz Straßmann und Otto Frisch führte dazu, dass Uran Bedeutung als Kernbrennstoff erhielt.

### Lagerstätten

Primäre Pechblendevorkommen sind im Allgemeinen in sauren, magmatischen Gesteinen zu finden. Pechblende bildet sich bevorzugt in Pegmatiten und hydrothermalen Gängen.

Pegmatite sind grobkörnige Tiefengesteine, die aus Restschmelzen bei der Gesteinskristallisation entstehen. Im Gegensatz zu Lavagestein erstarrt magmatisches Tiefengestein langsamer. Das Gestein kristallisiert langsam aus. Hierbei reichern sich Stoffe, die sich nicht in die Gesteinsstruktur einfügen, im flüssigen Magma an. Die so entstandene Restschmelze kristallisiert dann grobkörnig in anderen Strukturen aus und bildet ein separiertes Gebilde im umgebenden Gestein (Plutonit), den so genannten Pegmatit. In Pegmatiten sind häufig seltene Elemente bzw. deren Minerale sowie Edel- und Halbedelsteine zu finden. Pechblende ist hauptsächlich in Granitpegmatiten, der häufigsten Pegmatitform, zu finden. Pegmatite treten in der Regel in Gang- oder Linsenform auf.

In hydrothermalen Gängen erfolgt die Mineralbildung aus überhitzter, wässriger Lösung. Das bis 400 °C heiße Wasser dient hierbei als Transportmittel. Es kann direkt aus Magma freigesetzt werden oder entsteht durch in der Tiefe aufgeheiztes Grundwasser. Die Minerale gelangen bei der Entstehung in die Lösung oder werden durch Zirkulation aus dem umgebenden Gestein gelaugt. Werden diese so genannten hydrothermalen Lösungen in Gänge, Risse oder Klüfte gepresst und kühlen dort ab, kristallisieren Minerale und auch gediegene Metalle aus und bilden so genannte hydrothermale Ganglagerstätten. Diese Form von Lagerstätten ist im Erzgebirge von besonderer Bedeutung, sowohl für Uran und Silber, wie auch die meisten anderen Erze.

Daneben existieren eine Reihe sekundärer, meist sedimentärer, Pechblendevorkommen. Diese können durch partikulären Transport oder Ausfällung gelösten Urans gebildet werden. Sie sind in Sedimentgesteinen wie Sandstein, Schiefer und Kalk sowie auch in anderen sedimentären Ablagerungen wie Kohle zu finden. [Pre95], [MiAt12], [Hen11], [Mur92]

Die Wismut hat verschiedene Typen von Uranlagerstätten abgebaut, dabei wurde der Typ vereinfacht mit dem entsprechenden Abbauort bezeichnet [Mag98]:

- hydrothermale Ganglagerstätten („Typ Schlema“)
- linsen- und stockwerkartige Lagerstätten in paläozoischen<sup>49</sup> Schiefen, Kalken und Diabasen<sup>50</sup> („Typ Ronneburg“)
- flözartige Lagerstätten in kalkig-tonigen Sedimenten des Zechsteins<sup>51</sup> („Typ Culmitsch“)
- Sandstein-Lagerstätten aus der Kreidezeit<sup>52</sup> („Typ Königstein“)
- uranhaltige Steinkohleflöze des Rotliegenden<sup>53</sup> („Typ Freital“)

Aus den verschiedenen Uranlagerstätten ergeben sich auch die bei der Wismut verwendeten unterschiedlichen Abbaufverfahren, wie den untertägigen Bergbau im Erzgebirge, den Tagebau in Thüringen und die In-Situ-Laugung am Standort Königstein (siehe Wismut, S. 19ff)

Im betrachteten Untersuchungsgebiet, dem Einzugsgebiet der Mulde, liegen hydrothermale Ganglagerstätten vor.

---

<sup>49</sup> aus dem Erdaltertum, von 570 bis 250 Ma [Pre95]

<sup>50</sup> Diabas ist ein paläozoisches, metamorph überprägtes (Veränderung der Kristallstruktur durch Druck und Hitze) magmatisches Ergussgestein.

<sup>51</sup> Zechstein ist ein Gestein, das sich zum Ende des Perms (290 – 250 Ma) vor etwa 255 Ma gebildet hat.

<sup>52</sup> Erdgeschichtliche Phase (Periode) im Erdmittelalter, von 146 bis 65 Ma [Pre95]

<sup>53</sup> Rotliegendes ist Gestein, das sich im Perm vor dem Zechstein gebildet hat.

### 4.3. Die betrachteten Radioelemente

Uran, Thorium, Actinium, Radium, Blei, Polonium, Kalium und Cäsium

#### Uran

Uran ist ein radioaktives, metallisches Element mit der Ordnungszahl 92 und gehört zur Gruppe der Actinoide. Radioaktives Element bedeutet, dass kein stabiles Isotop dieses Elementes existiert. Uran ist das schwerste, natürliche Element mit nennenswertem Vorkommen in der Erdkruste. Uran ist mit  $2 \cdot 10^{-4}$  Gew.%<sup>54</sup> in der Erdkruste vertreten und damit häufiger als Cadmium, Bismut, Antimon, Quecksilber, Silber und Gold. Uran ist in unserer Umwelt praktisch allgegenwärtig. Es ist das bekannteste radioaktive Element und prägt die Geschichte der Erforschung der Radioaktivität und radioaktiven Stoffe. Weiterhin ist es der wichtigste Kernbrennstoff.

Natururan hat folgende Zusammensetzung:

Nuklid	Anteil	Halbwertszeit
U-238	99,2742 %	$4,468 \cdot 10^9$ a
U-235	00,7204 %	$7,038 \cdot 10^8$ a
U-234	00,0054 %	$2,455 \cdot 10^5$ a

Uran-238 und Uran-235 sind primordial und Ausgangsglied einer natürlichen Zerfallsreihe. Uran-234 ist radiogen und Glied der Uran-Radium-Zerfallsreihe ausgehend von Uran-238. Insgesamt sind 23 Uranisotope, Uran-217 bis Uran-219, Uran-222 bis Uran-240 und Uran-242, mit Halbwertszeiten zwischen  $1 \mu\text{s}$  bis  $4,468 \cdot 10^9$  a bekannt. Neben den natürlichen Isotopen kommt Uran-233 als Kernbrennstoff und Uran-232 als Tracer Bedeutung zu. Alle hier aufgeführten Uranisotope sind primär Alpha-Strahler, daneben tritt in sehr geringem Umfang auch Spontanspaltung und Clusterzerfall auf und bei Uran-238  $\beta^-$ -Zerfall.

[NUK06], [HoWi95]

In diesem Projekt werden die drei natürlichen Uranisotope, Uran-238, Uran-235 und Uran-234 untersucht. Uran-238 und Uran-235 werden sowohl gamma- wie auch alpha-spektrometrisch nachgewiesen, Uran-234 nur mittels Alpha-Spektrometrie.

Uran weist eine äußerst vielfältige Chemie auf. Bei den Actinoide haben die f-Elektronen im Gegensatz zu den Lanthanoiden einen Einfluss auf das chemische Verhalten. Dies zeigt sich darin, dass höhere Oxidationsstufen realisiert werden. Während bei den Lanthanoiden durchgängig die Oxidationsstufe +III dominiert, werden bei den Actinoiden Oxidationsstufe bis +VII realisiert, erst die späten Actinoiden verhalten sich analog den Lanthanoiden. Bei Uran dominierten die Oxidationsstufen +IV und +VI. In Verbindungen werden die Oxidationsstufen +III bis +VI realisiert. Metallisches Uran ist wie alle Actinoide sehr unedel und wird von Luftsauerstoff oxidiert.  $\text{U}^{3+}$  wird in wässriger Lösung langsam oxidiert und  $\text{U(V)}$  disproportioniert.  $\text{U}^{4+}$  ist in wässriger Lösung stabil, kommt in der Natur aber praktisch nicht vor. In wässriger Lösung dominiert die Oxidationsstufe +VI in Form des Uranylkationion,  $\text{UO}_2^{2+}$ . Es ist hervorzuheben, dass die Dominanz der Oxidationsstufe +VI in der Natur einzig

<sup>54</sup> Gew.% steht für Gewichtsprozent, eine Ausdrucksform des Massenanteils; Masse Stoff (Uran) geteilt durch die Gesamtmasse (der Erdkruste).

auf der Stabilität des Uranylkatons beruht. Das formale Ion  $U^{6+}$  ist in Lösung nicht existent und kann nur unter extremen Bedingungen erzeugt werden. So kann das technisch wichtige Uranhexafluorid,  $UF_6$ , nur durch Oxidation mit elementarem Fluor gewonnen werden. Ab der formalen Ladung +3 beginnen Metallkationen Oxikationen zu bilden, wie z.B. das Bismuthylkation,  $BiO^+$ , Zirkonylkation,  $ZrO^+$  oder Titanylkation,  $TiO^{2+}$ . Bei höheren Ladungen ist diese Form die Regel. Die hohe Ladung führt zur Hydrolyse und kann nur in stark saurer Lösung unterdrückt werden. Auch Uran(V) tritt in Form des Oxikations  $UO_2^+$  auf.

Das Uranylkation,  $UO_2^{2+}$ , ist linear gebaut, analog Kohlendioxid,  $CO_2$ . Liganden werden in einer senkrecht dazu stehenden Ebene gebunden, wobei Koordinationszahlen von vier oder sechs dominieren (siehe Abb. 4.3).

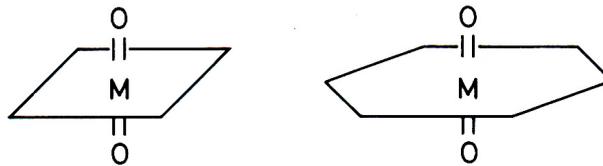


Abb. 4.3: Struktur Uranylkation mit vier und sechs Liganden [Lie80]

In der Natur tritt Uran praktisch ausschließlich in oxidischer Form oder als Uranylkation auf. Uranoxide kommen als Uran(IV)oxid,  $UO_2$ , unter stark reduzierenden oder anaeroben Bedingungen, als Erz oder als Uran(IV,VI)mischoxid,  $U_3O_8 = 2 UO_3 \cdot UO_2$  vor. Das Mischoxid ist das stabilste Oxid, sowohl Uran(IV)oxid als auch Uran(VI)oxid gehen in der Hitze in das Mischoxid über. Dieses wird auch sekundär unter reduzierenden Bedingungen gebildet. Beide Formen bilden das primäre Haupterz Pechblende. Die Uranoxide sind sehr unlöslich und werden in der Natur nur partikulär transportiert.

Das Uranylkation ist hingegen grundsätzlich gut wasserlöslich und auch in fast allen Wässern enthalten. Das Uranylkation bildet eine große Vielfalt an Komplexen und Verbindungen, die von sehr gut löslich bis unlöslich einzustufen sind. Hierin liegt die große Varianz des chemischen Verhaltens begründet. In Abwesenheit von komplexierenden Ionen dominieren in Wasser abhängig vom pH-Wert die Uranylspezies:  $UO_2^{2+}$ ,  $UO_2OH^+$  und  $(UO_2)_3(OH)_5^+$ . In der Natur ist das Carbonation einer der wichtigsten Komplexbildner des Uranylkatons, insbesondere in Form der Di- und Tricarbonatkomplexe,  $[UO_2(CO_3)_2]^{2-}$ ,  $[UO_2(CO_3)_3]^{4-}$ . So ist das Tricarbonatouranylion aufgrund des atmosphärischen Kohlendioxids mit einer Konzentration von  $10^{-6}$  bis  $10^{-5}$  g/L in allen Oberflächengewässern zu finden. An Tonminerale und Phosphate, sowie Eisen-, Mangan- und Aluminiumhydroxide absorbiert das Uranylkation gut.

Neben den natürlichen Spezies sind im Tailingmaterial die Laugungsformen des Urans aus der chemischen Aufarbeitung zu beachten. Die beiden wichtigsten Laugungsverfahren sind die saure Extraktion mit Schwefelsäure und die basische Extraktion mit Soda. Bei der Extraktion mit Schwefelsäure wird der Trisulfatouranylkomplex  $[UO_2(SO_4)_3]^{4-}$  erzeugt. Im Tailingmaterial könnte also auch dieser Komplex und alle Verbindungen mit niedrigerem Sulfatanteil,  $[UO_2(SO_4)_2]^{2-}$  und  $UO_2SO_4$ , auftreten. Das gleiche gilt analog für die Extraktion mit Soda. Hier wird der Tricarbonatouranylkomplex,  $[UO_2(CO_3)_3]^{4-}$ , genutzt.

[HoWi95], [Lies95], [Sie96]

## Thorium

Thorium ist ein radioaktives, metallisches Element mit der Ordnungszahl 90 und gehört wie Uran zur Gruppe der Actinoide. Thorium ist mit  $10^{-3}$  Gew.% in der Erdkruste vertreten und damit etwa fünf mal häufiger als Uran. Thorium ist das radioaktive Element mit dem größten Vorkommen und mit Uran das einzige radioaktive Element mit nennenswerten Vorkommen in der Erdkruste. Dies ist darin begründet, dass sie die einzigen primordialen, radioaktiven Elemente<sup>55</sup> sind. Die primordialen Isotope sind die Ausgangsglieder der drei natürlichen Zerfallsreihen. Bei Thorium ist dies das Isotop Thorium-232 mit einer Halbwertszeit von  $1,405 \cdot 10^{10}$  a. Thorium kommt zwar viel häufiger als Uran vor und beide sind in der Lithosphäre praktisch allgegenwärtig, aber aufgrund der schlechten Löslichkeit von Thorium und der relativen kurzlebigen Zerfallsprodukte ist der Einfluss auf die Hydro- und Biosphäre erheblich geringer.

Insgesamt sind 30 Thoriumisotope, Thorium-209 bis Thorium-238, mit Halbwertszeiten zwischen  $0,1 \mu\text{s}$  bis  $1,405 \cdot 10^{10}$  a bekannt. Vier Isotope davon weisen Halbwertszeiten über einem Jahr auf: Th-228 (1,913 a), Th-229 (7880 a), Th-230 ( $7,54 \cdot 10^4$  a) und Th-232 ( $1,405 \cdot 10^{10}$  a). Thorium ist mit Thorium-232 nicht nur Ausgangsnuklid einer Zerfallsreihe. Thoriumisotope sind auch als Zerfallsprodukte in allen natürlichen Zerfallsreihen vertreten:

<u>Reihe</u>	<u>Ausgangsnuklid</u>	<u>Thoriumisotope der Reihe</u>
Thorium-Reihe:	Th-232	Th-232, Th-228
Uran-Radium-Reihe:	U-238	Th-234, Th-230
Uran-Actinium-Reihe:	U-235	Th-231, Th-227

Thorium gilt als Reinelement, obwohl analog zu Uran-238 und Uran-234 Thorium-228 als Zerfallsprodukt von Thorium-232 immer in Naturthorium enthalten ist. Aufgrund der relativ kurzen Halbwertszeit von Thorium-228 mit 1,913 a gilt der Massenanteil als vernachlässigbar gering. Thorium-232, Thorium-230, Thorium-229, Thorium-228 und Thorium-227 sind Alpha-Strahler. Daneben weist Thorium-232 eine sehr geringe Neigung zum Spontanzerfall und Thorium-228 und Thorium-230 zum Clusterzerfall auf. Thorium-234 und Thorium-231 sind reine Beta-Strahler. [NUK06], [HoWi95]

In diesem Projekt werden die Thoriumisotope, Thorium-232, Thorium-230 und Thorium-228 untersucht. Thorium-230 und Thorium-228 werden sowohl gamma- wie auch alpha-spektrometrisch nachgewiesen, Thorium-232 nur mittels Alpha-Spektrometrie.

Thorium tritt praktisch nur in der Oxidationsstufe +IV auf. Es weist eine besondere Stabilität dieser Oxidationsstufe auf. Selbst formal zwei- und dreiwertige Verbindungen wie Thoriumdi- und -trijodid,  $\text{ThI}_2$  und  $\text{ThI}_3$ , weisen ein metallisches Verhalten auf und sind eher in der Form  $\text{Th}^{4+}(\text{I})_2(\text{e}^-)_2$  und  $\text{Th}^{4+}(\text{I})_3(\text{e}^-)$  als vierwertig aufzufassen. Metallisches Thorium ist wie Uran und alle Actinoide sehr unedel und wird von Luftsauerstoff oxidiert. Das Ion  $\text{Th}^{4+}$  ist für ein vierwertiges Ion außergewöhnlich stabil und bildet daher kein Oxidation,  $\text{ThO}^{2+}$ .  $\text{Th}^{4+}$  ist in wässriger Lösung relativ hydrolysebeständig; erst bei pH-Werten  $>3$  beginnt die Hydrolyse. Die hierbei auftretenden Spezies sind vor allem von der Konzentration und dem Anion abhängig. In saurer Lösung bildet Thorium ein schwerlösliches Fluorid, Jodat, Phosphat und Oxalat.  $\text{Th}^{4+}$  neigt als kleines, hoch geladenes Ion zu Komplexbildung.

<sup>55</sup> Einzelne radioaktive, primordiale Isotope weisen hingegen mehrere Elemente, wie Kalium, Samarium und Tellur auf.

Thorium bildet z.B. lösliche Tetratkomplexe. Stehen keine geeigneten Komplexbildner zur Verfügung werden Aquakomplexe als Vorstufe zur Hydrolyse gebildet.

In natürlichen Gewässern mit pH-Werten weit über 3 ist Thorium extrem schwer löslich.  $\text{Th}^{4+}$  hydrolysiert schnell zu Thoriumhydroxid,  $\text{Th}(\text{OH})_4$ , das mit einem Löslichkeitsprodukt von  $1 \cdot 10^{-50} (\text{mol/L})^5$  extrem schwer löslich ist. Thoriumhydroxid ist nicht amphoter und neigt zur Kondensation (langsame Bildung von  $\text{ThO}_2 \cdot x \text{H}_2\text{O}$ ).

[HoWi95], [JaBla89], [KüTh93]

### Actinium

Actinium ist ein radioaktives, metallisches Element mit der Ordnungszahl 89 und gehört zur Scandiumgruppe (III. Nebengruppe, 3. Gruppe). Das natürliche Vorkommen von Actinium ist radiogen, d.h. es tritt nur als Zwischenprodukt der natürlichen Zerfallsreihen auf. Daher ist es mit  $6 \cdot 10^{-14}$  Gew.% in der Erdkruste extrem selten. Die Elemente mit nur radiogenem, natürlichem Vorkommen sind die seltensten Elemente der Erdkruste. Eine Tonne Pechblende enthält etwa 0,15 mg Actinium.

Es sind insgesamt 29 Actiniumisotope, Actinium-206 bis Actinium-234, mit Halbwertzeiten zwischen  $1,1 \mu\text{s}$  bis 21,773 a bekannt. Davon weisen drei Isotope eine Halbwertzeit über einem Tag auf: Ac-225 (10,0 d), Ac-226 (29 h) und Ac-227 (21,773 a). Actiniumisotope sind als Zerfallsprodukte in zwei der natürlichen Zerfallsreihen vertreten:

<u>Reihe</u>	<u>Ausgangsnuklid</u>	<u>Actiniumisotope der Reihe</u>
Thorium-Reihe:	Th-232	Ac-228
Uran-Radium-Reihe:	U-238	---
Uran-Actinium-Reihe:	U-235	Ac-227

Actinium-227 ist ein  $\beta^-$ -Strahler mit einer geringen Neigung zum Alpha-Zerfall (0,2 %). Actinium-228 weist eine Halbwertzeit von 6,13 h auf und ist ein reiner  $\beta^-$ -Strahler. Actinium-225 ist ein Alpha-Strahler mit geringer Wahrscheinlichkeit zum Clusterzerfall und Actinium-226 macht sowohl  $\beta^-$ -Zerfall, wie auch Elektroneinfang und mit geringer Wahrscheinlichkeit Alpha-Zerfall.

Als langlebigstes Isotop (21,773 a) kommt lediglich Actinium-227 etwas Bedeutung zu. Es ist namensgebend für Uran-Actinium-Reihe, die oft zur besseren Unterschied nur als Actinium-Reihe bezeichnet wird und wird in Beryllium-Neutronenquellen eingesetzt. Die Darstellung erfolgt durch Neutronenbestrahlung von Radium-226:



[NUK06], [HoWi95], [Röm95]

In diesem Projekt wird Actinium-227 mittels Gamma-Spektrometrie untersucht.

Actinium tritt wie seine Homologen in der Natur nur in der Oxidationsstufe +III auf. Es ist unedel und wird von Luftsauerstoff unter Bildung einer passivierenden Oxidschicht angegriffen. Von verdünnten Säuren wird es unter Wasserstoffbildung gelöst. Actinium verbrennt leicht zu Actinium(III)oxid,  $\text{Ac}_2\text{O}_3$ , und bildet mit Halogenen entsprechende Halogenide. Actiniumhydroxid ist schwerlöslich und schwach basisch. Aufgrund u.a. relativistischer Effekte kommt es zwischen Lanthan und Actinium zu einem Bruch im Trend der allgemeinen

Reaktionsfähigkeit, so dass Actinium eher mit Scandium als mit Lanthan vergleichbar ist. Das chemische Verhalten wird stark durch die hohe massenbezogene Aktivität beeinflusst. Bis 1995 konnten erst etwa 10 Verbindungen beschreiben werden.

Aufgrund des extrem geringen Vorkommens ist in der Natur kein eigener Chemismus des Actiniums zu erwarten. Da Actinium aufgrund der Schrägbeziehung im Periodensystem den Erdalkalimetallen ähnelt, ist zu erwarten, dass es von diesen geträgert wird und ihrer Chemie folgt. [HoWi95], [Röm95], [TCS01]

### Radium

Radium ist ein radioaktives, metallisches Element mit der Ordnungszahl 88 und gehört zur Gruppe der Erdalkalimetalle. Das natürliche Radiumvorkommen ist radiogen und Radium daher mit  $7 \cdot 10^{-12}$  Gew.% in der Erdkruste extrem selten. Elemente mit nur radiogenem, natürlichem Vorkommen sind die seltensten Elemente der Erdkruste. Aufgrund der relativ langen Halbwertszeit des Isotops Radium-226 von 1600 a, verbunden mit dem hohen Vorkommen des Mutternuklids Uran-238, mit dem es im radiochemischen Gleichgewicht steht, ist Radium jedoch der häufigste Vertreter dieser Gruppe und weist das größte Vorkommen innerhalb der Elemente mit nur radiogenem, natürlichem Vorkommen auf. Pechblende enthält 0,34 g Radium pro Tonne Uran. Aus diesem Grund war Radium das erste radiogene Element, das isoliert werden konnte. Damit war es zu diesem Zeitpunkt das Material mit der höchsten verfügbaren massenbezogenen Aktivität und somit die stärkste Kernstrahlungsquelle. Der Name Radium leitet sich von diesem hervorstechenden Merkmal ab.

Insgesamt sind 34 Isotope, Radium-201 bis Radium-234, mit Halbwertszeiten zwischen 0,18  $\mu$ s bis 1600 a bekannt. Fünf Isotope davon weisen Halbwertszeiten über einen Tag auf: Ra-223 (11,43 d), Ra-224 (3,66 d), Ra-225 (14,8 a), Ra-226 (1600 a) und Ra-228 (5,75 a). Radiumisotope sind als Zerfallsprodukte in allen natürlichen Zerfallsreihen vertreten:

<u>Reihe</u>	<u>Ausgangsnuklid</u>	<u>Radiumisotope der Reihe</u>
Thorium-Reihe:	Th-232	Ra-228, Ra-224
Uran-Radium-Reihe:	U-238	Ra-226
Uran-Actinium-Reihe:	U-235	Ra-223

Radium-226, Radium-224 und Radium-223 sind Alpha-Strahler mit sehr geringer Neigung zum Clusterzerfall. Radium-228 und Radium-225 sind reine Beta-Strahler.

[NUK06], [HoWi95], [Röm95]

In diesem Projekt werden die Radiumisotope Radium-226 und Radium-228 untersucht. Die Messung erfolgt mittels Gamma-Spektrometrie.

Radium tritt als Erdalkalimetall in der Natur nur als zweiwertiges Kation,  $\text{Ra}^{2+}$ , auf. Radium folgt den typischen Eigenschaften und Trends der Gruppe. Die Elektronegativität nimmt mit steigender Ordnungszahl ab und somit die Beständigkeit gegen Luft und Wasser. Radium ist der unedelste Vertreter der Gruppe. Die Erdalkalimetalle bilden eine Vielzahl schwer oder schlecht löslicher Verbindungen. Sie sind typische Gesteins- und Mineralbildner, worauf die Vorsilbe Erd- hindeutet. Hier seien beispielhaft die Carbonatgesteine Kalkstein, Kreide, Marmor (alle  $\text{CaCO}_3$ ) und Dolomit ( $\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$ ), sowie Feldspate [(Ba,Ca,Na,K,NH<sub>4</sub>)(Al,B,Si)<sub>4</sub>O<sub>8</sub>], Gips ( $\text{CaSO}_4$ ) und Schwerspat ( $\text{BaSO}_4$ ) angeführt. Die Erdalkalimetalle bilden

leicht lösliche Nitrate und Chloride, hingegen sind die Sulfate (nicht bei Magnesium), Phosphate, Oxalate und Carbonate schwer löslich. Die Löslichkeit der Hydroxide nimmt innerhalb der Gruppe mit steigender Ordnungszahl zu. Radiumhydroxid ist mäßig löslich. Die Löslichkeit der Sulfate und Carbonate hingegen nimmt innerhalb der Gruppe ab, so dass die entsprechenden Radiumverbindungen schon als sehr schwer löslich einzustufen sind.

In der Natur folgt Radium in seinem Verhalten seinen Homologen, insbesondere dem nächsten Homologen Barium. In der Regel wirken sie dabei als Träger. Im Körper wird es wie Calcium in die Knochen eingebaut. Bei Anwesenheit von Barium wird es durch Sulfat oder Carbonat mitgefällt. [HoWi95], [JaBla89]

### Blei

Blei ist ein metallisches Element mit der Ordnungszahl 82 und gehört zur Gruppe der Tetrele (Kohlenstoff-Gruppe). Es ist seit ~ 3000 v. Chr. bekannt und zählt somit zu den ältesten bekannten Elemente und Gebrauchsmetallen. Blei ist mit  $1,8 \cdot 10^{-3}$  Gew.% in der Erdkruste vertreten und weist die natürliche Isotopenzusammensetzung:

Pb-204	1,4 %
Pb-206	24,1 %
Pb-207	22,1 %
Pb-208	52,4 %

auf. All diese Isotope sind stabil, wobei Blei-206, Blei-207 und Blei-208 die Endglieder der natürlichen Zerfallsreihen darstellen. Die Isotopenzusammensetzung variiert daher ortsabhängig je nach Ursprung der Lagerstätte und mit der Zeit. Außerdem steigt der Bleianteil in der Erdkruste in geologischen Zeiträumen an. Das Verhältnis der Uranisotope bzw. Thorium-232 zu den entsprechenden Bleiisotopen, sowie der Bleiisotope untereinander werden zur Altersbestimmung genutzt. [Röm95], [NUK06], [TCS01]

Insgesamt sind 35 Isotope, Blei-180 bis Blei-214, mit Halbwertszeiten von 4 ms bis  $1,5 \cdot 10^7$  a, einschließlich der 4 stabilen Isotope bekannt. Drei der Radionuklide weisen eine Halbwertszeit größer ein Jahr auf: Pb-202 ( $5,25 \cdot 10^4$  a, EC<sup>56</sup>), Pb-205 ( $1,5 \cdot 10^7$  a, EC) und Pb-210 (22,3 a,  $\beta^-$ ). Die drei natürlichen Zerfallsreihen weisen Bleiisotope nicht nur als stabile Endglieder, sondern auch mindestens ein Bleinuklid als radioaktives Zwischenglied auf.

<u>Reihe</u>	<u>Ausgangsnuklid</u>	<u>Radionuklid</u>	<u>stabiles Englied</u>
Thorium-Reihe:	Th-232	Pb-212	Pb-208
Uran-Radium-Reihe:	U-238	Pb-214, Pb-210	Pb-206
Uran-Actinium-Reihe:	U-235	Pb-211	Pb-207

Neben den vier stabilen Isotopen (Pb-204, Pb-206, Pb-207 und Pb-208) ist nur Blei-210 als Radionuklid von Bedeutung. Die anderen natürlichen Bleiradionuklide haben lediglich aufgrund ihrer intensiven Gamma-Linien für die Gamma-Spektrometrie eine gewisse Bedeutung. Blei-210 wird auch als Radioblei bezeichnet. Es hat eine Halbwertszeit von 22,3 a und ist ein praktisch reiner  $\beta^-$ -Strahler. [NUK06]

<sup>56</sup> Elektroneneinfang (engl. Electron Capture)

In diesem Projekt wird das Bleiisotop Blei-210 untersucht. Die Messung erfolgt sowohl gamma- wie auch alpha-spektrometrisch. Blei-214 sowie dessen Tochternuklid Bismut-214 werden aufgrund ihrer intensiven Gamma-Linien zur gamma-spektrometrischen Bestimmung von Radium-226 genutzt.

Blei ist ein weiches, dehnbares Schwermetall mit niedrigem Schmelzpunkt (327,4 °C) und ist daher leicht form- und bearbeitbar. Es ist zwar unedel, weist jedoch eine relativ hohe chemische Stabilität auf, da es mit vielen Reaktanten eine passivierende Schutzschicht aufbaut. Es wird daher zum Auskleiden und teilweise im chemischen Apparatebau eingesetzt (z.B. Bleitiegel). Schon die Römer der Antike verwendeten Blei zur Fertigung von Wasserrohren. Oft ist Blei ein Bestandteil weicher oder leicht schmelzender Legierungen, wie Lettermetall, Lagermetallen oder Woodscher Legierung. Der Bleiakкумулятор stellt heute die bedeutendste Anwendung dar. Weiterhin wird es im Strahlenschutz als Absorptionsmaterial genutzt.

Das wichtigste und meistverbreitete Bleierz ist der Bleiglanz oder Galenit,  $\text{PbS}$ , aus welchem es mittels Röstverfahren gewonnen wird. Weitere Bleierze sind Weißbleierz (Cerussit)  $\text{PbCO}_3$ , Rotbleierz (Krokoit)  $\text{PbCrO}_4$ , Gelbbleierz (Wulfenit)  $\text{PbMoO}_4$ , Scheelbleierz (Stolzit)  $\text{PbWO}_4$  und Anglesit (Bleivitrol)  $\text{PbSO}_4$ .

Sowohl metallisches Blei, wie auch seine Verbindungen sind giftig. Blei hemmt die Hämoglobinsynthese. Akute Bleivergiftungen sind aufgrund geringer Resorption selten. Chronische Vergiftungen werden als „Bleikrankheit“ bezeichnet und äußern sich unter anderem in allgemeiner Mattigkeit und Blässe. [HoWi95], [Röm95], [TCS01]

In der Natur tritt Blei praktisch nur als zweiwertiges Kation,  $\text{Pb}^{2+}$ , oder in metallischer Form auf. Generell realisiert Blei in seinen Verbindungen die Oxidationsstufen -IV, -II, +II und +IV, wobei die negativen Oxidationsstufen nur in intermetallischen Phasen mit stark elektropositiven Partnern (Zintl-Phasen) existieren, z.B.  $\text{Mg}_2\text{Pb}$ . Blei(IV)verbindungen wirken stark oxidierend und gehen leicht in Blei(II)verbindungen über. Lediglich Blei(IV)organyle weisen eine relativ hohe Stabilität auf, z.B. Bleitetraethyl,  $\text{PbEt}_4$ , welches früher als Antiklopfmittel in Benzin verwendet wurde. Blei ist ein unedles Metall mit einem Standardpotential ( $\text{Pb}/\text{Pb}^{2+}$ ) von -0,13 V. Frisch geschnittenes Blei zeigt einen starken Glanz und läuft an der Luft schnell unter Bildung einer passivierenden Blei(II)oxidschicht an. Aufgrund einer Überspannung (~ 0,4 V) wird Blei nicht von Protonen oxidiert; daher ist im Allgemeinen zur Oxidation Sauerstoff (Luft) erforderlich. Die meisten Blei(II)salze sind schlecht bis sehr schwerlöslich, hierzu zählen die Halogenide, das Carbonat, Sulfat, Sulfid, Oxalat und Chromat. Diese Eigenschaft korrespondiert mit der Vielfalt an Bleierzen. Von den üblichen Salzen sind nur das Nitrat und Acetat (Bleizucker) gut löslich. Blei ist daher gegenüber Substanzen wie Salzsäure, Flusssäure, Chlor, Schwefeldioxid, Schwefelwasserstoff und Schwefelsäure, welche mit Blei schwerlösliche Salze bilden, beständig, da sich ein oberflächiger, schützender Überzug bildet und das Blei passiviert. Eine Ausnahme bildet heiße, konzentrierte Schwefelsäure, die Bleisulfat komplexiert,  $\text{H}_2[\text{Pb}(\text{SO}_4)_2]$ , und somit Blei zu lösen vermag. Blei wird von Salpetersäure und Essigsäure mit Luftzutritt gelöst. Bleihydroxid ist schwerlöslich und fällt als Blei(II)oxid-Hydrat,  $\text{PbO} \cdot x \text{H}_2\text{O}$  ( $x < 1$ ), in Form eines weißen Niederschlags aus. Reines Blei(II)hydroxid,  $\text{Pb}(\text{OH})_2$  ( $x = 1$ ) konnte bisher nicht dargestellt werden. In heißen, konzentrierten Laugen löst sich Blei aufgrund seines amphoteren Charakters unter Bildung von Plumbaten(II), auch Plumbiten,  $[\text{Pb}(\text{OH})_3]^-$ .

[HoWi95], [Röm95], [TCS01]

In wässrigen Lösungen liegt gelöstes Blei(II) in verschiedenen mono- und polynuklearen, zum Teil hydratisierten, kationischen, neutralen und anionischen Spezies vor, abhängig vom pH-Wert und der Salzkonzentration. Bei mittleren pH-Werten von etwa 6 bis 12 dominiert das polynukleare Kation:  $\text{Pb}_6\text{O}(\text{OH})_6^{4+}$ . Im sauren Bereich bis etwa pH 6 dominieren die kationischen Spezies:  $\text{Pb}^{2+}$  und  $\text{Pb}_4(\text{OH})_4^{4+}$ , während im stark basischen Milieu ab etwa pH 12 das anionische Plumbat(II),  $\text{Pb}(\text{OH})_3^-$ , dominiert. Daneben liegen weitere Spezies vor:  $\text{Pb}(\text{OH})^+$ ,  $\text{Pb}_3(\text{OH})_4^{2+}$  und  $\text{Pb}(\text{OH})_2$ . [HoWi95]

Aufgrund der Schwerlöslichkeit der meisten Bleisalze ist Blei im Wasser in der Regel nur als Spurenelement zu finden. Der partikelgebundene Transport hat für Blei eine deutlich größere Bedeutung als der gelöste Stofftransport. Der Bleigehalt im Sediment ist in der Regel deutlich höher als im Wasser. Eine hohe Wasserhärte führt zur Bildung von schwerlöslichem Bleicarbonat,  $\text{PbCO}_3$ , und Bleisulfat,  $\text{PbSO}_4$ . Hierdurch wird die Löslichkeit gesenkt und z.B. Bleirohre passiviert. Ein kohlen-saures Milieu führt vermehrt zur Bildung des besser löslichen Bleihydrogencarbonat,  $\text{Pb}(\text{HCO}_3)_2$ , und erhöht somit die Löslichkeit; Bleirohre werden langsam angegriffen. Blei reichert sich im biologischen Organismus an, weshalb die Bleiaufnahme über Trinkwasser trotz geringer Gehalte auf Dauer überhaupt von Relevanz ist. Weiterhin bedeutet dies, dass der Verzehr von Wasserlebewesen, z.B. Fisch, zumeist von höherer Bedeutung für die Bleiaufnahme ist als die Verwendung des Wassers als Trinkwasser. [HoWi95], [Röm95], [TCS01]

### Polonium

Polonium ist ein radioaktives, halbmimetallisches Element mit der Ordnungszahl 84 und gehört zur Gruppe der Chalkogene (Sauerstoff-Gruppe). Das natürliche Vorkommen von Polonium ist radiogen. Polonium ist mit  $2 \cdot 10^{-14}$  Gew.% in der Erdkruste extrem selten, wie alle Elemente mit nur radiogenem, natürlichem Vorkommen. 1000 t Pechblende enthalten etwa 0,03 g Polonium.

Insgesamt sind 35 Poloniumisotope Polonium-186 bis Polonium-220, mit Halbwertszeiten zwischen  $> 300$  ns bis 102 a bekannt. Vier Isotope davon weisen eine Halbwertszeit über einem Tag auf: Po-206 (8,8 d), Po-209 (102 a), Po-208 (2,898 a) und Po-210 (138,38 d). Von Bedeutung sind lediglich Po-210, das leblebigste, natürliche Isotop, sowie die künstlich erzeugten Isotope Po-209 und Po-208. Poloniumisotope sind als Zerfallsprodukte allen natürlichen Zerfallsreihen vertreten:

Reihe	Ausgangsnuklid	Poloniumisotope der Reihe
Thorium-Reihe:	Th-232	Po-216, Po-212
Uran-Radium-Reihe:	U-238	Po-218, Po-214, Po-210
Uran-Actinium-Reihe:	U-235	Po-215, Po-211

Alle genannten Poloniumisotope sind Alpha-Strahler. Polonium-210 ist ein reiner Alpha-Strahler, sowie die natürlichen Isotope Polonium-211, Polonium-212, Polonium-214 und Polonium-216. Die natürlichen Isotope Polonium-215 und Polonium-218 weisen eine sehr geringe Wahrscheinlichkeit des  $\beta^-$ -Zerfalls auf (Po-218: 0,02 %; Po-215:  $4 \cdot 10^{-4}$  %). Die künstlichen Isotope Polonium-208 und Polonium-209 sind Alpha-Strahler mit einer sehr geringen Neigung zum  $\beta^+$ -Zerfall. Polonium-206 ist Alpha- und  $\beta^+$ -Strahler.

[NUK06], [HoWi95], [Röm95]

Polonium ist das schwerste bekannte Chalkogen (Sauerstoff-Gruppe) und ein Halbmetall. Chemisch ähnelt es seinen Homologen Selen und Tellur. Das chemische Verhalten wird stark durch die hohe spezifische Aktivität beeinflusst. Gemäß seiner Stellung im Periodensystem werden in Verbindungen die Oxidationsstufen -II, +II, +IV und +VI realisiert. Po(VI) ist ein sehr starkes Oxidationsmittel und in wässriger Lösung nicht stabil. Po(IV) ist die in wässriger Lösung stabilste und dominante Oxidationsstufe. Po(II) ist in Abwesenheit von Oxidationsmitteln in wässriger Lösung stabil. Da aber durch die Radioaktivität stets Hydroxidradikale als Oxidationsmittel gebildet werden, oxidiert Polonium sich selbst. Dieser Vorgang wird als Autooxidation bezeichnet. Po(II) geht daher langsam in Po(IV) über. Wird Polonium durch Zerfall in Lösung gebildet, ist davon auszugehen, dass sich direkt Po(IV) bildet. In stark reduktivem Milieu nimmt Polonium als Halbmetall anionischen Charakter an. Verbindungen von Po(-II) sind zahlreich aber unbedeutend. Polonide treten oft in intermetallischen Phasen auf. In wässriger Lösung tritt Po(-II) nicht auf.

Metallisches Polonium löst sich in Mineralsäuren wie Salzsäure, Salpetersäure oder Schwefelsäure unter Bildung des rosaroten  $\text{Po}^{2+}$ -Kations. Darin zeigt sich im Vergleich mit den niedrigeren Homologen Selen und Tellur der höhere Metallcharakter. Selen löst sich nicht in Salzsäure, Tellur nur in Gegenwart von Sauerstoff. Bei der Autooxidation färbt sich die Lösung gelb. In leicht sauren und neutralen Lösungen hydrolysiert Polonium und bildet  $\text{PoO}(\text{OH})^+$ ,  $\text{PoO}(\text{OH})_2$  und  $\text{PoO}_2$ .  $\text{Po}^{4+}$  ist im Gegensatz zu  $\text{Th}^{4+}$  in wässriger Lösung nicht stabil. Es hydrolysiert sofort unter Bildung des Oxidations  $\text{PoO}^{2+}$  oder wird in stark saurer Lösung komplexiert. In Salzsäure wird Polonium zu Tetrachloropolonit,  $\text{Po}(\text{II})\text{Cl}_4^{2-}$ , oder Hexachloropolonat,  $\text{Po}(\text{IV})\text{Cl}_6^{2-}$ , komplexiert. In basischen Lösungen bildet sich Polonat,  $\text{PoO}_3^{2-}$ . Aufgrund der Hydrolyse von Polonium weist es eine sehr hohe Adsorptionsaffinität zu Oberflächen mit endständigen Sauerstoff- und Hydroxidgruppen auf. Polonium wird daher von Partikeln mit derartigen Gruppen sehr leicht adsorbiert und mit Hydroxiden mitgefällt. So sollten in Glasgeräten Poloniumlösungen stets unter  $\text{pH} = 1$  gehandhabt werden, da ansonsten messbare Mengen Polonium an der Glasoberfläche absorbieren. [HoWi95], [Joh08], [NAS61]

### Kalium

Kalium ist ein metallisches Element mit der Ordnungszahl 19 und gehört zur Gruppe der Alkalimetalle. Es ist mit 2,4 Gew.% in der Erdkruste vertreten und damit das siebthäufigste Element. Kalium weist die natürliche Isotopenzusammensetzung:

K-39	93,2581 %
K-40	0,0117 %
K-41	6,7302 %

auf. Die Isotope Kalium-39 und Kalium-41 sind stabil, während Kalium-40 ein primordiales Radionuklid mit einer Halbwertszeit von  $1,28 \cdot 10^9$  a ist. Insgesamt sind 22 Isotope, K-33 bis K-54, mit Halbwertszeiten von  $<25$  ns bis  $1,28 \cdot 10^9$  a bekannt. Nur drei der Radionuklide weisen eine Halbwertszeit größer einer Stunde auf. Dies sind, neben Kalium-40, Kalium-42 mit einer Halbwertszeit von 12,36 h und K-43 mit 22,2 h Halbwertszeit. Beide sind reine  $\beta^-$ -Strahler. Bedeutung kommt allein Kalium-40 zu. Es unterliegt dem Beta-Zerfall, wobei zu 89,3 % der  $\beta^-$ -Zerfall in Calcium-40 und zu 10,7 % der  $\beta^+$ -Zerfall in Argon-40 erfolgt. Beide Tochternuklide sind stabil und das häufigste Nuklid des jeweiligen Elementes. Calcium-40 stellt in der natürlichen Isotopenzusammensetzung 96,941 % dar, Argon-40 99,6003 %. Das Vorkommen der jeweiligen Elemente wird daher maßgeblich auf den Zerfall von Kalium-40 zurückgeführt. Analog zu Blei steigt der Anteil in der Erdhülle in geologischen Zeiträumen

an. Das Verhältnis von Kalium und Argon wird zur Altersbestimmung von Gesteinen genutzt, Kalium-Argon-Methode. [HoWi95], [NUK06], [NUK00]

In diesem Projekt wird Kalium-40 mittels Gamma-Spektrometrie gemessen.

Kalium ist wie alle Alkalimetalle stark elektropositiv. Metallisches Kalium ist ein silberweißes, weiches Leichtmetall ( $0,862 \text{ g/cm}^3$ ) mit niedriger Schmelztemperatur ( $63,60 \text{ }^\circ\text{C}$ ). Es läuft an der Luft schnell unter Bildung einer Oxidschicht an. In der Hitze verbrennt es zu Kaliumhyperoxid,  $\text{KO}_2$ . Mit Wasser reagiert es unter Flambbildung und mit Halogenen explosiv.

Kalium tritt als Alkalimetall in der Natur nur als einwertiges Kation,  $\text{K}^+$ , auf und folgt den typischen Eigenschaften und Trends der Gruppe. Kaliumsalze sind in der Regel gut wasserlöslich. Es gibt nur wenige schwerlösliche Salze, wie Kaliumperchlorat,  $\text{KClO}_4$ . Die meisten sind komplex, wie Kaliumnatriumhexanitratocobaltat(III),  $\text{K}_2\text{Na}[\text{Co}(\text{NO}_2)_6]$ , Kaliumhexachloroplatinat(IV),  $\text{K}_2[\text{PtCl}_6]$  und das Tripelsalz Kaliumkupferbleinitrat,  $\text{K}_2\text{CuPb}(\text{NO}_3)_6$ . In der Natur kommt nur dem organischen Kaliumhydrogentartrat eine gewisse Bedeutung zu, das als Weinstein bekannt ist. Allgemein sind Kaliumsalze häufig schwerer löslich als die entsprechenden Natriumsalze und enthalten meist kein Kristallwasser, was ihre Verwendung in Sprengmitteln und Feuerwerkskörpern begründet. [HoWi95], [JaBla86]

Kalium wird silicatisch fester gebunden als Natrium und unterliegt daher viel weniger der Ausschwemmung. Dies führt dazu, dass bei ähnlicher Häufigkeit in der Erdkruste Kalium in silicatischen Böden und Gesteinen gebunden ist, während der Kaliumanteil im Meerwasser bei 2,5 % des Natriumanteiles liegt. Das Verhalten in der Natur wird daher im Wesentlichen von Ad- und Desorption an Silikaten, insbesondere Aluminiumschichtsilicaten, bestimmt, während Fällungsreaktionen von untergeordneter Bedeutung sind. Weitverbreitete Kaliumminerale sind die Aluminiumsilikate Kalifeldspate,  $\text{K}[\text{AlSi}_3\text{O}_8]$  und Kaliglimmer, wie Muskovit,  $\text{KAl}_2(\text{OH},\text{F})_2[\text{AlSi}_3\text{O}_{10}]$  und Phlogopit,  $\text{KMg}_3(\text{OH},\text{F})_2[\text{AlSi}_3\text{O}_{10}]$ . Salzlagerstätten werden durch Eintrocknen von Meerwasser gebildet. In solchen Lagerstätten sind vor allem Kaliumchloride und Sulfate anzutreffen, häufig werden Doppelsalze gebildet. Sylvin,  $\text{KCl}$ , ist das häufigste Mineral. Vergesellschaftet mit Halit,  $\text{NaCl}$ , wird es als Sylvinit bezeichnet. Daneben sind die Minerale Carnallit,  $\text{KMgCl}_3 \cdot 6 \text{ H}_2\text{O}$ , Kainit,  $\text{KMgCl}(\text{SO}_4) \cdot 3 \text{ H}_2\text{O}$ , Glaserit,  $\text{K}_3\text{Na}(\text{SO}_4)_2$ , Schönit,  $\text{K}_2\text{Mg}(\text{SO}_4)_2 \cdot 6 \text{ H}_2\text{O}$ , Polyhalit,  $\text{K}_2\text{Ca}_2\text{Mg}(\text{SO}_4)_4 \cdot 2 \text{ H}_2\text{O}$  und Langbeinit,  $\text{K}_2\text{Mg}_2(\text{SO}_4)_3$  oft anzutreffen.

Kalium ist für alle bekannten biologischen Spezies essentiell. Es spielt im tierischen u. pflanzlichen Organismus eine sehr wichtige Rolle. In Pflanzen beeinflusst Kalium u. a. osmotische Vorgänge in der Zelle, wie den Wasserhaushalt und ist notwendig für die Photosynthese und Atmung. Kaliummangel führt u. a. zur Anreicherung von Zuckern, während die Cellulose-Bildung gehemmt ist. Daher gehört Kalium zu den drei Hauptnährelementen, Stickstoff, Phosphor und Kalium (NPK-Dünger, liebig'sches Minimumgesetz). Im tierischen und menschlichen Körper wird eine Vielzahl physiologischer Vorgänge über Kalium-Natrium-Ungleichgewichte gesteuert. Kalium und Natrium stehen dabei in einem Agonist-Antagonist-Verhältnis. So ist der Kaliumgehalt in den Zellen sehr viel höher als im extrazellulären Raum, etwa 98:2, während es sich beim Natrium genau gegenteilig verhält. Es werden u. a. der osmotische Druck in den Zellen, die Flüssigkeitsausscheidung, Erregbarkeit von Muskeln und Nerven, Glykolyse, Lipolyse, Gewebsatmung und die Synthese von Proteinen und des Neurotransmitters Acetylcholin gesteuert. Die durchschnittliche tägliche Kaliumaufnahme liegt bei 2 bis 4 g, der minimale Tagesbedarf liegt bei etwa 0,8 g. Ein Kaliummangel (Hypokaliämie, Kalipenie) äußert sich besonders durch Herzrhythmus-

störungen, Muskelschwäche und Appetitverlust. Ein Überschuss macht sich hingegen durch Auftreten von Muskelkrämpfen bemerkbar. Entsprechend seiner Bedeutung ist Kalium auch in biologischen Organismen häufig. So wurde Kaliumcarbonat in der Antike durch Laugen von Pflanzenasche gewonnen, was sich im Trivialnamen Pottasche widerspiegelt. Aufgrund des radioaktiven Isotops Kalium-40 ist Kalium maßgeblich für die interne Aktivität. Zum Beispiel wird die Messung der Kaliumaktivität industriell zur Bestimmung des Fleischgehaltes von Schinken genutzt. [HoWi95], [Röm95], [TCS01]

### Cäsium

Cäsium ist ein metallisches Element mit der Ordnungszahl 55 und gehört zur Gruppe der Alkalimetalle. Es ist mit  $3 \cdot 10^{-4}$  Gew.% in der Erdkruste vertreten und weist damit ein rund 8000mal geringeres Vorkommen auf als das Homologe Kalium. Cäsium ist ein Reinelement mit dem Isotop Cäsium-133, welches das einzige stabile Cäsium-Isotop ist. Besondere Bedeutung hat Cäsium-133 als Definitionsgrundlage der Sekunde. Die 13. Konferenz für Maße und Gewichte definierte im Oktober 1967 die Sekunde als das 9192631770-fache der Periodendauer der dem Übergang zwischen den beiden Hyperfeinstruktur-Niveaus des Grundzustandes des Nuklides Cäsium-133 entsprechenden Strahlung.

Insgesamt sind 41 Isotope, Cäsium-112 bis Cäsium-152, mit Halbwertszeiten zwischen 17  $\mu$ s bis  $2 \cdot 10^6$  a bekannt. Drei dieser Isotope weisen Halbwertszeiten über einem Jahr auf: Cs-134 (2,06 a), Cs-135 ( $2 \cdot 10^6$  a) und Cs-137 (30,17 a). Alle drei sind  $\beta^-$ -Strahler und werden bei der Kernspaltung gebildet. Besondere Bedeutung kommt Cäsium-137 zu aufgrund seiner Dosisrelevanz verbunden mit einer langen Halbwertszeit. Cäsium-137 gilt als rein anthropogen und wird daher und aufgrund seiner leichten Messbarkeit mittels Gamma-Spektrometrie über die 662 keV – Linie als Umwelttracer genutzt. Natürlich kommt Cäsium-137 nur in extremen Ultraspuren vor. Es wird durch spontane Kernspaltung des Urans sowie der hieraus resultierenden induzierten Kernspaltung von Uran gebildet. Das natürliche Vorkommen ist jedoch gegen das anthropogen erzeugte Cäsium-137 ohne Bedeutung. Die gegenteilige Einschätzung bei den natürlichen Nukliden des Neptunium und Plutonium, die als Brutprodukte der natürlichen Kernspaltung entstehen, resultiert in der in geologischen Zeiträumen sehr kurzen Halbwertszeit von „nur“ 30,17 a. Die Nuklide der Brutprodukte weisen deutlich längere Halbwertszeiten auf, z.B. Plutonium-139 mit  $2,411 \cdot 10^4$  a und Neptunium mit  $2,144 \cdot 10^6$  a Halbwertszeit und erfahren daher über lange Zeiträume eine gewisse Anreicherung, die allerdings weiterhin im Ultraspurenbereich liegt. [HoWi95], [NUK06], [Röm95]

In diesem Projekt wird Cäsium-137 mittels Gamma-Spektrometrie gemessen.

Cäsium ist das elektropositivste Element. Metallisches Cäsium ist entsprechend reaktiv und kann nur in Schutzatmosphäre gehandhabt werden. Es entzündet sich bei Zutritt von Luftsauerstoff spontan und verbrennt zum Hyperoxid, CsO<sub>2</sub>. Mit Wasser reagiert es explosiv. Es ist ein goldgelbes, sehr weiches, dehnbare Leichtmetall (1,873 g/cm<sup>3</sup>). Nach Quecksilber weist es den niedrigsten Schmelzpunkt metallischer Elemente auf. Mit einer Schmelztemperatur von 28,45 °C kann es in der Hand aufgeschmolzen werden.

In der Natur tritt Cäsium nur als einwertiges Kation,  $\text{Cs}^+$ , auf. Es folgt in seinem chemischen Verhalten wie Rubidium dem niedrigeren Homologen Kalium. Cäsium und Rubidium sind fast ausschließlich als Begleiter von Kalium anzutreffen. Wie beim Kalium ist Cäsium in Silicaten, insbesondere Aluminiumsilicaten, gegenüber dem Wasser angereichert. Cäsium ist entsprechend in geringen Mengen in allen Kaliummineralen zu finden. Relativ hohe Konzentrationen werden in dem Kalifeldspat Lepidolith,  $(\text{Li},\text{K},\text{Rb},\text{Cs})\text{Al}_2(\text{OH},\text{F})_2[\text{AlSi}_3\text{O}_{10}]$ , erreicht. Als reines Cäsiummineral ist nur das sehr seltene Phollux,  $\text{CsAl}[\text{SiO}_3]_2 \cdot \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$ , bekannt.

Über die physiologische Wirkung von Cäsium auf den Menschen ist nur wenig bekannt. Es ist weder essentiell noch toxisch und kommt im menschlichen Körper nur in geringen Spuren vor. Es wird ähnlich wie Kalium aufgenommen und verstoffwechselt, kann aber wohl nicht dessen Funktion übernehmen. Aufgrund der geringen Häufigkeit gegenüber Kalium kommt Cäsium keine Bedeutung zu. Eine Ausnahme bilden die radioaktiven Cäsiumisotope, wie Cäsium-137. Ihnen kommt aufgrund der aktiven Aufnahme in den Körper, menschlich, tierisch und pflanzlich, eine besondere Dosisrelevanz zu. Dieser Zusammenhang ist insbesondere bei Pflanzen auf kaliumarmen Böden zu beobachten. Hier ist eine starke Anreicherung im organischen Material festzustellen, wie z. B. auf dem Bikini-Atoll.

[HoWi95], [JaBla86], [TCS01]

#### 4.4. Transportprozesse und Ungleichgewichte

In geologisch abgeschlossen Uranerzen stehen die Nuklide der Zerfallsreihen im radiochemischen Gleichgewicht. An der Oberfläche hingegen ist das Erz Witterungseinflüssen ausgesetzt, die entsprechend der unterschiedlichen chemischen Eigenschaften der Radioelemente zu Störungen des radiochemischen Gleichgewichtes führen. Die Art der Störung erlaubt daher Rückschlüsse auf die einwirkenden Einflüsse.

Hier stehen Aspekte des Uranbergbaus im Vordergrund. Ist Uran-238 gegenüber den restlichen Nukliden der Uran-Radium-Reihe erhöht, spricht dies für eine Anreicherung bzw. Ausfällung gelöst transportierten Urans. Entsprechend deutet ein Urandefizit gegenüber den übrigen Nukliden der Zerfallsreihe auf Uranmobilisierung, also das Auswaschen bzw. Auslaugen von Uran hin. Bei Tailingmaterial der Uranerzaufarbeitung ergibt sich durch das feine Zermahlen des Erzes zudem eine erhöhte Radonmobilität, die sich in einer Störung des Gleichgewichtes zwischen Radium-226 und Blei-210 widerspiegelt. Ähnliche Aktivitätsverhältnisse ergeben sich auch durch die Anreicherung bzw. Ausfällung gelöst transportierten Radiums. Ein partikulärer Transport des Uranminerals (Erz oder Armerz) erfolgt wiederum unter weitgehendem Erhalt des radiochemischen Gleichgewichtes. Als Hinweis auf einen uranbergbaulichen Einfluss kann das Verhältnis der Uran-Radium-Reihe zur Thorium-Reihe genutzt werden. Thorium-232 weist in der Region eine vergleichsweise homogene Verteilung aufweist. Eine übermäßig erhöhte Aktivität der Nuklide der Uran-Radium-Reihe gegenüber der Aktivität der Nuklide der Thorium-Reihe spricht daher für einen anthropogen, d.h. uranbergbaulichen Einfluss. Ist die Aktivität der Nuklide der Uran-Radium-Reihe mehr als doppelt so hoch wie die Aktivität der Nuklide der Thorium-Reihe, übersteigt dies den Bereich der natürlichen Schwankungen und kann gemäß [GRS96] und [Mic05] als Nachweis eines uranbergbaulichen Einflusses betrachtet werden. Tab. 4.1 zeigt eine Übersicht der betrachteten Szenarien und ihrer Indikatoren. [Mic05], [GRS96], [Rit08]

Tab. 4.1: Radiochemische Ungleichgewichte und mögliche Szenarien zur Beurteilung von Einflüssen des Uranbergbaus in Auenböden und Sedimenten

Szenario	Indikatoren
natürliche geochemische Verhältnisse	$\frac{a(^{210}\text{Pb})}{a(^{226}\text{Ra})} = 1$ ; $\frac{a(^{226}\text{Ra})}{a(^{238}\text{U})} = 1$ ; $\frac{a(^{228}\text{Ra})}{a(^{238}\text{U})} > 0,5$
Eintrag von erzhaltigem Material; partikulärer Transport	$\frac{a(^{210}\text{Pb})}{a(^{226}\text{Ra})} = 1$ ; $\frac{a(^{226}\text{Ra})}{a(^{238}\text{U})} = 1$ ; $\frac{a(^{228}\text{Ra})}{a(^{238}\text{U})} < 0,5$
Anreicherung / Ausfällung von gelöst transportiertem Uran	$\frac{a(^{210}\text{Pb})}{a(^{226}\text{Ra})} = 1$ ; $\frac{a(^{226}\text{Ra})}{a(^{238}\text{U})} < 1$
Uranmobilisierung / Auswaschung von Uran	$\frac{a(^{210}\text{Pb})}{a(^{226}\text{Ra})} = 1$ ; $\frac{a(^{226}\text{Ra})}{a(^{238}\text{U})} > 1$
Eintrag von Tailingmaterial (partikuläre Transport) oder Anreicherung / Ausfällung von gelöst transportiertem Radium	$\frac{a(^{210}\text{Pb})}{a(^{226}\text{Ra})} > 1$ ; $\frac{a(^{226}\text{Ra})}{a(^{238}\text{U})} > 1$

## 4.5. Uran in Düngemitteln

Phosphor ist ein essentieller Mineralstoff für alle bekannten Lebewesen, beispielhaft sei hier das Phosphatrückgrat der DNA genannt, und gehört zu den drei wichtigsten Pflanzennährstoffen, die dem Boden zugeführt werden müssen (Stickstoff, Phosphor und Kalium; NPK-Dünger). Phosphatdünger werden aus Rohphosphat (Lagerstättenphosphat) durch Aufschluss mit verschiedenen Mineralsäuren gewonnen. Uran weist eine hohe Affinität gegenüber Phosphaten auf. Bei der Verlagerung von Phosphaten wird daher Uran aus der Umwelt gebunden und angereichert, so dass sekundäre, sedimentäre Phosphatlagerstätten hohe Urangehalte aufweisen können<sup>57</sup>. Da derartige Lagerstätten in der Regel relativ leicht zugänglich sind, werden sie bevorzugt zur Gewinnung von Phosphatdüngemitteln genutzt. Etwa 87 % der Phosphatdüngemittel basieren auf sedimentären Rohphosphaten. Tab. 4.2 zeigt die Urangehalte einiger primärer, magmatischer und sekundärer, sedimentärer Phosphatlagerstätten.

Tab. 4.2: Urangehalte verschiedener Phosphatlagerstätten [Süß05]

Lagerstätte	Urangehalt (ppm)	Art
Kola, Russland	2,8	magmatisch
Florida, USA	120	sedimentär
Western region, USA	660	sedimentär
Palabora rock, Südafrika	9	magmatisch
Khourigba, Marokko	100	sedimentär

Andere Düngemittel weisen in der Regel nur geringe Urangehalte auf und können im Verhältnis zum Einfluss der Phosphatdünger vernachlässigt werden. Erhöhte Urangehalte sind in der Regel auf die allgemeine Anreicherung von Schwermetallen, wie bei Klärschlamm zurückzuführen oder auf den direkten oder indirekten Einfluss von Phosphatzusätzen.

Der Eintrag von Uran auf landwirtschaftliche Flächen durch die Verwendung mineralischer Phosphatdünger ist unstrittig. Ebenso ist unstrittig, dass in aller Regel der Uranaustrag deutlich unter dem Eintrag liegt und es somit zu einer Anreicherung von Uran auf landwirtschaftlichen Flächen führt. Das Ausmaß dieser Anreicherung und dessen Bewertung ist hingegen Gegenstand intensiver Auseinandersetzungen. Die gegensätzlichen Positionen werden dabei im Wesentlichen vom Industrieverband Agrar und der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)<sup>58</sup> repräsentiert. Die Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), insbesondere vertreten durch Prof. Dr. Dr. Ewald Schnug, sieht einen dringenden Handlungsbedarf und fordert die Einführung von Grenzwerten. Der Industrieverband Agrar dagegen vertritt die Ansicht, dass belegt durch Langzeitstudien kein Handlungsbedarf besteht und nach heutigem Kenntnisstand Gefahren für Umwelt und Gesundheit durch phosphathaltige Mineraldünger ausgeschlossen werden können [InA07]. Diese Auffassung wird von der Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) und dem Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) geteilt, die in einer gemeinsamen Stellungnahme am 5. April 2007 erklärten: „Das BfR kann bei Zugrundelegen der Urangehalte mit konservativen Modellrechnungen keine gesund-

<sup>57</sup> Derartige Lagerstätten wurden bereits zur Urangewinnung genutzt. Die Wirtschaftlichkeit wird vom Weltmarktpreis für Uran und der Möglichkeit des Erwerbs auf dem Weltmarkt bestimmt.

<sup>58</sup> Das FAL ist zum 01.01.2008 in Zuge von Restrukturierungen in das Julius Kühn-Institut (JKI) aufgegangen, andere Teile wurden dem Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI) zugeordnet.

heitlichen Beeinträchtigungen für das landwirtschaftliche Nutztier und für den Verbraucher durch die im Futtermittel und Tränkewasser enthaltenen Urangelhalte erkennen.“

Eine eigene, sehr konservative Abschätzung basierend auf den von der FAL kalkulierten Uraneinträgen lassen messbare Einflüsse auf die untersuchten Proben sehr unwahrscheinlich erscheinen, können aber grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden. Dabei gelten düngemittelbedingte Uraneinträge unter 5 % des natürlichen Urangelhaltes als im Rahmen der Messunsicherheit vernachlässigbar. Eine ausführlichere Darstellung der Thematik einschließlich der angeführten Abschätzung ist im Anhang (S. 252) beigefügt.

Bei der Probenahme wurde auf den Testflächen 18 und 51 Dünger vorgefunden. Von beiden Düngemitteln wurden Proben aufgesammelt und untersucht. Die Abb. 4.4 und Abb. 4.5 zeigen die Düngemittelproben<sup>59</sup> „Dünger T18AGe“ und „Dünger T51Ma“.



Abb. 4.4: Düngemittelprobe von Testfläche T18



Abb. 4.5: Düngemittelprobe von Testfläche T51

Auf Testfläche 18 wurde Gerste angebaut. Die Probenahme erfolgte einige Zeit nach der Ernte am 26.08.2008. Es wurde zusätzlich Gülle auf dem Feld ausgebracht. Auf Testfläche 51 wurde Mais angebaut. Die Probenahme erfolgt zu Beginn der Vegetationsperiode am 10.06.2008. Der Mais war etwa kniehoch.

Die Düngemittelproben wurden mittels qualitativ-chemischer Nachweisverfahren auf ihre Zusammensetzung und analog der Bewuchsasche nach radiochemischer Aufarbeitung einschließlich des Mikrowellenaufschlusses alpha-spektrometrisch auf Uran und Blei-210 untersucht. Die qualitativ-chemische Analyse ist im Anhang (S. 263) und die radiochemische Analyse beim Bewuchs (S. 98) dargestellt.

<sup>59</sup> Die Bezeichnung der Proben erfolgt analog der dort genommenen Bodenprobe (siehe auch dort). Zunächst wird die Testfläche genannt (T für Testfläche), das A nach T18 kennzeichnet eine bestimmte Probenahme- und -abgabefläche. Dann folgt ein Kürzel für die angebaute Feldfrucht, hier Ge für Gerste und Ma für Mais. Zur Abgrenzung von den Bodenproben wird das Wort Dünger vorangestellt.

Bei dem Dünger von Testfläche 18 (Dünger T18AGe) handelt es sich um einen Kalk-Dünger, wahrscheinlich um gemahlene Kalkstein,  $\text{CaCO}_3$ . Dolomit,  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ , kann mit hoher Sicherheit ausgeschlossen werden, da kein Magnesium nachgewiesen werden konnte. Die Abwesenheit von Sulfat spricht gegen Anteile von Gips,  $\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$ , oder Anhydrit,  $\text{CaSO}_4$ . Auch die Hauptnährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium sind nicht enthalten.

Bei dem Dünger von Testfläche 51 (Dünger T51Ma) handelt es sich um einen Phosphat-Dünger. Die Hauptnährstoffe Kalium und Stickstoff konnten nicht nachgewiesen werden, wobei organisch gebundener Stickstoff nicht ausgeschlossen werden kann. Es wird sich wahrscheinlich um ein Superphosphat handeln, da neben Calcium auch Sulfat gefunden wurde. Zur Herstellung von Superphosphat wird das Rohphosphat, in der Regel Apatit,  $\text{Ca}_5[(\text{F},\text{Cl},\text{OH})(\text{PO}_4)_3]$ , mit Schwefelsäure aufgeschlossen. Dabei entsteht ein Gemisch aus löslichem Calciumdihydrogenphosphat,  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$  und schwerlöslichem Calciumsulfat, sowie geringen Mengen Calciumchlorid und -fluorid.

Tab. 4.3 zeigt die bei der radiochemischen Analyse ermittelten Urangehalte der Düngemittelproben sowie den Gehalt an Blei-210. Für Uran wird neben der massenbezogenen Aktivität ( $a$ ) auch der Massenanteil<sup>60</sup> ( $\omega$ ) in mg Uran pro kg Düngemittel, dies entspricht ppm, angegeben.

Tab. 4.3: Urangehalte der Düngemittelproben

$a$  ist die massenbezogene Aktivität und  $u(a)$  dessen Unsicherheit.  $\omega$  ist der Massenteil; mg/kg entspricht ppm.

			Dünger T18AGe	Dünger T51Ma
<b>U(nat)</b>	$\omega$	(mg/kg)	3,8	147
<b>U-238</b>	$a$	(Bq/kg)	46	1816
	$u(a)$	(Bq/kg)	8	194
<b>U-234</b>	$a$	(Bq/kg)	40	1907
	$u(a)$	(Bq/kg)	7	203
<b>U-235</b>	$a$	(Bq/kg)	2,8	75
	$u(a)$	(Bq/kg)	0,9	8
<b>Pb-210</b>	$a$	(Bq/kg)	32	553
	$u(a)$	(Bq/kg)	2	15

Der Phosphatdünger (Dünger T51Ma) weist erwartungsgemäß einen deutlich höheren Urangehalt auf als der Kalkdünger (Dünger T18AGe). Blei-210 ist als Uranfolgeprodukt zu betrachten und spiegelt somit den Einfluss der Verarbeitung zum Düngemittel wider. Die untersuchten Stichproben weisen gemäß der Untersuchung „Bestimmung und Bewertung der Schwermetallgehalte von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstraten“ [Dit08] des Sächsischen Landesamtes für Landwirtschaft innerhalb ihrer Düngemittelart typische Urangehalte auf (siehe Tab. 13.31, S. 254).

<sup>60</sup> Umrechnung erfolgt auf Basis Aktivität von Uran-238 unter Berücksichtigung des Massenanteils von 0,993 in Natururan mittels der spezifische Aktivität von  $1,24 \cdot 10^4$  Bq/g [BMU06a] unter Annahme des natürlichen Isotopenverhältnisses.

## 4.6. Angewandte Methoden

Im Rahmen des Projektes wurden verschieden Messmethoden verwendet:

- Gamma-Spektrometrie,
- Alpha-Spektrometrie und
- ICP-MS.

Die Gamma-Spektrometrie wurde bei der Untersuchung der Sedimente, Auenböden und beim Bewuchs eingesetzt. Die Messungen erfolgten mittels HPGe-Detektoren in Ringschalen (Marinelli-Becher) oder Petrischalen. Zuvor wurden die praktisch radondicht verschlossen Gefäße mindestens drei Wochen zur Einstellung der durch Radonemanation gestörten Gleichgewichte gelagert. Die Alpha-Spektrometrie wurde zur Untersuchung der Wasser- und Bewuchsproben genutzt und erfolgte mittels Oberflächensperrschichtdetektoren. Sie erfordert eine radiochemische Aufarbeitung mit Trennung und Herstellung eines so genannten masselosen Messpräparates. Zur Trennung wurde die Festphasenchromatographie mittels kommerziell erhältlicher Säulen genutzt. Die Herstellung der Messpräparate erfolgte mittels Elektro- und Autodeposition. Beim Bewuchs war weiterhin ein chemischer Aufschluss der Bewuchsasche notwendig. Hierzu wurde ein Mikrowellendruckaufschluss mit Königswasser und Flusssäure verwendet. Zur Bestimmung von Blei-210 im Wasser wurde stabiles Blei als interner Standard genutzt. Dessen Messung erfolgte mittels induktiv gekoppelter Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS, **i**nductively **c**oupled **p**lasma **m**ass **s**pectrometry). Dies ist eine Element-Massenspektrometrie bei der eine Argon-Plasmafackel zur Atomisierung und Ionisierung genutzt wird. Beim verwendet Gerät, Thermo X7, erfolgte die Massentrennung mittels Quadropol. Eine ausführliche Erläuterung der eingesetzten Verfahren kann den jeweiligen Diplom- und Masterarbeiten entnommen werden. Bezüglich der ICP-MS sei auf die Literaturstellen [Cam01], [Gro11] und [Gün90] verwiesen.

## 5. Flusswasser

### 5.1. Einleitung

In der allgemeinen Bedeutung ist ein Fluss ein natürliches, linienhaft fließendes Gewässer auf dem Land. Das Flusswasser stellt daher das charakterisierende Element dar. Als das mobile Umweltkompartiment des Ökosystems Fluss bestimmt es dessen Dynamik. Fast alle Transportprozesse im Flusssystem resultieren aus der Bewegung des Wassers und begründen daher die Dominanz des stromabwärts gerichteten Stofftransports. Das Wasser reagiert am unmittelbarsten und schnellsten auf Veränderungen und ist daher das veränderlichste Umweltkompartiment des Flusssystems. Der Zustand des Flusswassers bezieht sich stets auf einen Ort und eine Zeit. Der mobile Charakter bedingt, dass es nicht möglich ist, das gleiche Wasser zweimal zu beproben. In der hier durchgeführten Wasseranalyse werden gelöste und kolloidal gelöste Partikel bis  $< 45 \mu\text{m}$  untersucht.

Die Untersuchung der Wasserproben erfolgte nach radiochemischer Aufarbeitung über Alpha-Spektrometrie mittels Oberflächensperrschichtdetektoren. Sie erfolgte in Zusammenarbeit mit Maruta Bunka und Florian Koenn. Florian Koenn beschreibt in seiner Diplomarbeit FH „ $\alpha$ -spektromertische Untersuchungen von Wasserproben aus der Zwickauer Mulde“ [Koe09] im Wesentlichen die Uran- und Poloniumbestimmung der Wasserproben aus der Zwickauer Mulde. Maruta Bunka befasst sich in ihrer Masterarbeit „Radiometrische Untersuchungen natürlicher Radionuklide in Umweltproben“ [Bun09] im Wesentlichen mit der Uran- und Poloniumbestimmung der Wasserproben aus der Vereinigten Mulde.

### 5.2. Proben und Probenahme

Insgesamt wurden 26 Wasserproben im Zeitraum von April bis Mai sowie im Oktober 2008 gesammelt. Es wurden 19 Proben entlang der Zwickauer und Vereinigten Mulde zwischen den Uranbergbaugebieten (Hartenstein) und der sächsischen Grenze zu Sachsen-Anhalt gesammelt. Daneben wurden Vergleichsproben an der Freiburger Mulde und dem Quellgebiet der Zwickauer Mulde genommen, sowie eine Probe aus der Leine bei Hannover und einem Bachzulauf der Zwickauer Mulde (hinter Glauchau). Abb. 5.1 zeigt das Muldesystem und die Lage der Probenahmepunkte. Tab. 5.1 zeigt eine Aufstellung der Wasserproben. Die Spalte Probenbezeichnung gibt die auch in den anderen Arbeiten verwendete Probenbezeichnung wieder oder lehnt sich an diese an. Die Kilometrierung der Leine bezieht sich auf die offizielle Kilometrierung<sup>61</sup> als Bundeswasserstrasse der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes.

---

<sup>61</sup> Nullpunkt der Kilometrierung der Leine ist der Zufluss der Innerste nahe Sarstedt.

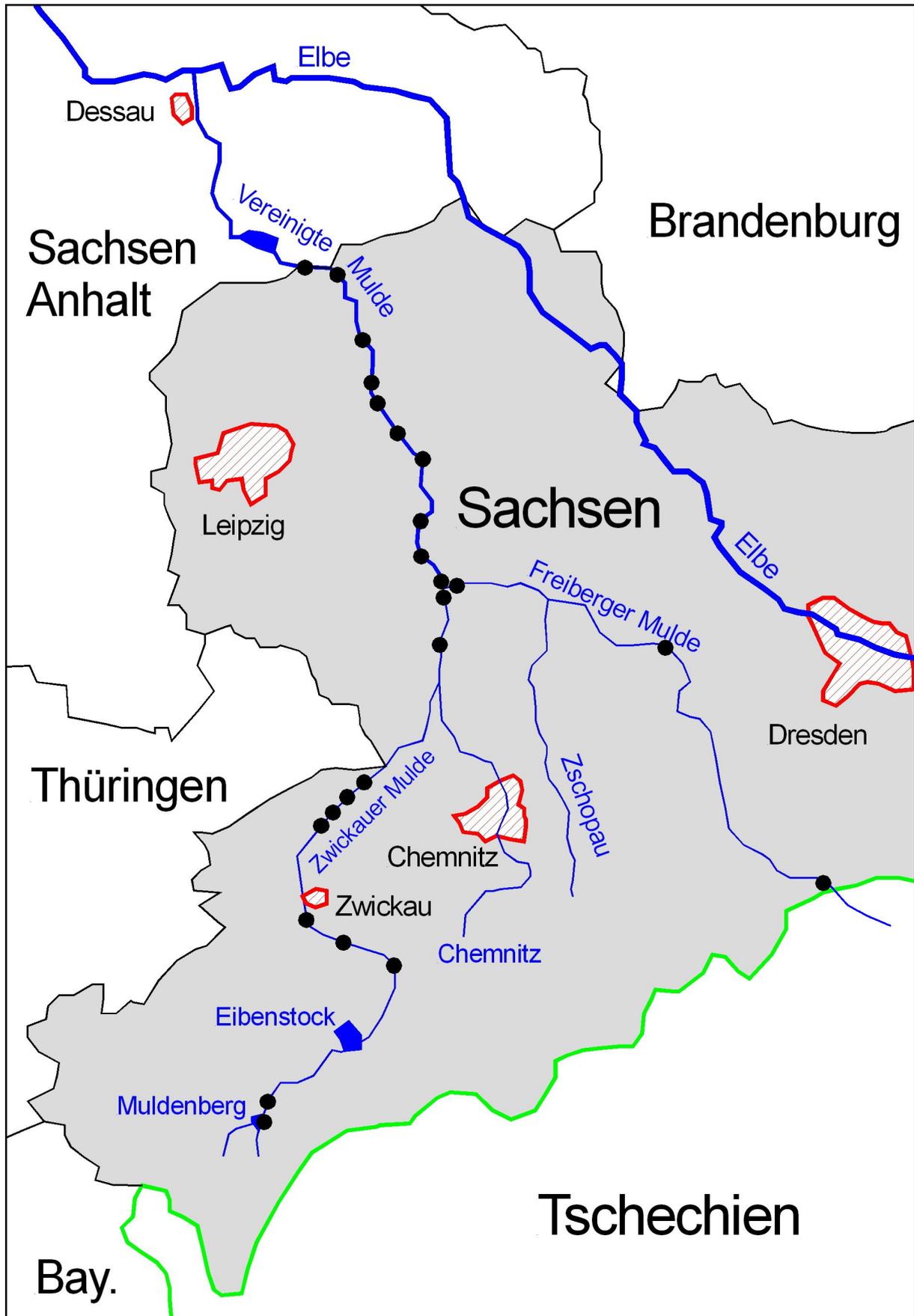


Abb. 5.1: Muldesystem mit Probenahmestellen für Wasser

Tab. 5.1: Aufstellung der Wasserproben

ZM steht für Zwickauer Mulde, VM für Vereinigte Mulde und FM für Freiburger Mulde. Die Bezeichnung FM bei Flusskilometern zeigt an, das es sich um die Kilometrierung der Freiburger Mulde handelt. Entsprechendes gilt für die Bezeichnung Leine. Die Probenbezeichnung gibt die in der jeweiligen Arbeit verwendete Probenbezeichnung wieder oder lehnt sich an diese an.

Nr.	Fluss- kilometer	Proben- bezeichnung	Fluss- abschnitt	Gauss-Krüger Koordinaten		Probenahme- datum	Diplom- arbeit
				Rechtswert	Hochwert		
1	-1	Muldenberg	ZM	4529300	5585520	30.10.2008	[Koe09]
2	5	Hammerbrücke	ZM	4530448	5590196	30.10.2008	[Koe09]
3	52	Stein	ZM	4547547	5611378	23.04.2008	[Koe09]
4	62	Grünau	ZM	4542017	5612678	23.04.2008	[Koe09]
5	73	Zwickau	ZM	4535395	5618378	23.04.2008	[Koe09]
6	102	TF04	ZM	4540868	5636204	24.04.2008	[Koe09]
7	103	TF05	ZM	4541564	5636512	24.04.2008	[Koe09]
8	108	TF6/7	ZM	4544000	5638818	24.04.2008	[Koe09]
9	110	TF08	ZM	4545106	5640052	07.05.2008	[Koe09]
10	151	TF15	ZM	4556305	5661639	08.05.2008	[Koe09]
11	162	Sermuth ZM	ZM	4555285	5669046	29.10.2008	[Bun09]
12	163	Sermuth VM	VM	4555862	5670030	29.10.2008	[Bun09]
13	166	TF18	VM	4554418	5672073	08.05.2008	[Bun09]
14	176	TF24	VM	4551702	5679332	09.05.2008	[Bun09]
15	191	TF30/31	VM	4552636	5687921	22.05.2008	[Bun09]
16	199	TF34/35 (Grubnitz)	VM	4549540	5693637	23.05.2008	[Bun09]
17	209	TF37	VM	4545716	5699386	23.05.2008	[Bun09]
18	212	TF38	VM	4545098	5701450	23.05.2008	[Bun09]
19	216	TF40	VM	4545236	5704613	23.05.2008	[Bun09]
20	242	TF51	VM	4539562	5717989	24.05.2008	[Bun09]
21	253	TF54	VM	4531250	5719503	24.05.2008	[Bun09]
22	110	TF08Bach	Bach	4544984	5640405	24.04.2008	[Koe09]
23	FM 5	Quellgebiet FM	FM	5403130	5621750	28.10.2008	[Bun09]
24	FM 67	Nossen FM	FM	4593475	5655187	29.10.2008	[Bun09]
25	FM 122	Sermuth FM	FM	4556998	5669149	29.10.2008	[Bun09]
26	Leine 22	Leine	Leine	3547789	5805215	17.10.2008	[Koe09]

Die Auswahl der Probenahmeorte für die Wasserproben orientierte sich an den zur Bodenbeprobung geeigneten Testflächen, wobei zu diesem Zeitpunkt noch nicht feststand, welche Testflächen genau beprobt werden. Dieser Zusammenhang spiegelt sich in der Probenbezeichnung durch Angabe der Testfläche wider, dabei wird entweder das Wort Testfläche verwendet durch die Abkürzungen TF oder T vor der Testflächennummer genannt. Zusätzliche Probenahmestellen sind mit einer Ortsbezeichnung gekennzeichnet.

Die Probenahme orientiert sich an den „Meßanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in Oberflächenwasser“ [BMU06b] und den „Messanleitungen für die Überwachung der bergbaubedingten Radioaktivität in Oberflächenwasser“ [BMU06h] des BMU<sup>62</sup>. Sie erfolgte unter Zuhilfenahme einer an einem langen Stiel befestigten Schöpfflasche möglichst in der Mitte des Flusses. Das beprobte Wasser wurde vor Ort durch einen Faltenfilter von 7 µm Porenweite filtriert und mit Salpetersäure auf pH 2 bis 1,5 angesäuert. Die Lagerung erfolgte in Kautexflaschen aus Polyethan (PE). Die Abb. 5.2 und Abb. 5.3 zeigen die Probenahme an der Leine bei Hannover.



Abb. 5.2: Probenahme Wasser I



Abb. 5.3: Probenahme Wasser II

<sup>62</sup> Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

### 5.3. Methoden und Ergebnisse

Die geringen Radionuklidkonzentrationen im Wasser machen eine radiochemische Aufarbeitung erforderlich. Abb. 5.4 zeigt ein Schema des Analysegangs.

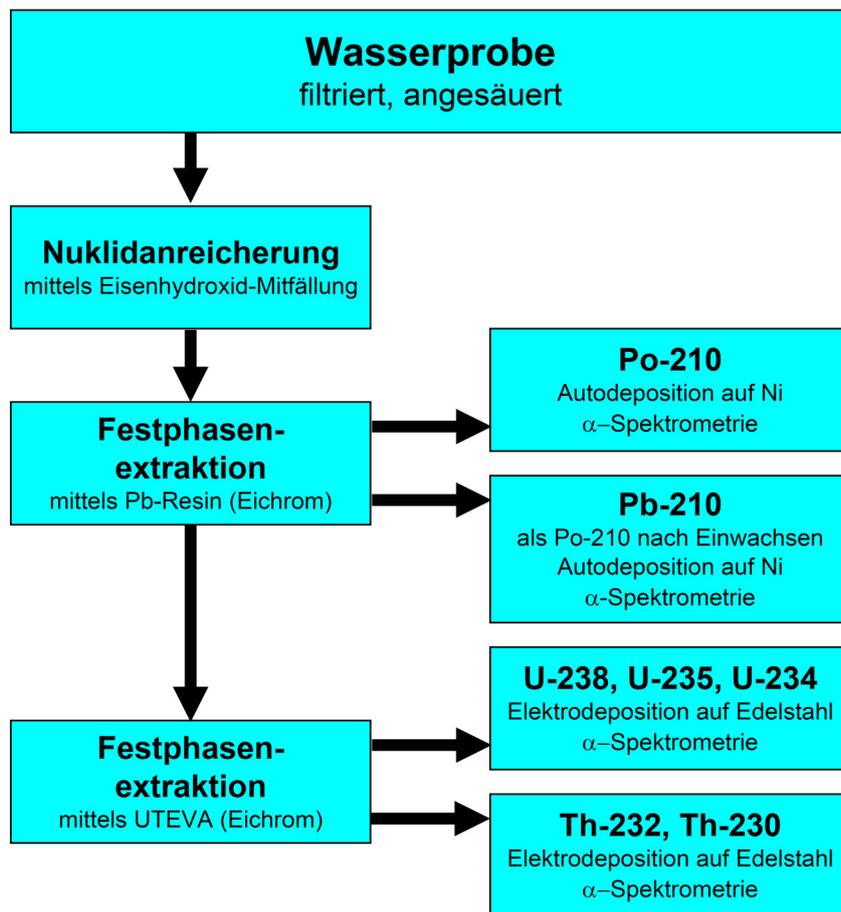


Abb. 5.4: Schema des radiochemischen Analyseanges für Wasser

Im Labor wurden die Proben zunächst über einen Cellulosenitratfilter von 0,45 µm filtriert und damit die maximale Partikelgröße definiert. Dieses Vorgehen ist dahingehend problematisch, dass Änderungen der Partikelgröße durch Einfluss der zugegebenen Säure nicht ausgeschlossen werden können, war aber aus technischen Gründen nicht zu umgehen, da diese Filtration im Feld nicht durchführbar war. Anschließend erfolgte eine Nuklidanreicherung mittels Eisenhydroxidmitfällung und ein zweistufiges Trennverfahren mittels Festphasenextraktion<sup>63</sup> mit den kommerziell erhältlichen Säulen Pb-Resin und UTEVA von Eichrom<sup>64</sup>. Hierbei werden Blei, Polonium, Uran und Thorium isoliert. Die radiometrische Messung erfolgt mittels Alpha-Spektrometrie über Oberflächensperrschichtdetektoren. Geeignete Messpräparate werden für Uran und Thorium durch Elektrodeposition auf Edelstahl hergestellt. Bei Polonium erfolgt eine Autodeposition auf Nickel. Blei-210 wird nach Einwachsen als Polonium-210 durch Autodeposition auf Nickel nachgewiesen. Ein erneuter Trennschritt ist aufgrund der Selektivität des Verfahrens nicht erforderlich. Ein

<sup>63</sup> Festphasenextraktion in der Anwendung, mikroskopisch betrachtet Flüssig-Flüssig-Extraktion; teilweise wird auch die Bezeichnung als Festphasenchromatographie verwendet

<sup>64</sup> Der Vertrieb erfolgt in Europa über Triskem International.

direkter Nachweis von Blei-210 mittels Flüssigszintillationszähler<sup>65</sup> nach dem von Lena Johansson am Institut entwickelten Verfahren [Joh08] erwies sich hier als zu unempfindlich. Daher erfolgte die Messung trotz der langen Einwachszeit über das Tochternuklid Polonium-210. Die Ergebnisse sind im Anhang in Tab. 13.1, S. 192 dargestellt.

Nuklidanreicherung, Trennverfahren, die Autodeposition von Polonium und die Elektrodeposition von Uran sind in den Diplom- und Masterarbeiten von Koenn und Bunka [Koe09], [Bun09] ausführlich beschrieben. Die Elektrodeposition von Thorium und die Autodeposition des aus dem Blei eingewachsenen Poloniums erfolgten analog. Es wurde grundsätzlich mit einem internen Standard gearbeitet. Dies sind für Uran und Polonium die Isotope Uran-232 und Polonium-208. Mit dem Uran-232 – Standard wurde auch Thorium-228, welches als direktes Tochternuklid im radiochemischen Gleichgewicht enthalten ist, eingebracht und als Standard für Thorium genutzt. Dies erfolgt unter der Annahme das Thorium-232 und das in der Probe enthaltene Thorium-228 im radiochemischen Gleichgewicht stehen, so dass der Standard um diesen Betrag korrigiert werden kann. Für Blei wurde zunächst stabiles Blei als Standard genutzt. Vor der Autodeposition wurde dann Polonium-208 zugegeben. Die Bestimmung der chemischen Ausbeute über den stabilen Bleistandard erfolgte mittels induktiv gekoppelter Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS, inductively coupled plasma mass spectrometry) [Cam01], [Gro11] und [Gün90]. Hierzu wurde das Gerät Thermo X7 der Firma Thermo Elektron Corporation mit einem Quadropol Massenfilter eingesetzt. Detaillierte Laborvorschriften sind dem Anhang zu entnehmen (S. 225). Die Berechnung der Messunsicherheit erfolgte gemäß GUM<sup>66</sup>, die der charakteristischen Grenzen gemäß DIN ISO 11929. Die Qualität der Analysen wurde durch die Untersuchung von Referenzmaterial<sup>67</sup> und die regelmäßige Teilnahme an Ringversuchen<sup>68</sup> der IAEA<sup>69</sup> sichergestellt.

Weiterhin wurde die Bestimmung von Radium-226 über die Extraktion von Radon-222 und Messung mittels Flüssigszintillationszähler<sup>65</sup> nach einer am Institut etablierten Methode angestrebt. Die Laborvorschrift ist im Anhang beigelegt (S. 238) [Wic80]. Die Methode wurde erfolgreich bei anderen Wasserproben und den angesprochenen Ringversuchen der IAEA angewendet, erwies sich jedoch bei diesen Proben aufgrund der geringeren Radiumgehalte als ungeeignet. Die bestimmten Radiumkonzentrationen lagen im Bereich der charakteristischen Grenzen und Mehrfachbestimmungen unterlagen starken Schwankungen. Im Allgemeinen dürfen massenbezogene Aktivitäten<sup>70</sup> für Radium-226 unterhalb der Nachweisgrenze<sup>71</sup> von 19 mBq/kg angenommen werden. Auf eine alpha-spektrometrische Bestimmung mittels Oberflächensperrschichtdetektor musste aus zeitlichen Gründen verzichtet werden [Rom84], [Sho86], [Alv95].

Versuche gamma-spektrometrischer Untersuchungen scheiterten. Die Aktivitätskonzentrationen waren zu gering. Auch die nach der Anreicherung erhaltene Lösung weist keine hinreichende Aktivität auf.

<sup>65</sup> LSC; Liquid Szintillation Counting

<sup>66</sup> GUM: Guide to the Expression of Uncertainty in Masurement; corrected Version 1995

<sup>67</sup> Material aus dem von Johansson durchgeführten Ringversuch „Polonium 210 and Lead 210 in water samples“ der CEA (französisches „Commissariat à l’Energie Atomique et aux Energies Alternatives“) [Joh08]

<sup>68</sup> IAEA-CU-2008-03; IAEA-CU-2009-03; IAEA-CU-2010-03

<sup>69</sup> International Atomic Energy Agency

<sup>70</sup> auch als spezifische Aktivität bezeichnet

<sup>71</sup> gemäß DIN ISO 11929

Zusätzlich wurde bei der Probenahme eine erweiterte Feldanalytik durchgeführt. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden Luft- und Wassertemperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Redox-Potential und Carbonathärte gemessen. Die untersuchten Feldparameter dienen als Indikator für wesentliche Veränderungen im Chemismus des Flusswassers, welche ein auffälliges Verhalten der Radionuklidkonzentrationen bedingen könnten. Die Feldparameter sind im Anhang in Tab. 13.3, S. 194 dargestellt. Ebenfalls im Anhang sind die bei der Probenahme angewendeten Messvorschriften der Feldparameter zu finden (S. 239).

Als Kriterium, ob zwei Messwerte als übereinstimmend betrachtet werden können, z.B. zur Feststellung von Gleichgewichtsverhältnissen, wird die Konformitätsprüfung [Wei94] gemäß folgender Formel genutzt:

$$\beta \leq \frac{|x_1 - x_2|}{\sqrt{u(x_1)^2 + u(x_2)^2}}$$

Dabei sind  $x_1$  und  $x_2$  die zu prüfenden Messwerte und  $u(x_1)$  und  $u(x_2)$  deren Messunsicherheiten. Der Konformitätsparameter  $\beta$  ist das festzulegende Konformitätskriterium. Üblicher Weise werden Werte zwischen eins und drei gewählt. Hier dient der Parameter als Maß der Übereinstimmung, wobei Messwerte mit  $\beta$  größer drei als nicht mehr verträglich gelten.

## 5.4. Auswertung

### Feldparameter

Die Untersuchungen geben keine Hinweise auf auffällige Veränderungen im Chemismus des Flusswassers. Es darf von einem grundsätzlich einheitlichen Verhalten ausgegangen werden. Allerdings lassen sich allgemeine Entwicklungen entlang des Flusslaufes erkennen, die aber nur geringe Veränderungen beinhalten. Grundsätzlich ist zu berücksichtigen, dass die Werte einzelner Proben aufgrund zeitlich und räumlich begrenzter Einträge, z.B. infolge kurzfristiger Einleitungen oder der Düngung von Feldern, erhebliche Abweichungen zeigen können.

Abb. 5.5 zeigt den pH – Wert und Leitfähigkeit entlang des Flusslaufes. Werte von Proben aus der Freiburger Mulde wurden gemäß der Kilometrierung der Freiburger Mulde ebenfalls mit Kilometerzahl aufgenommen, um einen zweiten Verlauf zu erhalten.

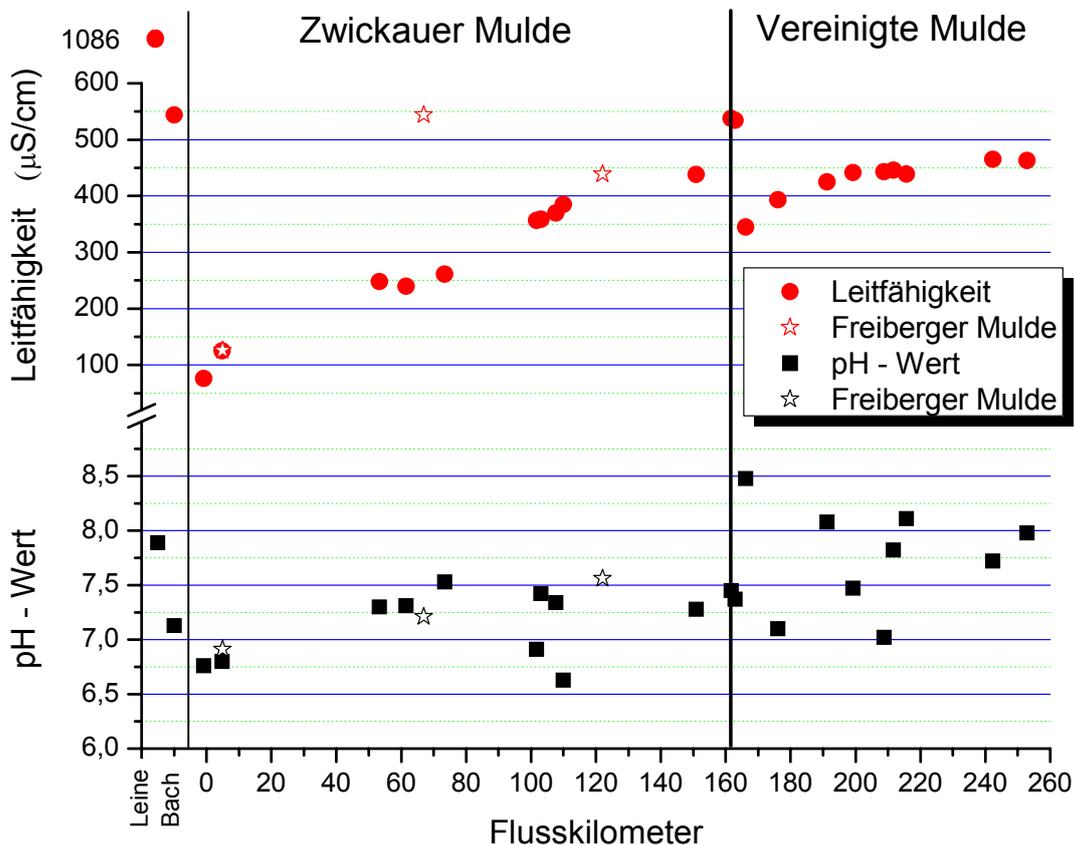


Abb. 5.5: pH – Wert und Leitfähigkeit der Wasserproben

Die gemessenen pH-Werte liegen zwischen 6,6 und 8,5. Über den Flussverlauf deutet sich ein leichter Anstieg an. Die Freiburger Mulde fügt sich in dieses Bild ein. Die über pH 8 liegenden Werte sind hoch, aber nicht außergewöhnlich. Insbesondere bei dem Wert von 8,5 (Flusskilometer 166) sind lokale Effekte<sup>72</sup> zu vermuten. Der pH – Wert kalkarmer Gewässer schwankt zwischen pH 6 und 7. Die zunehmend basischer werdenden Werte sprechen für einen Einfluss von Abwassereinleitungen [Beu99].

Die Leitfähigkeit steigt entlang des Flusslaufes leicht. Zwischen Zwickauer und Vereinigter Mulde ist ein Bruch erkennbar. Entlang der Vereinigten Mulde ist ebenfalls ein leichter Anstieg erkennbar. Die Freiburger Mulde folgt diesem Trend zeigt aber bei Nossen (Flusskilometer 67) ein Maximum. Dieses Verhalten entspricht den Erwartungen, da anthropogene und im geringeren Umfang auch natürliche Einträge den Ionengehalt und damit die Leitfähigkeit langsam erhöhen. Die vergleichsweise hohe Leitfähigkeit des Baches zeigt vorrangig den landwirtschaftlichen Einfluss<sup>73</sup>, ist aber hinsichtlich der geringen Wasserführung zu relativieren. Die Leitfähigkeit der Leineprobe ist hoch, aber nicht außergewöhnlich. Es lässt sich ein erheblicher anthropogener Einfluss vermuten. Eventuell handelt es sich um einen zeitlich und räumlich begrenzten Eintrag z.B. infolge der Düngung eines Feldes der Leineauen. Mit Ausnahme der Probe Nossen ist eine Korrelation der Carbonatgehalte und erhöhter Leitfähigkeit festzustellen. Die aktuell gemessenen Werte zeigen sich mit Messung von Anfang der 1990er Jahre im Rahmen des Projektes „Die Schwermetallsituation im Muldesystem“ [Beu99] verträglich. Tendenziell ist eine leichte Abnahme der Leitfähigkeit infolge allgemeiner Verbesserung der Abwasserbehandlung zu vermuten.

Die Redox-Potentiale schwanken zwischen 162 und 286 mV und liegen damit in dem von Beuge et. al. [Beu99] gefundenen Bereich von 102 bis 607 mV. Es deutet sich eine leichte Abnahme der Redox-Potentiale entlang des Laufes an. Dies steht im Einklang mit den Werten von Beuge et al. und spiegelt den sinkenden Sauerstoffgehalt wider. Der Fluss fließt ruhiger und nimmt daher weniger Sauerstoff auf, gleichzeitig erhöht sich die Zahl der Verbraucher, in Form von Fischen und totem Pflanzenmaterial.

Der Carbonatgehalt ist generell niedrig. Das Wasser des Muldesystems ist als weich zu klassifizieren. Tendenziell zeigen die Proben aus dem Erzgebirge Werte  $> 4^{\circ}\text{dH}$ <sup>74</sup>, während im weiteren Flussverlauf Werte von  $4^{\circ}\text{dH}$  dominieren. Dies spiegelt höchstwahrscheinlich die Aufnahme von Kohlendioxid aus der Luft wider. Die Leine zeigt mit  $12^{\circ}\text{dH}$  einen höheren Carbonatgehalt. Das Wasser ist damit wie das örtliche Trinkwasser als mittelhart einzustufen. Im Einzugsgebiet der Leine existieren Kalksteinvorkommen<sup>75</sup>.

---

<sup>72</sup> z.B. führt die Düngung mit Gülle zum Eintrag von basischem Ammoniak

<sup>73</sup> andere Kontaminanten sind praktisch ausgeschlossen

<sup>74</sup> Grad deutscher Härte;  $1^{\circ}\text{dH}$  entspricht  $10\text{ mg/L CaO}$

<sup>75</sup> Beispielhaft sei hier die Iberger Tropfsteinhöhle im Harz genannt.

## Uran

Die Aktivität der Wasserproben wird durch Uran dominiert. Dies entspricht hinsichtlich der Löslichkeiten der Erwartung. Der Verlauf der massenbezogenen Aktivität der drei Uranisotope entlang der Mulde, sowie der Vergleichsproben, ist in Abb. 5.6 dargestellt. Der methodische Hintergrund ist für Uran vernachlässigbar klein. Der höchste gemessene Blindwert ist mit 0,16 mBq/kg erheblich kleiner als die Messunsicherheit.

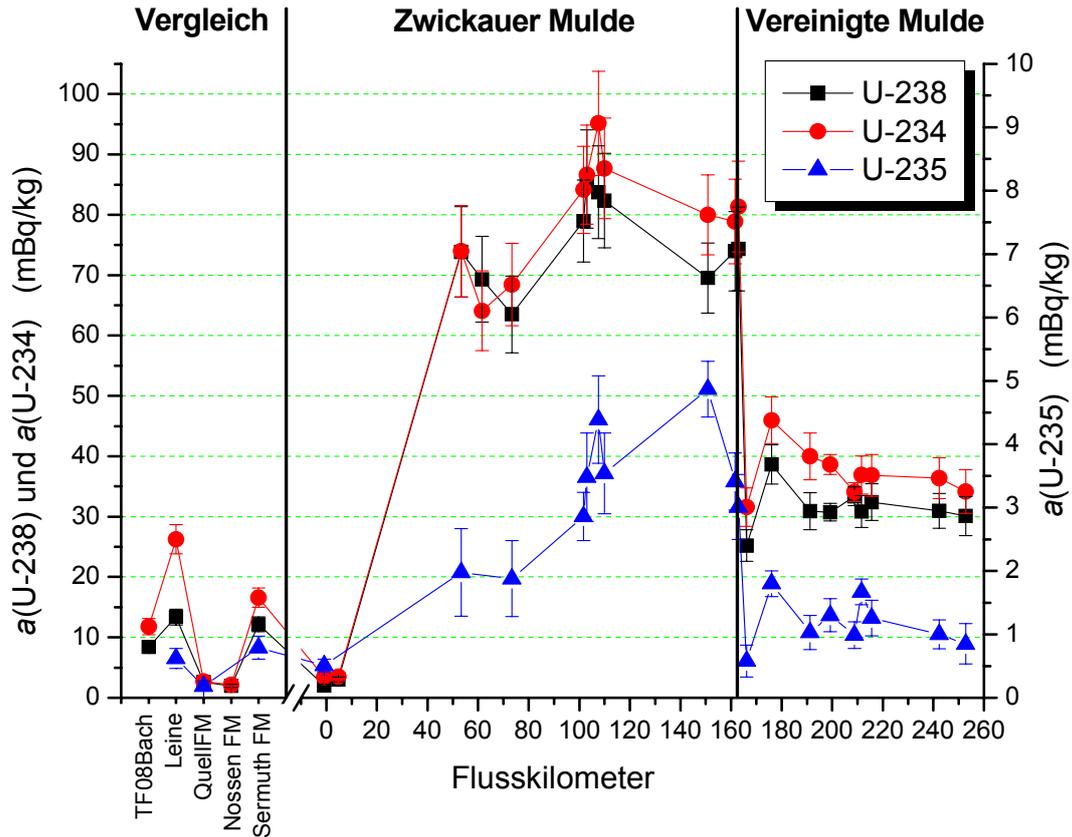


Abb. 5.6: Verlauf der massenbezogenen Aktivität im Wasser entlang der Mulde für U-238, U-234 und U-235  
FM ist das Kürzel für Freiburger Mulde; QuellFM steht für Quellgebiet FM

Die Messwerte der einzelnen Uranisotope (U-238, U-234, U-235) einer Probe spiegeln die Zusammensetzung von Natururan wider. Dies entspricht der Erwartung, da auf deutschem Gebiet keine Isotopenanreicherung durchgeführt wurde. Das Aktivitätsverhältnis Uran-238 zu Uran-235 schwankt erwartungsgemäß sehr stark um den Wert für Natururan<sup>76</sup>. Dies ist auf die geringe Aktivität verbunden mit einem ungünstigen<sup>77</sup> Signal im Alphaspektrum zurückzuführen. Die Aktivitäten von Uran-238 und Uran-234 zeigen im Allgemeinen eine hohe Übereinstimmung. Gemäß Konformitätstest (siehe S. 65) liegt der Konformitätsparameter  $\beta$  bei 80 % der Proben unter zwei. Lediglich drei Proben weisen einen Wert über drei auf (Muldenberg, TF34/35 (Grubnitz) und Leine). Die Aktivität von Uran-234 liegt mit Ausnahme der Probe Grünau stets geringfügig über der von Uran-238. Uran-234 löst sich etwas leichter als Uran-238, da die chemische Umgebung in der Regel infolge der drei Kernzerfälle beim Zerfall von Uran-238 zu Uran-234 gestört ist. Die Proben zeigen mit der gering erhöhten Aktivität von Uran-234 gegenüber Uran-238 nahe dem radiochemischen Gleichgewicht ein für Oberflächengewässer typisches Verhalten. Dies steht im Einklang damit, dass das Muldesystem im Wesentlichen durch Regenwasser<sup>78</sup> vom Höhenzug des Erzgebirges und oberflächennahe Quellen gespeist wird. Quellen aus tieferen geologischen Schichten zeigen oft erhebliche Ungleichgewichte der Uranisotope [Iva82].

Die Messwerte lassen sich grob in drei Gruppen einteilen (siehe Abb. 5.6 und im Anhang Tab. 13.1). Eine Gruppe stellen die Vergleichsmessungen aus uranbergbaulich unbeeinflussten Gebieten dar. Hierzu gehören die Proben der Freiburger Mulde (Quellgebiet FM, Nossen FM und Sermuth FM), die Bach- und Leineprobe (TF08Bach, Leine), sowie die Proben Muldenberg und Hammerbrücke aus dem Quellgebiet der Zwickauer Mulde. Sie weisen im arithmetischen Mittel eine spezifische Aktivität von 6,2 mBq/kg für Uran-238 auf und spiegeln den natürlichen Hintergrund für unbelastete Flüsse (Oberflächengewässer) wider. Die beiden weiteren Gruppen lassen sich der Zwickauer Mulde (Stein bis Sermuth VM) mit einer mittleren spezifischen Aktivität von 75,5 mBq/kg für Uran-238 und der Vereinigten Mulde (TF18 bis TF54) mit einer mittleren spezifischen Aktivität von 31,5 mBq/kg für Uran-238 zuordnen.

Abb. 5.7 zeigt den Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Uran-238 entlang der Zwickauer und Vereinigten Mulde. Zusätzlich sind Vergleichswerte aus den Jahren 1991 bis 1993 von Beuge et al. [Beu99] dargestellt. Die Zahlenwerte sind in Tab. 13.2 im Anhang aufgeführt (siehe S. 193). Die Messung der Urankonzentration erfolgte mittels Totalreflexions-Röntgenfluoreszenzanalyse (TRFA). Messwerte von Proben entlang der Freiburger oder Vereinigten Mulde überschritten die Nachweisgrenze der TRFA von  $\sim 60$  mBq/kg ( $5 \mu\text{g/L}$ ) nur sporadisch und werden daher hier nicht berücksichtigt.

<sup>76</sup>  $U_{\text{nat}}$ :  $a(\text{U-238})/a(\text{U-235}) \approx 21$

<sup>77</sup> Uran-235 zeigt eine Reihe kleiner Peaks im Energieintervall 4150 keV bis 4596,4 keV [BMU06a].

<sup>78</sup> Hochmoore, Wald und der Boden im Allgemeinen haben hier eine wesentliche Pufferwirkung.

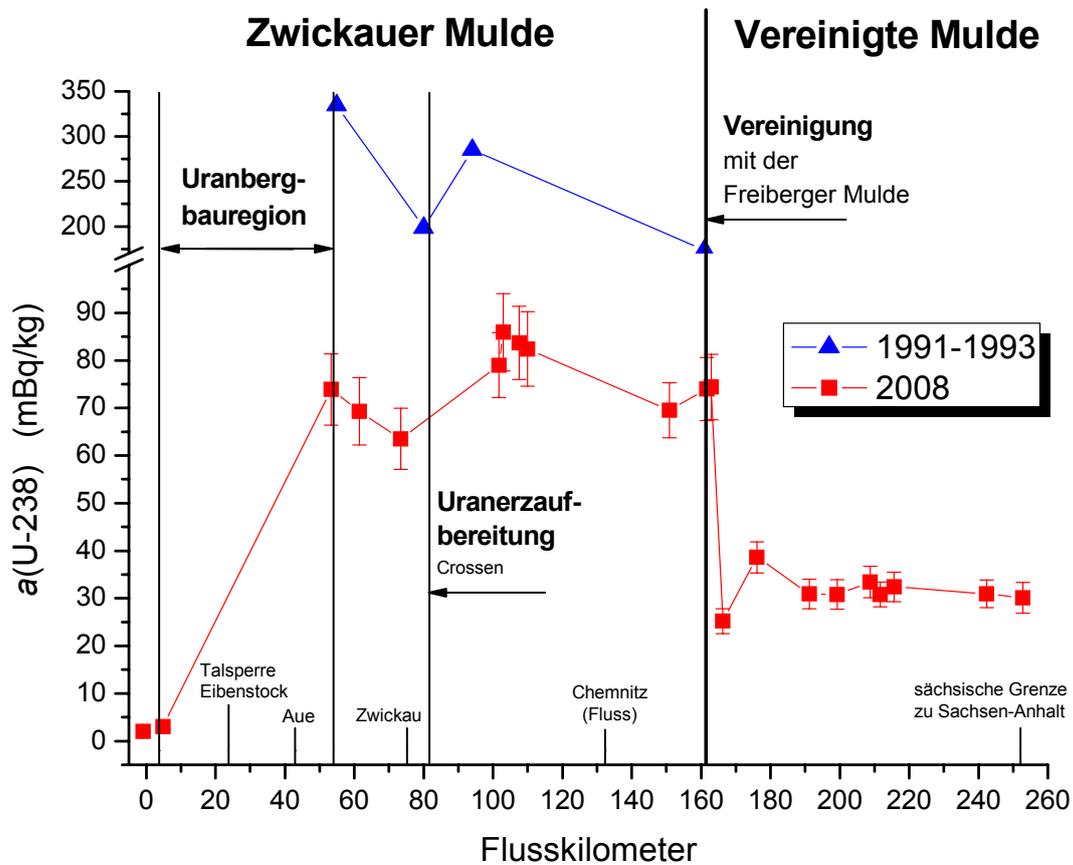


Abb. 5.7: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 im Wasser entlang der Mulde mit Vergleichswerte aus den Jahren 1991 bis 1993 von Beuge et al. [Beu99]

Die ersten beiden Proben (Flusskilometer -1 und 5) wurden im Quellgebiet genommen und bilden, wie oben angeführt, den natürlichen Hintergrund ab. Etwa acht Kilometer unterhalb der Talsperre nimmt die Zwickauer Mulde erstmalig uranbergbaulich kontaminiertes Wasser von der Zeche Schneckenstein auf. Die nächste Probe (Flusskilometer 52) wurde am Ende der Uranbergbauregion nahe Burg Stein bei Hartenstein unmittelbar hinter dem Revier Niederschlema – Alberoda genommen und zeigt erwartungsgemäß einen hohen Anstieg der Uranaktivität. Bis Zwickau (Flusskilometer 73) deutet sich ein schwaches Absinken der massenbezogenen Aktivität an. Dieses kann durch Verdünnung durch weniger belastete Zuflüsse erklärt werden und ist nur sehr schwach ausgeprägt. Hinter Zwickau ist ein leichter Anstieg der massenbezogenen Aktivität von Uran im Wasser zu beobachten, der durch die Ableitungen der ehemaligen Uranerzauflbereitungsanlagen bei Crossen zu erklären ist. Im weiteren Verlauf bleibt die Aktivität bis zur Vereinigung mit der Freiberger Mulde näherungsweise konstant. Die Werte könnten jedoch ein schwaches Absinken andeuten, welches durch weitere unbelastete Zuflüsse, wie die Chemnitz als größten Nebenfluss der Zwickauer Mulde, erklärt werden könnte. Mit dem Zusammenfließen mit der unbelasteten Freiberger Mulde hingegen ist ein ausgeprägter Verdünnungseffekt und damit verbunden ein deutliches Absinken der Uranaktivität zu beobachten.

Die massenbezogene Aktivität von Uran entlang der Vereinigten Mulde bleibt konstant mit einem arithmetischen Mittelwert von 31,5 mBq/kg. Die Schwankungen der Messwerte der ersten drei Proben (Flusskilometer 163, 166 und 176) spiegeln die langsame Durchmischung des Wassers der Zwickauer und Freiburger Mulde wider und resultieren aus der Probenahme auf unterschiedlichen Seiten der Vereinigten Mulde. So wurde die Probe Sermuth VM (Flusskilometer 163) nur etwa 400 m nach dem Zusammenfließen linksseitig, auf der Seite auf der die Zwickauer Mulde einfließt, genommen und weist daher praktisch identische Werte mit der Probe Sermuth ZM (Flusskilometer 162) auf. Die Probe TF18 (Flusskilometer 166) wurde hingegen rechtsseitig in Fließrichtung genommen und zeigt daher aufgrund des höheren Einflusses der Freiburger Mulde geringere Aktivitäten. Die Probe TF24 (Flusskilometer 176) wurde dann wieder linksseitig genommen. Dabei zeigt eine Konvergenz zum Mittelwert die fortschreitende Durchmischung des Wassers. Ein weiteres Absinken der Uranaktivität entlang der Vereinigten Mulde aufgrund der Verdünnung durch kleinere Zuflüsse kann nicht beobachtet werden. Da ihre Quellflüsse der Vereinigten Mulde bereits über 80 % der gesamten Wassermenge zuführen, ist dies auch nicht zu erwarten.

Die Messungen aus den frühen 90er Jahren zeigen einen praktisch identischen Verlauf, jedoch bei deutlich höheren Aktivitäten. Dies schließt auch den Aktivitätsrückgang beim Zusammenfluss mit der Freiburger Mulde ein, in dessen Folge die weiteren Messwerte unter der Nachweisgrenze liegen. Die Belastung der Mulde hat seither stark abgenommen, im Mittel ist die Uranaktivität um den Faktor 3,4 abgesunken. Dieser Effekt nimmt im Verlauf der Zwickauer Mulde ab. So liegt der Faktor bei Hartenstein bei 4,5 und bei Sermuth bei 2,3. Dies zeigt, dass der Rückgang der Belastung im Wesentlichen auf geringere Einleitungen der Uranindustrie zurückgeführt werden kann und somit neben den Folgen der Betriebseinstellung als Erfolg der Sanierungsmaßnahmen zu werten ist. Hierbei dürften die Wasserbehandlungsanlagen eine zentrale Rolle spielen.

#### weitere Radionuklide

Abb. 5.8 zeigt den Verlauf der massenbezogenen Aktivitäten von Blei-210, Polonium-210 und Thorium-230 entlang der Zwickauer und Vereinigten Mulde, sowie der Vergleichsproben. Der methodische Hintergrund kann im Gegensatz zum Uran nicht mehr vernachlässigt werden. Daher sind auch der mittlere und der maximale Blindwert dargestellt. Der mittlere Blindwert ergibt sich als arithmetisches Mittel aller über der Nachweisgrenze liegenden Blindwerte. Die mittleren Blindwerte von Blei-210 mit 1,62 mBq/kg und Polonium-210 mit 1,64 mBq/kg liegen so nahe beieinander, dass in der Abbildung eine gemeinsame Darstellung erfolgt. Bei Thorium-230 liegt nur ein Blindwert über der Nachweisgrenze. Dieser ist als maximaler Blindwert dargestellt. Der maximale Blindwert ist der höchste gemessene Blindwert.

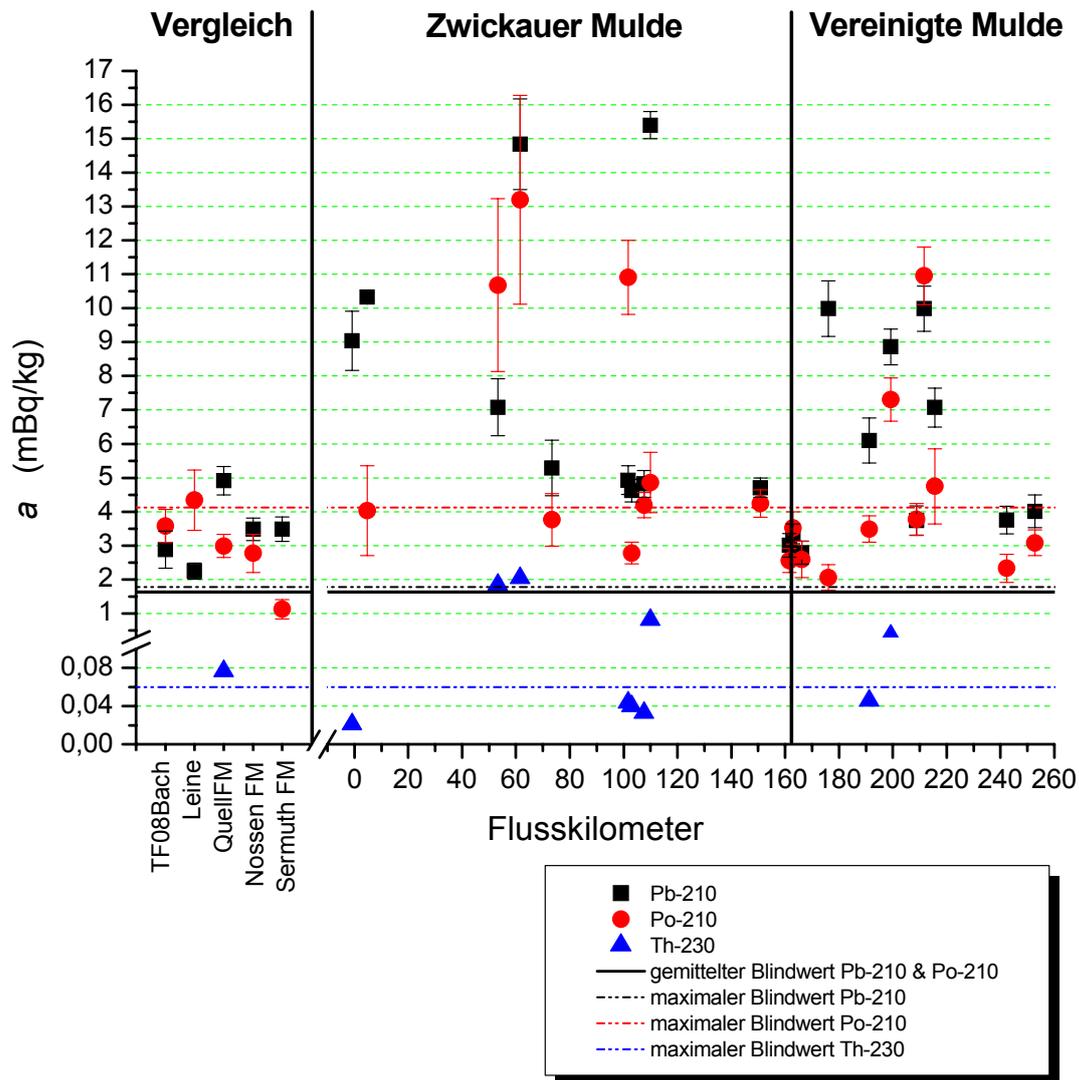


Abb. 5.8: Verlauf der massenbezogenen Aktivität im Wasser entlang der Mulde für Pb-210, Po-210 und Th-230  
FM ist das Kürzel für Freiburger Mulde; QuellFM steht für Quellgebiet FM

Alle Messwerte für Blei-210 liegen über dem maximalen Blindwert. Bei Polonium-210 hingegen trifft dies aufgrund des hohen maximalen Blindwertes nur auf fünf Werte zu. Die Aktivitäten von Blei-210 und Polonium-210 schwanken stark in einem vergleichbaren Intervall, wobei das überstrichene Intervall entlang der Zwickauer Mulde größer ist als das entlang der Vereinigten Mulde. Von starken örtlichen Schwankungen überlagert deutet sich schwach eine geringe Aktivitätsabnahme entlang des Flusslaufes an. Eine Korrelation mit dem Verlauf der Uranaktivitäten ist nicht erkennbar. Bei 69 %<sup>79</sup> der Proben sind die Blei- und Poloniumaktivitäten miteinander verträglich<sup>80</sup>. Allerdings weichen die Aktivitäten teilweise auch sehr deutlich voneinander ab. 73 %<sup>81</sup> der Proben weisen eine höhere Bleiaktivität auf. Im arithmetischen Mittel weisen die Proben eine mittlere Aktivität von 6,18 mBq/kg für Blei-210 und von 4,79 mBq/kg für Polonium-210 auf. Dies deutet auf eine enge verwandtschaftliche

<sup>79</sup> 18 von 26 Proben

<sup>80</sup> Gemäß Konformitätstest (siehe S. 65) mit  $\beta \leq 3$

<sup>81</sup> 19 von 26 Proben

Beziehung hin, wobei Blei als Mutternuklid im leichten Überschuss vorliegt. Die Annahme des radiochemischen Gleichgewichtes ist jedoch zurückzuweisen. Hinsichtlich der unterschiedlichen Löslichkeiten und der relativ langen Halbwertszeit von Polonium-210 mit 138 Tagen im Vergleich mit der relativ kurzen Dauer stabiler Systembedingungen im Flusswasser sind Gleichgewichtsbedingungen nicht zu erwarten.

Die unbelasteten Vergleichsproben<sup>82</sup> liegen in einem vergleichsweise engen Aktivitätsbereich von 1 mBq/kg bis 5 mBq/kg. Viele Blei- und Poloniumaktivitäten der Proben entlang der Mulde liegen ebenfalls in diesem Bereich, wobei die Werte scheinbar willkürlich zwischen belastet und unbelastet zu schwanken scheinen, auch zwischen den Nukliden. Auffällig ist, dass die Bleiaktivitäten der unbelasteten Proben aus dem Quellgebiet der Zwickauer Mulde, Muldenberg und Hammerbrücke (Flusskilometer -1 und 5), deutlich über den Werten der übrigen unbelasteten Proben liegen. Für Polonium-210 ist dies nicht der Fall. Es scheint hier eine natürlich erhöhte Bleiaktivität vorzuliegen. Auch die Proben der Freiburger Mulde zeigen im Quellgebiet eine gegenüber den übrigen Proben erhöhte Bleiaktivität. Diese ist allerdings erheblich schwächer ausgeprägt. Möglicher Weise könnte eine Korrelation zum pH-Wert bestehen. Alle Proben mit einem pH-Wert kleiner 6,9 zeigen erhöhte Bleiaktivitäten. Allerdings stellt die Datenbasis von drei Werten nicht mehr als ein Indiz dar. Zudem deutet das schwankende Verhältnis von pH-Wert und Bleiaktivität auf weitere wesentliche Faktoren hin.

Insgesamt deutet dieses Verhalten stark darauf hin, dass die Aktivität von Blei-210 und Polonium-210 in einem hohen Maß an kolloidal gelöste Partikel gebunden ist. Dies steht mit deren chemischen Verhalten in Einklang und könnte vor allem die starken Schwankungen als Folge einer hierdurch begründeten Heterogenität erklären. Gleichzeitig stabilisieren die hohen Adsorptionsaffinitäten von Blei und Polonium das System<sup>83</sup> insoweit, dass ein Einwachsen in die Nähe des radiochemischen Gleichgewichtes erheblich wahrscheinlicher wird als in freier Lösung und bietet somit einen Erklärungsansatz für die häufig verträglichen Aktivitäten von Blei-210 und Polonium-210. Die sehr viel geringeren Aktivitäten im Vergleich zum Uran lassen einen erheblichen Aktivitätsverlust durch Radonemanation vermuten. Die Zwickauer Mulde ist in weiten Teilen ein sehr flacher Fluss mit einer Wassertiefe von weniger<sup>84</sup> als 80 cm, was das Ausgasen von Radon begünstigt.

Die massenbezogenen Aktivitäten für Thorium-230 sind sehr klein, was angesichts der extrem schlechten Löslichkeit von Thorium der Erwartung entspricht. Aus diesem Grund erscheint auch bei Thorium die Bindung an kolloidal gelöste Partikel wahrscheinlich. Fünf Messwerte liegen über dem höchsten gemessenen Blindwert, wobei die Probe QuellFM noch mit diesem verträglich<sup>85</sup> ist. Auffällig sind die vergleichsweise hohen Thoriumaktivitäten der Proben Stein und Grünau (Flusskilometer 52 und 62), die als einzige 1 mBq/kg überschreiten. Die Probe Grünau weist zudem auch für Blei-210 und Polonium-210 hohe und höchste Aktivitäten auf. Es handelt sich um die erste Probe nach dem Erzgebirge. Es zu vermuten, dass die geänderten Bedingungen, z.B. im Fliessverhalten und Uferbewuchs, dieses begründen.

---

<sup>82</sup> ohne Zwickauer Mulde

<sup>83</sup> Partikel und Umgebung

<sup>84</sup> ausgenommen Hochwasser

<sup>85</sup>  $\beta = 0,55$

Die massenbezogenen Aktivitäten von Thorium-232 liegen mit Werten kleiner 0,08 mBq/kg alle unter der Erkennungsgrenze. Wie beim Thorium-230 entspricht dies aufgrund der extrem schlechten Löslichkeit von Thorium der Erwartung. Zudem muss Thorium-232 im Gegensatz zum Thorium-230, welches aus dem Zerfall von Uran-234 hervorgeht, zunächst aus dem Ausgangsgestein gelaugt werden.

Die massenbezogenen Aktivitäten von Radium-226 liegen mit Werten kleiner 19 mBq/kg alle unter der Nachweisgrenze und sind damit erwartungsgemäß kleiner als die Uranaktivitäten.

## 6. Sedimente

### 6.1. Einleitung

Neben dem Wasser wurden auch die rezenten (frischen) Oberflächensedimente untersucht. Sie stehen mit dem fließenden Wasserkörper in ständigen Kontakt und wechselwirken über diverse Austauschreaktionen miteinander. Die Oberflächensedimente werden zwar von dem strömenden Wasser ständig verlagert und wandern flussabwärts, aber im Vergleich zum Wasser selbst bewegen sie sich extrem langsam. Sie reagieren auf Veränderungen viel träger als das Wasser aufgrund der geringeren Mobilität und festeren Bindungen. Sie spiegeln daher wie eine Art Gedächtnis die nähere Vergangenheit des Flusses wider. Von den rezenten Oberflächensedimenten, die hier untersucht werden, zu unterscheiden sind die Tiefensedimente. Sie liegen unter den Oberflächensedimenten und stehen nicht mehr mit dem strömenden Wasserkörper in Kontakt. Das sie umgebende Wasser ist ebenfalls praktisch immobil. Bei ungestörter Schichtung können sie als Archiv dienen. Gemäß obiger Analogie stellen sie das Langzeitgedächtnis dar, während sie Oberflächensedimente das Kurzzeitgedächtnis darstellen. [Aue97]

Die Untersuchung der Sedimente erfolgt mittels Gamma-Spektrometrie. Sie wurden im Wesentlichen von Torben Lüllau im Rahmen seiner Diplomarbeit „Gammaskpektrometrische Untersuchungen von anthropogen beeinflussten Umweltproben“ [Lül09] durchgeführt. Weitere Einzelproben wurden von Christian Stieghorst in seiner Diplomarbeit „Gammaskpektrometrische Untersuchung von Uran und seinen langlebigen Zerfallsprodukten an landwirtschaftlich genutzten Auenböden entlang der Zwickauer Mulde und Vereinigten Mulde“ [Sti10] und Christian Röbbeln in seiner Diplomarbeit „Probabilistische Modellierung der Strahlenexposition durch Radionuklide“ [Röb10] untersucht.

### 6.2. Proben und Probenahme

Es wurden insgesamt 38 Sedimentproben genommen. Im Wesentlichen handelt es sich um Oberflächensedimente. Davon wurden 16 Proben entlang der Zwickauer Mulde, 14 entlang der Vereinigten Mulde und zwei entlang der Freiburger Mulde genommen. Weiterhin wurde eine Probe einem kleinen Bach entnommen, der die Felder nahe Testfläche 8 (Flusskilometer 110) entwässert und einige 100 m weiter in die Zwickauer Mulde mündet. Des Weiteren wurde drei trockengefallene Sedimente, im Weiteren als Trockensedimente bezeichnet, am Ufer oder nahe der Uferböschung beprobt. Sie spiegeln den Übergang zwischen Sediment und Auenboden wider. Bei Testfläche 18 (Flusskilometer 166) wurde im Ufersediment ein kleines Sedimentprofil von 8 cm Tiefe bestehend aus drei Einzelproben beprobt. Bei Testfläche 5 (Flusskilometer 103) wurde eine kleine Probe Ufersediment hinsichtlich des Verdachtes enthaltener Pechblendepartikel beprobt. Im Oberlauf der Zwickauer und Freiburger Mulde, d.h. hier im Erzgebirge, konnten keine Sedimentproben genommen werden. Aufgrund der hohen Strömungsgeschwindigkeiten sind keine Sedimente zu finden, maximal grober Sand, oftmals sogar nur grober Kies und Steine. Abb. 6.1 zeigt die Lage der Probenahmeorte entlang des Muldesystems. Zu Gunsten der Übersichtlichkeit werden die Sonderproben nicht hervorgehoben. Tab. 6.1 zeigt eine Ausstellung der Sedimentproben. Dabei gibt die Spalte Probenbezeichnung die in der jeweiligen Arbeit verwendete Probenbezeichnung wieder oder lehnt sich an diese an.

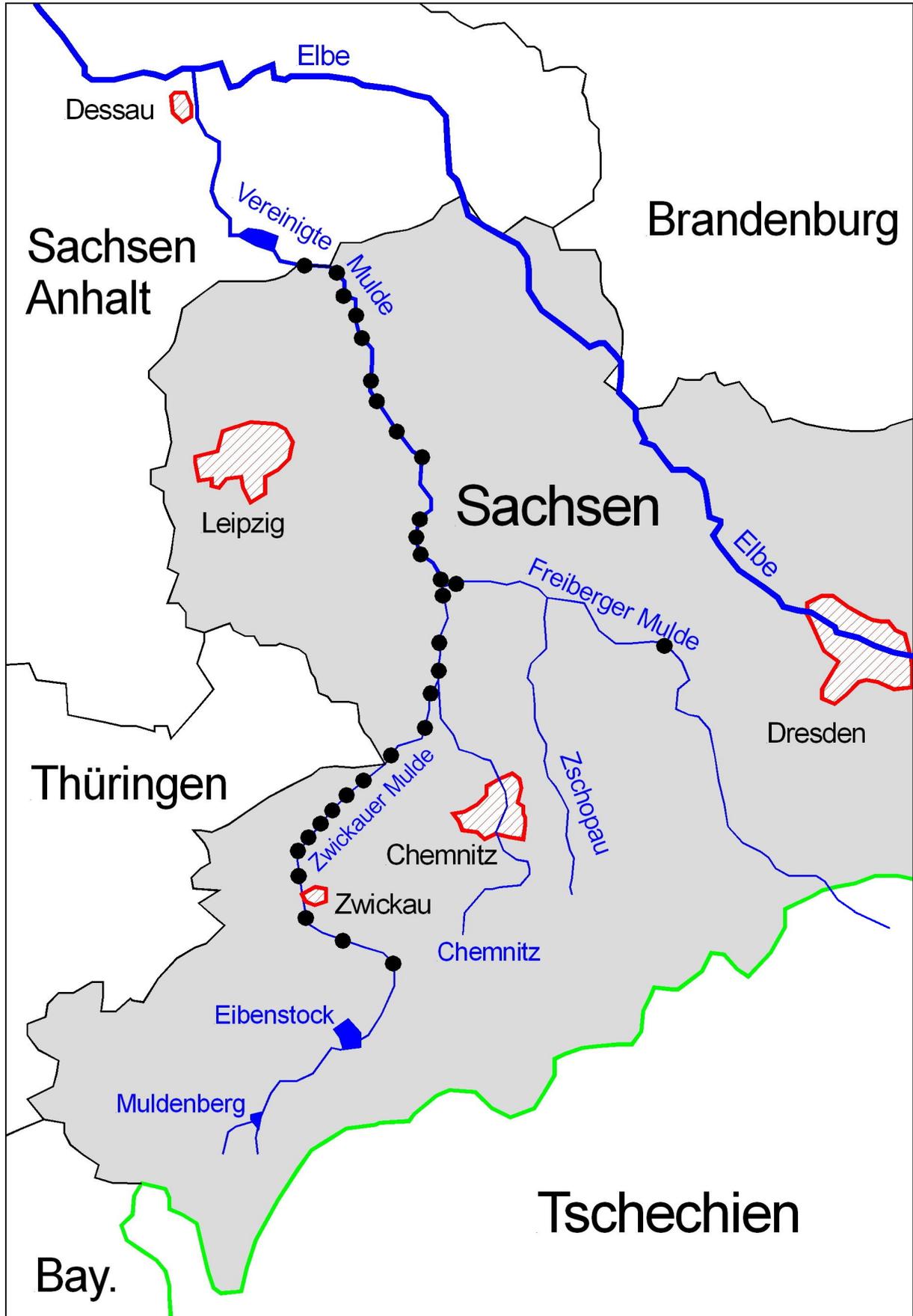


Abb. 6.1: Muldesystem mit Probenahmestellen für Sediment

Tab. 6.1: Aufstellung der Sedimentproben der Muldeauen

ZM steht für Zwickauer Mulde, VM für Vereinigte Mulde und FM für Freiburger Mulde. Die Bezeichnung FM bei Flusskilometern zeigt an, das es sich um die Kilometrierung der Freiburger Mulde handelt. Die Probenbezeichnung gibt die in der jeweiligen Arbeit verwendete Probenbezeichnung wieder oder lehnt sich an diese an.

Nr.	Fluss-kilometer	Proben-bezeichnung	Fluss-abschnitt	Gauss-Krüger Koordinaten		Probenahme-datum	Diplom-arbeit
				Rechtswert	Hochwert		
1	52	ZM_Ste	ZM	4547547	5611378	23.04.2008	[Lül09]
2	62	ZM_Grü	ZM	4542017	5612678	23.04.2008	[Lül09]
3	73	ZM_Zwi	ZM	4535395	5618378	23.04.2008	[Lül09]
4	83	ZM_Obe	ZM	4534087	5626100	06.05.2008	[Lül09]
5	87	ZM_Sch	ZM	4535803	5628079	06.05.2008	[Lül09]
6	101	ZM_Ker	ZM	4540171	5635488	06.05.2008	[Lül09]
7	102	ZM_T04	ZM	4540868	5636204	24.04.2008	[Lül09]
8	103	ZM_T05	ZM	4541564	5636512	24.04.2008	[Lül09]
9	108	ZM_T07	ZM	4544000	5638818	24.04.2008	[Lül09]
10	110	ZM_T08	ZM	4545106	5640052	07.05.2008	[Lül09]
11	113	ZM_Wol	ZM	4547167	5640904	07.05.2008	[Lül09]
12	131	ZM_Lun	ZM	4553551	5648377	07.05.2008	[Lül09]
13	134	ZM_Alt	ZM	4554456	5650713	07.05.2008	[Lül09]
14	144	ZM_Roc	ZM	4556691	5656857	07.05.2008	[Lül09]
15	151	ZM_T15	ZM	4556305	5661639	08.05.2008	[Lül09]
16	162	ZM_Ser	ZM	4555284	5669053	08.05.2008	[Lül09]
17	163	VM_Ser	VM	4555862	5670035	08.05.2008	[Lül09]
18	166	VM_T18	VM	4554418	5672073	08.05.2008	[Lül09]
19	171	VM_Höf	VM	4552248	5675308	09.05.2008	[Lül09]
20	176	VM_T24	VM	4551702	5679332	09.05.2008	[Lül09]
21	191	VM_T30	VM	4552636	5687921	22.05.2008	[Lül09]
22	199	VM_Gru	VM	4549540	5693637	23.05.2008	[Lül09]
23	209	VM_T37	VM	4545716	5699386	23.05.2008	[Lül09]
24	212	VM_T38	VM	4545098	5701450	23.05.2008	[Lül09]
25	216	VM_T40	VM	4545236	5704613	23.05.2008	[Lül09]
26	224	VM_Zsc	VM	4542710	5707457	24.05.2008	[Lül09]
27	235	VM_Pri	VM	4541204	5713744	25.05.2008	[Lül09]
28	242	VM_T51	VM	4539562	5717989	23.05.2008	[Lül09]
29	242	VM_T51_2	VM	4539562	5717989	23.05.2008	[Lül09]
30	253	VM_T54	VM	4531250	5719503	23.05.2008	[Lül09]
31	110	ZM_B_T08	Bach	4544984	5640405	24.04.2008	[Lül09]
32	FM 67	FM_Nos	FM	4593475	5655187	29.10.2008	[Lül09]
33	FM 122	FM_Ser	FM	4556998	5669149	29.10.2008	[Lül09]
	Trockensediment						
34	192	T31X PW	VM	4552783	5688133	12.06.2008	[Sti10]
35	192	T31X WR	VM	4552553	5688318	12.06.2008	[Sti10]
36	199	VM_Gru_tr	VM	4549540	5693637	23.05.2008	[Lül09]
	Profil Ufersediment						
37	166	T18_Sd-Profil	VM	4554418	5672073	08.05.2008	[Röb10]
	Sonderprobe Ufersediment						
38	103	T05 Sand	ZM	4541564	5636512	24.04.2008	[Röb10]

### 6.3. Methoden und Ergebnisse

Probenahme und Probenaufarbeitung sind in der Arbeit von Lüllau [Lül09] ausführlich dargestellt. Sie orientieren sich an den Messanleitungen für Umweltradioaktivität des BMU [BMU06c], [BMU06i]. Messung und Auswertung sind in den jeweiligen Arbeiten ausführlich beschrieben.

Die Auswahl der Probenahmeorte bei den Sedimenten orientierte sich zum einen an den zur Bodenbeprobung geeigneten Testflächen, wobei zu diesem Zeitpunkt noch nicht feststand, welche Testflächen genau beprobt werden. Zum anderen wurden die Standorte der vorhergehenden Untersuchungen berücksichtigt, insbesondere des Ad-hoc-Projektes „Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002“, Arbeitspaket 3.9 „Verlagerung natürlicher Radionuklide“ [Gel04], [Gel04a]<sup>86</sup>. Beide Betrachtungen resultieren in einer abweichenden Probenbezeichnung. Bei den Testflächen wird dem Kürzel des Flussabschnittes ein T für Testfläche mit der Nummer der entsprechenden Testfläche angehängt, im Fall der vorhergehenden Untersuchung wird der alten Systematik folgend dem Kürzel des Flussabschnittes drei Buchstaben angehängt, die die Anfangsbuchstaben einer nahe gelegenen Ortschaft sind. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Einteilung nicht stringent ist und Überschneidungen vorhanden sind.

Die Ergebnisse der gamma-spektrometrischen Untersuchungen sind im Anhang in Tab. 13.4 (S. 197) dargestellt. Diese gibt eine komplette Übersicht aller Daten zu den Sedimenten. In der folgenden Auswertung wird nicht jeder Wert berücksichtigt. Zur Interpretation spezieller Einzelwerte sei auf die jeweilige Diplomarbeit verwiesen. Zusätzlich wurde bei der Probenahme die Wasser und Lufttemperatur bestimmt und bei den Testflächen zugeordneten Sedimentproben eine erweiterte Feldanalytik durchgeführt. Hierbei wurden der pH-Wert, die Leitfähigkeit und das Redoxpotential gemessen. Für die Sedimenttemperatur wird unter Annahme des thermodynamischen Gleichgewichtes die Wassertemperatur zugrunde gelegt. Die gewählte Messkette zur Messung des Redoxpotentials erwies sich als nur leidlich geeignet für den Feldeinsatz, da sie ist zu störungsempfindlich ist. Daher lieferten nur sechs Einzelmessungen stabile Messwerte. Auf die Angabe der einzelnen Messwerte wird daher verzichtet. Alle stabilen Messwerte lagen im Bereich zwischen 245 mV bis 300 mV. Die Feldparameter sind in Tab. 13.5 in Anhang (S. 198) dargestellt. Ebenso sind die bei der Probenahme angewendeten Messvorschriften im Anhang (S. 240) zu finden.

---

<sup>86</sup> Im Folgenden auch Flutfolgeprojekt genannt.

## 6.4. Auswertung

### Feldparameter: pH-Wert und Leitfähigkeit

Die Aufnahme von pH-Wert und Leitfähigkeit dienen vorrangig dem Zweck Änderungen im Chemismus des Sediments zu erkennen.

Die pH-Werte der Sedimente lagen zwischen 6,42 und 6,65 und damit in dem erwarteten Bereich. Der Schwankungsbereich ist mit 0,23 sehr eng und kann als praktisch konstant betrachtet werden. Der Wert deutet auf ein saueres Grundgestein hin und spricht für eine relativ homogene Zusammensetzung des Sediments.

Die Leitfähigkeit lag mit einer Ausnahme zwischen 14 und 79  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und ist damit erwartungsgemäß niedrig. Auch der Schwankungsbereich der Leitfähigkeit ist eher gering und gibt keine Hinweise auf wesentliche Änderungen der chemischen Bedingungen im Sediment. Eine Ausnahme bildet die aus der Freiburger Mulde stammende Proben FM\_Nos (Flusskilometer 67), die sich mit einer Leitfähigkeit von 294  $\mu\text{S}/\text{cm}$  deutlich unterscheidet. Da bei derart hohen Änderungen jedoch auch eine Änderung des pH-Wertes zu erwarten wäre, kann ein Messfehler nicht ausgeschlossen werden. Bei dieser Probe ist ein geänderter Chemismus möglich.

### Korngrößeneffekt

Wie Lüllau in seiner Arbeit betont, ist bei der Bewertung der Sedimente stets der Einfluss von Korngrößeneffekten zu beachten. Je kleiner ein Partikel, desto größer ist dessen Oberfläche und damit, dasselbe Material vorausgesetzt, dessen Adsorptionsvermögen, hier das Adsorptionsvermögen gelöster Radionuklide. Dabei ist zu beachten, dass das Adsorptionsvermögen vom Material, d.h. dem Stoff und der Oberflächenbeschaffenheit, abhängt. Bekannte, praktische Anwendungen der Adsorption an vergrößerten Oberflächen sind die Aktivkohle oder die platierte Platinelektrode, deren Oberflächen durch die Porosität drastisch erhöht wurden. Das gleiche Material vorausgesetzt, gilt aber auch, je kleiner ein Partikel ist, desto leichter ist es und kann damit auch leichter bewegt werden. Dies ist in einem strömenden Flusssystem natürlich von hoher Bedeutung, da dies zu einer gravimetrischen Trennung führt. Je stärker das Sediment der Strömung ausgesetzt ist, in so größerem Umfang werden die feinen, leichten Anteile, welche den Großteil der Radionuklide binden, weggeschwemmt. Dies erklärt den großen Einfluss der Sedimentationsbedingungen begründet auf dem Korngrößeneffekt. [He96], [Fon00]

Dieser Einfluss wird im Rahmen des Projektes exemplarisch an den beiden Sedimentproben, die bei Testfläche 51 (Flusskilometer 242) genommen wurden, gezeigt. Die Proben VM\_T51\_2, im Folgenden kurz „grob“, wurde nahe einer Sand- und Kiesbank mitten im Flusslauf genommen. Dabei musste eine Menge grober Sand und Kies abgetrennt werden. Abb. 6.2 zeigt die Umgebung der Probenahmestelle. Am Ufer und der Sandbank ist der sandig-kiesige Charakter des Sediments erkennbar. Die Probe VM\_T51, im Folgenden kurz „fein“, wurde weniger als 100 m entfernt in einer kleinen Einbuchtung genommen. Abb. 6.3 zeigt die Umgebung der Probenahmestelle. Deutlich ist der schlammige, deutlich feinere Charakter des Sediments erkennbar. Tab. 6.2 zeigt das Ergebnis der von Lüllau durchgeführten Siebanalyse. Die Angabe erfolgt in Massenprozent. Es sei darauf hingewiesen, dass wesentliche Änderungen im Adsorptionsverhalten erst im Bereich  $< 200 \mu\text{m}$  wirksam werden und daher durch die trockene Siebanalyse nicht erfasst werden. Die Siebanalyse kann hier nur als Anhaltspunkt genutzt werden.



Abb. 6.2: Probenahmeort grobes Sediment



Abb. 6.3: Probenahmeort feines Sediment

Tab. 6.2: Ergebnis Siebanalyse im Massenprozent

Probe	fein VM_T51	grob VM_T51_2
2,0 mm - 630 $\mu\text{m}$	10%	31%
630 $\mu\text{m}$ - 200 $\mu\text{m}$	72%	68%
< 200 $\mu\text{m}$	18%	1%

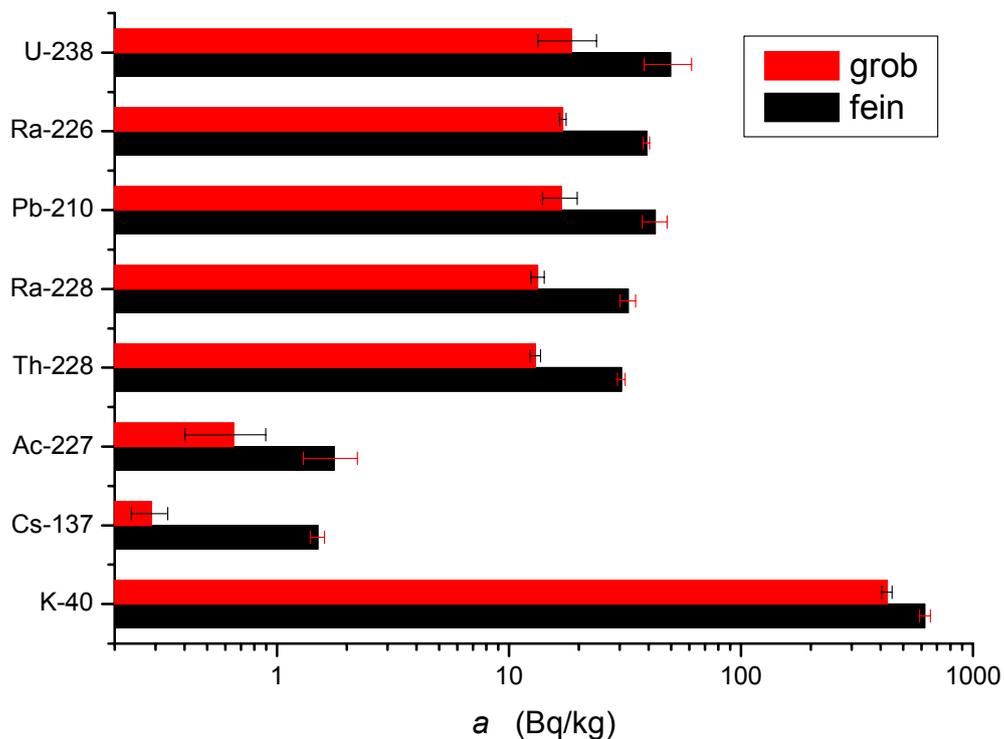


Abb. 6.4: Vergleich der massenbezogenen Aktivitäten groben und feinen Sedimentes

Der in Abb. 6.4 dargestellte Vergleich der massenbezogenen Aktivitäten beider Proben dokumentiert deutlich den Einfluss der Sedimentationsbedingungen bzw. des Korngrößen-effektes.

### Profil

Nah Testfläche 18 (Flusskilometer 166) wurde ein kleines Sedimentprofil von 8 cm Tiefe im Ufersediment genommen. Es wurden drei Einzelproben in den Tiefen 0 – 2 cm, 2 – 4 cm und 4 – 8 cm genommen. Ziel der Untersuchung ist die exemplarische Abschätzung bis zu welcher Tiefe die Sedimente homogen sind und damit als Oberflächensediment betrachtet werden können. Damit dient es zum einen der Qualitätskontrolle, ob die gewählte Beprobungstiefe von etwa 3 cm akzeptabel ist. Zum anderen dient es der groben Abschätzung in welchem Umfang im Frühjahrshochwasser Sedimente bewegt und homogenisiert wurden.

Die Messungen lassen keine systematischen Veränderungen in der Tiefe erkennen und sind fast alle miteinander verträglich. Lediglich die Vertreter der Thorium-Zerfallsreihe zeigen in der mittleren Fraktion erhöhte Werte. Das Ufersediment kann bis in mindestens 8 cm Tiefe als homogen betrachtet werden. Dies zeigt, dass die jährlichen Hochwasser im beträchtlichen Umfang Sedimente verlagern und homogenisieren. Es sind keine Anhaltspunkte vorhanden, die gewählte maximale Beprobungstiefe in Frage zu stellen. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass es sich um eine Stichprobe handelt und damit keine allgemeingültige Aussage erlaubt.

### Trockensedimente

Abb. 6.5 vergleicht die Trockensedimente mit den entsprechenden aus dem Flusslauf stammenden Sedimenten anhand der massenbezogenen Aktivitäten von Uran-238 und Radium-226.

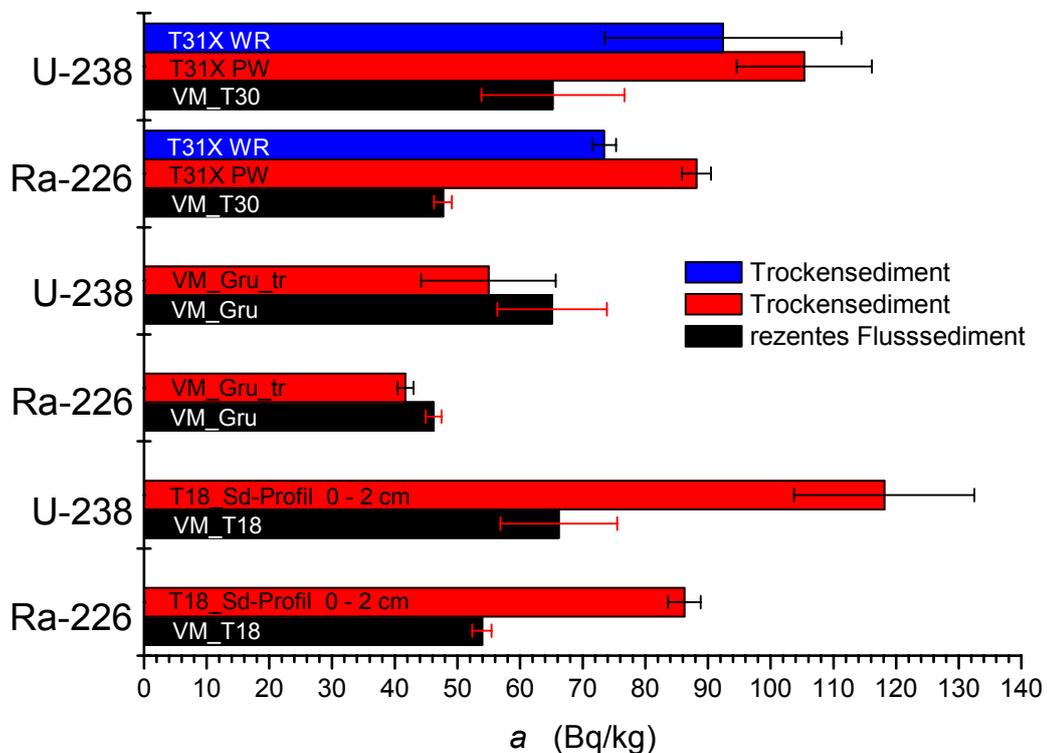


Abb. 6.5: Vergleich der massenbezogenen Aktivitäten von U-238 und Ra-226 von Trockensedimenten und den sprechenden aus dem Flusslauf stammenden Sedimenten

An drei Stellen wurden trockenengefallene Sedimente, kurz Trockensedimente, beprobt. Es ist mit hoher Wahrscheinlichkeit, jedoch nicht gesichert, davon auszugehen, dass es sich um Hinterlassenschaften der Frühjahrhochwasser handelt. Somit stellen sie Beispiele für die auf den Auenböden abgelagerten Sedimente dar.

Auf Testfläche 31 (Flusskilometer 192) wurde oberhalb der etwa vier bis fünf Meter hohen Uferböschung kurz hinter dem Uferwall zwei Sedimentproben beprobt. Die Probe T31X WR lag am Rand des direkt am Uferwall vorbeiführenden Fahrweges. Die Probe T31X PW lag einige hundert Meter stromaufwärts in einer engen Muldeschleife, die als Pferdeweide genutzt wird. Aufgrund der Pferde besteht bei dieser Probe eine erhöhte Wahrscheinlichkeit, dass das Sediment mit Boden vermischt wurde. Beide Trockensedimente werden in den obersten beiden Balkengruppen mit der etwa ein Kilometer stromaufwärts aus dem Flusslauf genommenen Probe VM\_T30 (Flusskilometer 191) verglichen. Bei Grubnitz (Flusskilometer 199) war an der Probenahmestelle an der Uferböschung eine erhebliche Menge trockenen Sediments abgelagert; Abb. 6.6 zeigt die Probenahmestelle. Das Trockensediment (VM\_Gru\_tr) wurde wenige Meter entfernt von der Probe aus dem Flusslauf (VM\_Gru) und etwa einen Meter über dem Wasserspiegel beprobt. Uran- und Radiumaktivitäten zeigen die mittleren beiden Balkenpaare. Die unteren beiden Balkenpaare zeigen die Aktivitäten der Proben nahe Testfläche 18 (Flusskilometer 166). Hier wird die oberste Probe des Uferprofils, nur wenig oberhalb des Wasserspiegels beprobt, mit der wenige Meter entfernt aus dem Flusslauf stammende Sedimentprobe verglichen; Abb. 6.7 zeigt die Probenahmestelle



Abb. 6.6: Probenahmeort VM\_Gru



Abb. 6.7: Probenahmeort VM\_T18

Es ist keine Systematik erkennbar. Die Werte der Sedimente VM\_Gru und VM\_Gru\_tr sind verträglich, während die der Proben VM\_T18 und T18\_Sd-Profil 0 – 2 cm beträchtlich variieren. Letzteres gilt grundsätzlich auch für die Proben nahe Testfläche 31, wenngleich auch die Uranaktivitäten der Proben aufgrund der großen Unsicherheit teilweise verträglich sind. Die Aktivitäten der in Abb. 6.5 nicht dargestellten Nuklide folgen dem dargestellten Trend. Bei den Proben nahe Testfläche 18 und 31 zeigen die Trockensedimente teilweise erheblich höhere Werte, während die Proben nahe Grubnitz den gegenteiligen Trend zeigen.

Es wird deutlich, dass die Sedimentationsbedingungen auch bei Hochwasser bereits kleinräumig erheblich variieren können. Die Aktivitäten der untersuchten Oberflächensedimente können erheblich von den Aktivitäten der bei Hochwasser auf den Testflächen abgelagerten Sedimente abweichen. Eine Korrelation der Aktivitäten zwischen Flusssediment und Auenböden ist daher sehr schwierig. Auch eine Korrelation der Abweichung in den Aktivitäten zum Abstand oder der Höhendifferenz ist nicht erkennbar.

### Flussabschnitte: allgemein und zeitliche Entwicklung

Die aktuellen Messwerte sollen mit denen früherer Untersuchungen verglichen werden. Hierzu werden die Werte des Projekt „Die Schwermetallsituation im Muldeystem“ [Beu99] mit Proben vom Mai 1993 und des Ad-hoc-Projektes „Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002“, Arbeitspaket 3.9 „Verlagerung natürlicher Radionuklide“ [Gel04], [Gel04a] [Mic05], im Folgenden auch Flutfolgeprojekt genannt, mit Proben vom Mai und Juni 2003 herangezogen. Der Vorteil liegt darin, dass sich das jeweils folgende Projekt an den Probenahmestellen des vorangegangenen orientiert. Es ist dabei jedoch zu beachten, dass natürliche und bauliche Veränderungen der Uferbereiche zwar nur zu kleineren räumlichen Abweichungen bei der Probenahme geführt haben, aber zu erheblichen Änderungen der Sedimentationsbedingungen führen können.

Abb. 6.8 zeigt die Entwicklung des arithmetischen<sup>87</sup> Mittelwertes der gemessenen massenbezogenen Aktivitäten von Uran-238, Radium-226 und Blei-210 für die Flussabschnitte Freiburger Mulde, Zwickauer Mulde und Vereinigte Mulde von 1993 über 2003 bis 2008. Tab. 6.3 zeigt die zugrunde liegenden Werte.

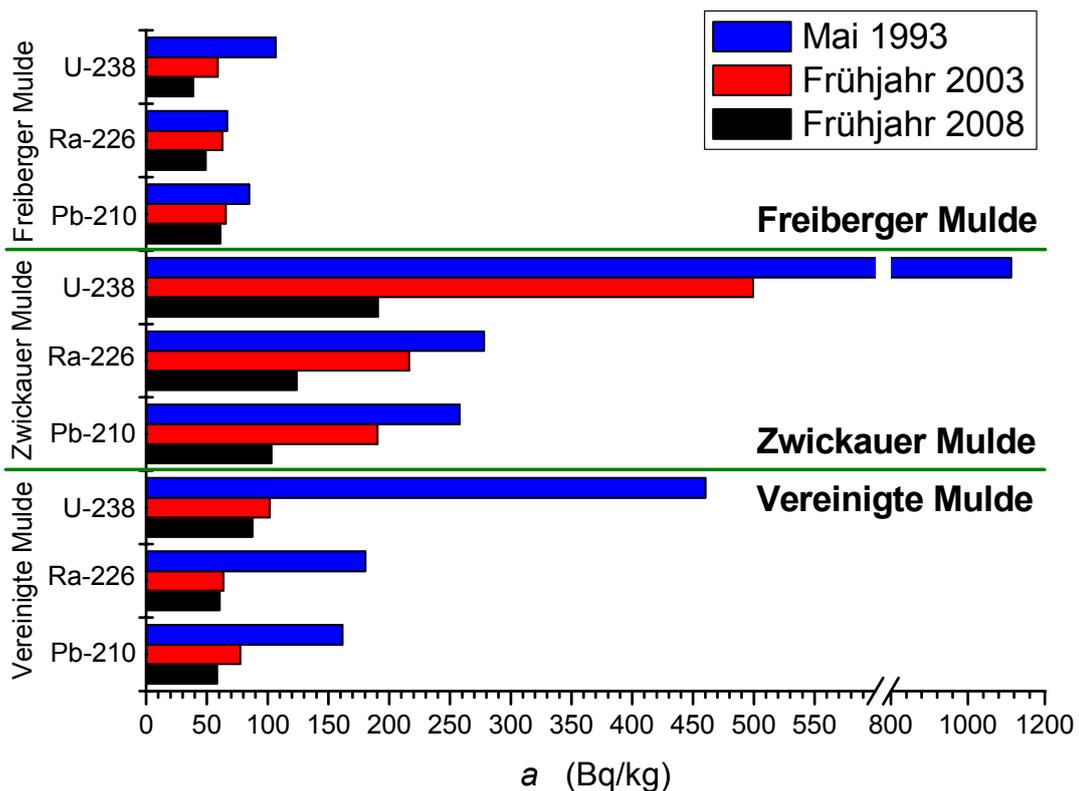


Abb. 6.8: arithmetischen Mittelwerte der massenbezogenen Aktivitäten der Sedimente von U-238, Ra-226 und Pb-210 von 1993, 2003 und 2008 für die Freiburger, Zwickauer und Vereinigte Mulde.

<sup>87</sup> Aufgrund des relativ geringen Stichprobenumfangs und der geringen Streuung in den Unsicherheiten wurde auf die Verwendung des geometrischen oder gewichteten Mittelwertes verzichtet.

Tab. 6.3: arithmetische Mittelwerte der massenbezogenen Aktivitäten der Sedimente von U-238, Ra-226 und Pb-210 für 1993 [Beu99], 2003 [Gel04a] und 2008

Mittelw. ( $a$ ) ist der arithmetische Mittelwerte der massenbezogenen Aktivität,  $\sigma$  ist dessen Standardabweichung (berechnet nach STABW mit Excel) und  $n$  die Anzahl der Messwert

Fluss- abschnitt	Jahr	U-238			Ra-226			Pb-210		
		Mittelw. ( $a$ ) (Bq/kg)	$\sigma$ (Bq/kg)	$n$	Mittelw. ( $a$ ) (Bq/kg)	$\sigma$ (Bq/kg)	$n$	Mittelw. ( $a$ ) (Bq/kg)	$\sigma$ (Bq/kg)	$n$
Freiberger Mulde	2008	38,8	10,7	2	49,0	28,8	2	61,1	45,5	2
	2003	58,9	17,6	20	62,6	16,0	20	65,5	21,3	20
	1993	106,4	36,2	17	66,4	19,2	21	84,8	18,9	9
Zwickauer Mulde	2008	190,6	68,6	16	123,7	28,4	16	103,2	22,8	16
	2003	499,6	326,9	17	216,3	83,1	17	190,3	63,2	17
	1993	1111,7	647,0	18	277,9	83,4	18	258,1	73,1	13
Vereinigte Mulde	2008	87,3	39,8	13	60,5	26,3	13	58,3	26,0	13
	2003	101,9	53,2	13	63,8	39,8	13	77,4	39,6	13
	1993	460,0	224,0	8	180,4	61,0	8	161,5	91,5	4

### Freiberger Mulde

Die Freiberger Mulde gilt als praktisch uranbergbaulich unbeeinflusst. Dies spiegelt sich in generell niedrigen Radionuklidkonzentrationen verglichen mit Zwickauer Mulde wider und wird durch die ungestörten Aktivitätsverhältnisse zwischen der Uran-Radium- und Thorium-Zerfallsreihe (siehe S. 54), betrachtet an Uran-238 und Radium-228, bestätigt. In Rahmen dieses Projektes wurden ledig zwei Proben zu Vergleichszwecken untersucht. Sie liegen im Schwankungsbereich früherer Untersuchungen und bestätigen, damit das zuvor gewonnene Bild.

Dennoch ist bei allen betrachteten Radionukliden ein Trend zu sinkenden Radionuklidkonzentrationen zu beobachten. Die massenbezogene Aktivität von Uran-238 ist im Vergleich zu 1993 um 64 % zurückgegangen, bei Radium-226 um 26 % und bei Blei-210 um 28 %. Es erscheint wahrscheinlicher, dass es sich um einen echten Trend handelt, obwohl ein auf Korngrößeneffekten basierender Scheintrend bei nur drei Datenpunkten nicht ausgeschlossen werden kann. Dafür spricht die Varianz der Abnahme der einzelnen Radionuklide<sup>88</sup>. Allerdings handelt es sich angesichts der geringen Aktivitäten, der Messunsicherheit und des Einflusses von Korngrößeneffekten nur um Indiz. Wird ein tatsächlicher Effekt angenommen, wird dieser vermutlich auf einen bergbaulichen Einfluss zurückzuführen sein. Ein relevanter uranbergbaulicher Einfluss ist zwar auszuschließen, aber im Einzugsgebiet der Freiberger Mulde wurde intensiver Bergbau nach anderen Erzen betrieben. Bergbauliche Grubenwässer weisen generell erhöhte Radionuklidgehalte auf, wie am IRS<sup>89</sup> am Beispiel von Grubenwässern des Steinkohlebergbaus in Rheinberg am Niederrhein untersucht wurde [Gel06]. Es wird daher vermutet, dass Sanierungen im Zusammenhang mit Grubenwässern des historischen und aktuellen Bergbaus, sowie die Schließung von Bergwerken ursächlich für die sinkenden Radionuklidgehalte entlang der Freiberger Mulde sind.

<sup>88</sup> Die alleinige Änderung der Anzahl der Adsorptionsstelle begründet keine Änderung der Isotopenverhältnisse.

<sup>89</sup> zu dieser Zeit noch ZSR

### Zwickauer Mulde

Die Zwickauer Mulde entwässert die ehemaligen sächsischen Uranbergbaugebiete. Die wichtigsten Standorte sind dabei der Bergbaugebiete Johanngeorgenstadt und Pöhla deren Ableitungen mit dem Schwarzwasser in die Zwickauer Mulde gelangen, das große Bergbaugebiet Aue Schneeberg Schlema Alberoda und die sächsische Uranerzaufbereitungsanlage Crossen bei Zwickau. Dieser Einfluss spiegelt sich deutlich in den Radionuklidkonzentrationen insbesondere im Vergleich mit der Freiburger Mulde wider. Auch das Aktivitätsverhältnisse zwischen der Uran-Radium- und Thorium-Zerfallsreihe (siehe S. 54), betrachtet an Uran-238 und Radium-228, zeigt den starken uranbergbaulichen Einfluss.

Die mittleren Radionuklidkonzentrationen sind seit 1993 drastisch gesunken, für Uran-238 um 83 %, für Radium-226 um 56 % und für Blei-210 um 60 %. Maßgeblich hierfür dürfte der unmittelbare Einfluss der Einstellung des Uranbergbaus, sowie der darauf folgenden Sanierungsarbeiten sein. Im Zeitraum von 1993 bis 2003 sind die Radionuklidkonzentrationen bei Uran-238 um 55 %, bei Radium-226 um 22 % und bei Blei-210 um 26 % gesunken. Von 2003 bis 2008 erfolgte dann ein weiteres Absinken bei Uran-238 um 62 %, bei Radium-226 um 43 % und bei Blei-210 um 46 %. Die Absenkung der Kontaminationen zwischen 2003 und 2008 dürften vorrangig auf die Sanierungsarbeiten zurückzuführen sein. Das Absinken zwischen 1993 und 2003 ist allerdings nicht nur eine Folge der Betriebseinstellungen und Sanierungsmaßnahmen. Auch das so genannte Jahrhunderthochwasser im August 2002 hat durch die Verlagerung kontaminierter Sedimente vermutlich einen relevanten Einfluss gehabt. Auffällig ist das überproportional hohe Absinken der Uranaktivitäten im Vergleich zu Radium-226 und Blei-210, die etwa gleiche Werte aufweisen. Dies wird sicherlich auch auf die höhere Löslichkeit des Urans zurückzuführen sein, aber maßgeblich wird hier höchstwahrscheinlich die Mobilisierung des Urans infolge der Uranerzaufbereitung sein. Die Differenz erlaubt daher eine grobe Abschätzung des Einflusses der Uranerzaufbereitungsanlage Crossen.

### Vereinigte Mulde

Die Vereinigte Mulde wird, wie bereits erwähnt, durch die sich vereinigenden Quellflüsse Freiburger und Zwickauer Mulde gebildet. Die Vereinigte Mulde weist verglichen mit der Freiburger Mulde erhöhte Radionuklidaktivitäten auf. Verglichen mit der Zwickauer Mulde ist ein starker Verdünnungseffekt zu sehen. Das Aktivitätsverhältnis zwischen der Uran-Radium- und Thorium-Zerfallsreihe, betrachtet an Uran-238 und Radium-228, zeigt weiterhin einen uranbergbaulichen Einfluss. Während die Aktivitäten 1993 gegenüber der Freiburger Mulde noch stark erhöhte waren, sind sie 2008 nur noch als leicht erhöht zu bezeichnen. Einzelne Messwerte erreichen wieder die Werte der Freiburger Mulde.

Die mittleren Radionuklidkonzentrationen sind seit 1993 bei Uran-238 um 81 %, bei Radium-226 um 66 % und bei Blei-210 um 64 % gesunken. Dies entspricht in etwa den Werten der Zwickauer Mulde. Dies bestätigt, dass die Kontamination der Vereinigten Mulde erwartungsgemäß von der Kontamination der Zwickauer Mulde bestimmt wird und die Freiburger Mulde vorrangig zu einer Verdünnung führt. Betrachtet man jedoch die Abnahme der Radionuklidkonzentrationen beider Zeitintervalle ergeben sich erhebliche Abweichungen zur Zwickauer Mulde. Im Zeitraum von 1993 bis 2003 sind die Radionuklidkonzentrationen bei Uran-238 um 78 %, bei Radium-226 um 65 % und bei Blei-210 um 52 % gesunken. Von 2003 bis 2008 erfolgte dann ein weiteres Absinken bei Uran-238 um 14 %, bei Radium-226 um 5 % und bei Blei-210 um 25 %. Die Abnahme der Uranaktivität ist weiterhin höher als die von Radium

und Blei. Radium-226 und Blei-210 weisen vergleichbare Werte auf. Eine Ausnahme bildet hier der Zeitraum zwischen 2003 und 2008. Die erhebliche Abweichung zwischen Radium-226 und Blei-210 erscheint irritierend angesichts der sonstigen Vergleichbarkeit. Es ist jedoch zu beachten, dass die Abnahme der Bleiaktivitäten stets über den des Radiums liegt. Dieser Effekt scheint hier verstärkt hervorzutreten. Jedoch kann auch eine messtechnische Begründung, insbesondere aufgrund der geringen massenbezogenen Aktivitäten und der messtechnischen Schwierigkeiten beim Blei-210, nicht ausgeschlossen werden. Die wesentliche Änderung im Vergleich zur Zwickauer Mulde ist, dass die überwiegende Abnahme der Kontamination zwischen 1993 und 2003 erfolgte, während sich zwischen 2003 und 2008 nur noch eine geringfügige Abnahme beobachten lässt. Bei der Zwickauer Mulde war die Abnahme zwischen 2003 und 2008 höher und die Differenz zwischen der Abnahmen beider Zeitintervalle weniger groß. Dabei wäre zu erwarten, dass aufgrund des indirekten Einflusses auf die Vereinigte Mulde die Sanierungsmaßnahmen erst verzögert wirken.

Es ist daher sehr wahrscheinlich, dass es sich um Folgeeffekte des großen Hochwassers im August 2002 handelt. Denkbar wäre folgendes Szenario. Das Hochwasser führt zu einer erheblichen Verlagerung von Sedimenten, darunter insbesondere der feinen Sedimente und bewirkt mit den Sanierungsmassnahmen eine verstärkte Abnahme der Belastung, was die Werte der Vereinigten Mulde zeigen. Dieser Effekt wird jedoch vor allem bei der Zwickauer Mulde durch den Eintrag belasteten Materials, z.B. von Halden, überlagert. Hier spielt vorrangig gröberes Material eine Rolle, das sich relativ schnell absetzt, d.h. im Wesentlichen in der Zwickauer Mulde, während sich das feine Material auch in der Vereinigten Mulde nicht absetzen kann. Dies führt dazu, dass die Kontamination der Vereinigten Mulde zwischen 1993 und 2003 verglichen mit Zwickauer Mulde stärker sinkt. Im Laufe der folgenden Jahre wird infolge der jährlichen Hochwasser auch das gröbere, belastete Material der Zwickauer Mulde langsam in die Vereinigte Mulde verfrachtet. Für das Zeitintervall von 2003 bis 2008 folgt daher für die Zwickauer Mulde eine stärkere Abnahme der Kontamination verglichen mit der Vereinigten Mulde. Der Sanierungseffekt würde entlang der Zwickauer Mulde verstärkt, während entlang der Vereinigten Mulde ein ihm entgegen gesetzter Effekt wirkt. Mit dieser Theorie im Einklang ergibt für beide Flussabschnitte über beide Zeitintervalle eine ähnliche Gesamtabnahme der Kontamination. Für beide Zeitintervalle ist eine Trennung der Effekte von Sanierungsmassnahmen und Flut nicht möglich. Das Ungleichgewicht beider Flussabschnitte legt einen größeren Einfluss des Hochwassers vom August 2002 nahe.

Aktivitätsverlauf entlang des Flusses und zeitliche Entwicklung

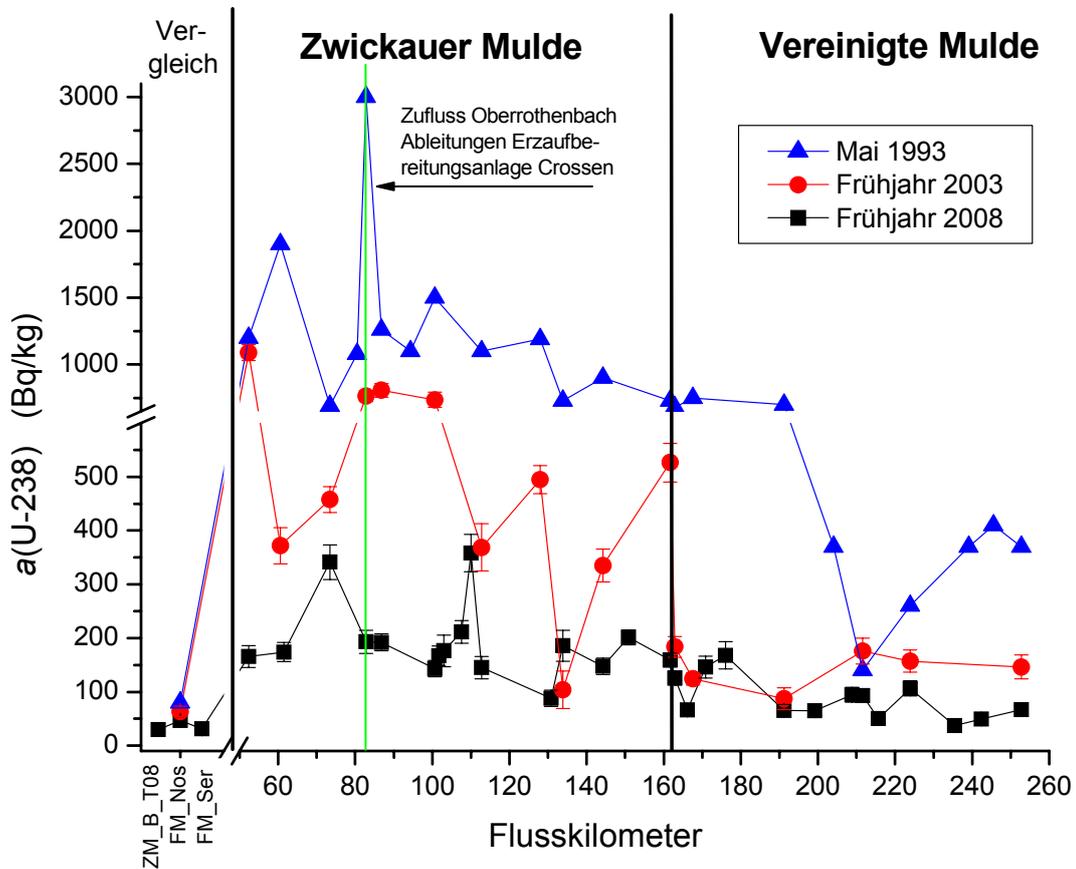


Abb. 6.9: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 der Sedimente gegen Flusskilometer

Abb. 6.9 zeigt den Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Uran-238 entlang der Zwickauer und Vereinigten Mulde für das aktuelle Projekt mit Probenahme im Frühjahr 2008 und den Vergleichswerten aus den Jahren 2003 [Gel04a] und 1993 [Beu99]. Aufgrund der Anpassungen der Vergleichswerte an die verwendete Flusskilometrierung können geringe Verschiebungen nicht ausgeschlossen werden.

Die ersten drei Messwerte sind uranbergbaulich unbelastet und repräsentieren als Referenzwerte den natürlichen Hintergrund. Die Probe ZM\_B\_T08 stammt von einem kleinen Bach, der die Felder der Auenflächen bei Testfläche 08 entwässert und bei Flusskilometer 110 in die Zwickauer Mulde fließt. Die beiden Proben FM\_Nos und FM\_Ser stammen aus der Freiburger Mulde. Die Probe FM\_Nos wurde bei der Stadt Nossen im Mittellauf der Freiburger Mulde genommen. Die Probe FM\_Ser wurde bei der Ortschaft Sermuth rund 1,5 km vor dem Zusammenfließen mit der Zwickauer Mulde genommen.

Der erste Messpunkt entlang der Zwickauer Mulde liegt bei Flusskilometer 52 und ist der Umweltmesspunkt m-111 der Wismut nahe Burg Stein bei Hartenstein. Er liegt damit kurz hinter den Uranbergbaugebieten. Zunächst fällt das bereits bei Betrachtung der Mittelwerte festgestellte drastische Absinken der Uranaktivitäten seit 1993 auf. Dennoch liegen die

Aktivitätsverläufe generell über den uranbergbaulich unbelasteten Referenzwerten und belegen damit den auch weiterhin vorhandenen uranbergbaulichen Einfluss. Die Aktivitätsverläufe sind durch starke Schwankungen gekennzeichnet, die über den Korngrößeneffekt die variierenden Sedimentationsbedingungen widerspiegeln und daher nicht überbewertet werden dürfen.

Der Verlauf der Uranaktivitäten von 1993 zeigt zunächst einen über die sonstigen Schwankungen hinausgehenden Anstieg bei Flusskilometer 61. Vermutlich handelt es sich um einen systematischen Effekt. Die Zwickauer Mulde hat das Erzgebirge verlassen und fließt daher langsamer und ruhiger. In der Folge können sich viele, insbesondere gröbere Partikel absetzen, die im schnellen Fluss des Erzgebirges noch mitgeführt werden, so dass hier höhere Urangehalte im Sediment zu finden sind. Ein weiterer sehr starker Anstieg ist nach dem Zufluss des Oberrothenbachs zu sehen. Dieser führte Ableitungen der zur Uranerzaufbereitungsanlage Crossen gehörenden IAA Helmsdorf. Bis etwa Flusskilometer 135 bleibt das Aktivitätsniveau bei ungefähr 1224 Bq/kg näherungsweise konstant. Dort scheint eine kleine Stufe zu sein. Diese ließe sich durch den Zufluss der unbelasteten Chemnitz bei Flusskilometer 134 und den damit verbundenen Verdünnungseffekt erklären. Die Chemnitz ist der größte Nebenfluss der Zwickauer Mulde. Zwischen Flusskilometer 135 und 195 bleibt das Aktivitätsniveau bei ungefähr 748 Bq/kg dann wieder näherungsweise konstant. Ab Flusskilometer 195 kommt der aus der Vereinigung mit der Freiburger Mulde resultierende Verdünnungseffekt zu tragen. Beim Zusammenfließen dieser vergleichsweise großen Flüsse reagiert das Gesamtsystem (die Vereinigte Mulde) träge. Die homogene Durchmischung des Wassers und der Sedimente benötigt lange. Die drei bis Flusskilometer 195 genommen Proben wurden mit hoher Wahrscheinlichkeit linksseitig in Fließrichtung genommen und damit im Zufluss der Zwickauer Mulde. Die Sedimente des linken Uferbereiches werden durch Sedimente der Zwickauer Mulde dominiert und repräsentieren daher eher die Zwickauer als die Vereinigte Mulde. Ab Flusskilometer 204 liegt dann ein näherungsweise konstantes Aktivitätsniveau bei ungefähr 356 Bq/kg vor, das die Vereinigte Mulde repräsentiert. Eine Ausnahme bildet die Probe bei Flusskilometer 211, nahe Eilenburg. Sie weist einen auffällig niedrigen Urangehalt auf. Hier ist ein ausgeprägter Korngrößeneffekt zu vermuten.

Der Verlauf der massenbezogenen Aktivitäten von Uran-238 von 2003 zeigt im Vergleich zu 1993 extreme Schwankungen im Bereich der Zwickauer Mulde. Während die Vereinigte Mulde nur geringe Schwankungen aufweist. Die Grenze zwischen Zwickauer Mulde und Vereinigte Mulde ist sehr scharf. Weiterhin ist der Anstieg bei Flusskilometer 83 infolge der Kontamination des Oberrothenbachs nicht mehr vorhanden. Diese drastischen Veränderungen des Verlaufes werden mit hoher Wahrscheinlichkeit maßgeblich Folge des Hochwassers im August 2002 sein. Sie können mit der bei den Mittelwerten eingeführten Theorie erklärt werden. Entlang der Zwickauer Mulde wirken die Hochwasserfolgen Verlagerung und Eintrag entgegengerichtet und verstärken somit die Schwankungen. Die stark belasteten Sedimente nach Zufluss des Oberrothenbachs wurden weggespült. In der Vereinigten Mulde dominiert die Verlagerung und führt zu der besprochenen starken Absenkung der Urangehalte verbunden mit einer Glättung der Schwankungen. Im Zusammenfluss von Zwickauer und Freiburger Mulde wurden infolge der Flut die vorhandenen Sedimentfahnen beider Flüsse aufgewirbelt und weggespült, sodass sich eine scharfe Grenze zwischen Zwickauer und Vereinigter Mulde ausgebildet hat. Neue Sedimentfahnen konnten noch nicht ausgebildet werden. Die Mittelwerte liegen für die Zwickauer Mulde bei 500 Bq/kg und die Vereinigte Mulde bei 102 Bq/kg.

Beim Verlauf der Uranaktivitäten von 2008 ist die Schwankungsbreite entlang der Zwickauer Mulde wieder stark zurückgegangen. Auffällig sind die Messwerte bei Flusskilometer 73 und 110. Über eine Ursache für den Wert bei Flusskilometer 73 kann nur spekuliert werden. Auch ist eine zufällige, ausgeprägte Schwankung in Folge von Korngrößeneffekten nicht auszuschließen. Bei Flusskilometer 110 führt die gemächliche Flussführung zu einem höheren Feinteil. Weiterhin gibt ein sehr ufernaher Weidezaun, verbunden mit der Uferprofilierung (Abbruchstellen) Indizien für eine mögliche Verunreinigung des Flusssediments mit Auenboden. Bei Flusskilometer 83 ist weiterhin kein Einfluss des Oberrothenbachs erkennbar. Dass die Kontamination nach dem Hochwasser nicht wieder angestiegen ist, ist eindeutig auf die Sanierungsmaßnahmen, insbesondere die Wasserbehandlungsanlage Crossen zurückzuführen. Im Zusammenfluss mit der Freiburger Mulde haben sich erneut Sedimentfahnen ausgebildet, deren Wirkung bis Flusskilometer 180 zu erkennen ist. Die Proben bei Flusskilometer 163, 171 und 176 wurden linksseitig in Fließrichtung genommen, d.h. im Zufluss der Zwickauer Mulde. Unter Berücksichtigung dieser Werte weist die Zwickauer Mulde eine mittlere Uranaktivität von 185 Bq/kg auf. Die Probe bei Flusskilometer 166 wurde rechtsseitig und damit im Zufluss der Freiburger Mulde genommen. Bei Flusskilometer 180 ist ein Absinken des Urangehaltes infolge des Verdünnungseffektes der Freiburger Mulde zu sehen. Die mittlere Uranaktivität fällt auf 69 Bq/kg unter Berücksichtigung des Wertes bei Flusskilometer 166. Ab Flusskilometer 210 erreichen die ersten Werte wieder den Bereich der unbelasteten Referenzproben.

## 7. Auenböden

### 7.1. Einleitung

Eine besondere Bedeutung in diesem Projekt kommt den bisher kaum untersuchten Auenböden zu. Während die Sedimente und in geringerem Umfang auch das Wasser bereits öfter Forschungsgegenstand waren, wurden die Auen bisher nur wenig berücksichtigt. Als Teil des Ökosystems stehen die Flussauen in Wechselwirkung mit dem Fluss selbst. Bei den jährlichen Überschwemmungen werden radionuklidbelastete Sedimente in den Auen abgelagert, wobei auch hier dem großen Hochwasser im August 2002 eine besondere Bedeutung zukommen wird. Andererseits fungieren sie auch als Bindglied zum Menschen. Da weite Teile der Muldeauen landwirtschaftlich genutzt werden, gelangen dort abgelagerte Radionuklide auch in die Nahrungskette des Menschen. Es gilt die daraus resultierende Strahlenbelastung abzuschätzen (siehe Kapitel 10. Radiologische Bewertung, S. 169).

#### Flussauen und Auenböden

Als Flussau, oft auch kurz Au oder Aue genannt, werden die vom wechselnden Hoch- und Niedrigwasser geprägten Niederungen entlang von Flüssen und Bächen bezeichnet. Sie bilden sich entlang von Flüssen mit stark variierender Wasserführung und sind durch regelmäßige Überschwemmungen charakterisiert. Auen sind Uferlandschaften, deren Gelände und Lebensgemeinschaften durch die wechselnden Wasserstände mit periodischen Überflutungen geprägt sind. Als Teil der Flusslandschaft stehen sie im Austausch mit Fluss selbst. Die Verlagerung von Boden, Sediment und organischem Material durch das strömende Wasser als Folge von Wegschwemmen und Ablagern, sowie der ständige Wechsel zwischen Überflutung und Trockenfallen machen die Flussauen zu einem sehr dynamischen und vielfältigen Ökosystem, das sich relativ schnell verändert. Viele Auenlandschaften Europas wurden von den Schmelzwasserflüssen am Ende der letzten Eiszeit gebildet. Die natürliche Vegetationsform der Flussauen ist der Auwald. Die Landschaftsstruktur und Lebensbedingungen werden durch den Fluss bestimmt. Dabei können die Regelmäßigkeit und Dauer der Überschwemmung stark variieren, von alle paar Jahre bis mehrfach im Jahr und von wenigen Tagen im Jahr bis zum Großteil des Jahres, und damit auch stark unterschiedliche Lebensräume bilden. So dominieren in oft überschwemmten Auwäldern Weichhölzer wie Weiden, Schwarzerlen und Schwarzpappeln, während in selten überschwemmten Auwäldern Harthölzer wie Stieleiche, Feldulme, Flatterulme, Gemeine Esche und Bergahorn dominieren.

Unberührte Auenlandschaften sind zumindest in Europa selten. Die Flussauen gelten seit Alters her als guter Siedlungsraum. Der nahe Fluss bietet eine Wasserversorgung und die Möglichkeit zum Fischfang. Meist kommt ihm als Transport- und Handelsweg Bedeutung zu. Die Auen selbst sind oft sehr fruchtbar und meist flach, d.h. vergleichsweise einfach zu erschließen. So haben sich die ersten Hochkulturen in den fruchtbaren Auen an Euphrat, Tigris und Nil entwickelt. In Deutschland spiegelt sich dies z. B. in Ortsnamen wie Aue oder der Endung alter Ortsname auf –au wider. Auch Hannover wurde in einer Flussau errichtet, daher werden auch Bodenproben der Umgebung zum Vergleich herangezogen. Entsprechend wurden die meisten Auenlandschaften stark durch den Menschen verändert und der menschlichen Nutzung angepasst. Nur selten überschwemmte Flächen dienten früher oft als Ackerland, während oft überschwemmte Flächen als Weideland genutzt wurden. Heute

wurden wie z. B. am Niederrhein viele der ehemals selten überschwemmten Flächen durch Deichbau von den eigentlichen Auen getrennt, so dass Grünlandflächen die Auen dominieren.

Auenböden sind durch die stark schwankenden Grundwasserstände mit periodischen Überschwemmungen gekennzeichnet [Fis05]. Das Wachstum von Auenböden wird durch die Ablagerung von Flusssedimenten bestimmt. Daher werden die Eigenschaften der Auenböden weniger durch das eigene Ausgangsgestein geprägt als durch flussaufwärts befindliches Ausgangsgestein, welches bei der Verwitterung als Sediment auf den Auenböden abgelagert wird. Da Auenböden ständig den variierenden Einflüssen des Flusses durch Abtrag und Ablagerung von Sediment, Boden und organischem Material unterliegen, sind sie deutlich variabler und inhomogener als andere Böden mit gleichmäßigere Genese und können sich bereits kleinräumig deutlich unterscheiden. [Sch89], [Veg11], [Mie11]

Die Untersuchung der Bodenproben erfolgt mittels Gamma-Spektrometrie und wurde von Jonny Birkhan, Torben Lüllau, Alexander Solle, Christian Stieghorst, Christian Röbbeln und Malte Görlich durchgeführt. Jonny Birkhan hat im Rahmen seiner Diplomarbeit „ $\gamma$ -Spektrometrie an Bodenproben von als Grünland genutzten Auenflächen der Zwickauer und Vereinigten Mulde“ [Bir09], wie Torben Lüllau im Rahmen seiner Diplomarbeit „ $\gamma$ -Spektrometrische Untersuchungen von anthropogen beeinflussten Umweltproben“ [Lül09] hauptsächlich Bodenproben von Grünlandflächen untersucht. Alexander Solle hat hingegen im Rahmen seiner Diplomarbeit „ $\gamma$ -Spektrometrie an Bodenproben von als Ackerland genutzten Auenflächen der Vereinigten Mulde“ [Sol10], wie Christian Stieghorst im Rahmen seiner Diplomarbeit „ $\gamma$ -Spektrometrische Untersuchung von Uran und langlebigen Zerfallsprodukten an landwirtschaftlich genutzten Auenböden entlang der Zwickauer Mulde und Vereinigten Mulde“ [Sti10] hauptsächlich Bodenproben von Ackerflächen untersucht. Christian Röbbeln in seiner Diplomarbeit „Probabilistische Modellierung der Strahlenexposition durch Radionuklide“ [Röb10] und Malte Görlich in seiner Diplomarbeit „Die  $\gamma$ -spektrometrische Untersuchung des Bewuchses von Auenböden entlang der Zwickauer und Vereinigten Mulde“ [Gör10] haben einige Vergleichsprobe der Leineauen untersucht.

## 7.2. Proben und Probenahme

Es wurden eine Reihe unterschiedlicher Bodenproben mit unterschiedlichen Zielsetzungen genommen. Zunächst sind flächenorientierte und tiefenorientierte Proben zu unterscheiden. Insgesamt wurden 191 Proben untersucht, davon 59 flächenorientierte Proben und 24 tiefenorientierte Proben mit 132 Einzelproben. Die flächenorientierten Proben dienen der Untersuchung der Breiten- bzw. Flächenverteilung von Radionukliden entlang des Muldesystems. Es handelt sich in der Regel um Mischproben mehrerer über eine Fläche verteilter Einzelproben. Beprobte wird der Oberboden, daher auch Oberbodenmischproben. Die tiefenorientierten Proben dienen der Untersuchung der Tiefenverteilung von Radionukliden im Boden. Hierbei werden an einem Standort mehrere Einzelproben aus unterschiedlichen Tiefen im Boden genommen.

Abb. 7.1 zeigt die Probenahmestellen entlang des Muldesystems, wobei schwarze Punkte die Stellen mit flächenorientierten Probenahmen kennzeichnen. Rote Quadrate zeigen Stellen an denen zusätzlich tiefenorientierte Proben genommen wurden. Die Probenahmestellen der Vergleichsproben aus dem Raum Hannover zeigt Abb. 7.2.



Abb. 7.1: Muldesystem mit Probenahmestellen Boden

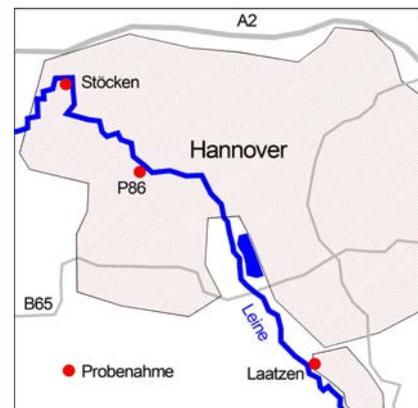


Abb. 7.2: Lage Profilproben an der Leine bei Hannover

### Flächenorientierte Proben

Bei den flächenorientierten Proben ist zwischen Grünland (GL) und Ackerland (AL) zu unterscheiden. Die Probenahme orientiert sich an den „Meßanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in Boden“ [BMU06g] und den „Messanleitungen für die Überwachung der bergbaubedingten Radioaktivität in Boden“ des BMU [BMU06j]. Die Probenahme einer Oberbodenmischprobe erfolgte auf einer als „Probenahmefläche“ bezeichneten Fläche, die in der Regel die Maße<sup>90</sup> 45 m \* 120 m aufwies. Die Lage der Probenahmefläche wurde von den Probenehmern unter Berücksichtigung der örtlichen Gegebenheiten festgelegt. Bei Grünland erfolgten 40 Einstiche von 10 cm Tiefe, die gleichmäßig über die Probenahmefläche verteilt wurden. Bei Ackerland waren es 20 Einstiche von 30 cm Tiefe. In der Regel wurden auf einer Testfläche zwei Oberbodenmischproben auf zwei sich nicht überschneidenden Probenahmeflächen genommen. Die Proben bzw. Probenahmeflächen wurden mit Großbuchstaben unterschieden, z.B. T04A für die Probenahmefläche A auf Testfläche 4.

Tab. 7.1 zeigt eine Aufstellung der flächenorientierten Bodenproben. Dabei gibt die Spalte Probenbezeichnung die in der jeweiligen Arbeit verwendete Probenbezeichnung wieder oder lehnt sich an diese an. Unter Kategorie wird mit GL die Einstufung als Grünlandprobe gekennzeichnet, mit AL die Einstufung als Ackerlandprobe. Weiterhin wird der Bewuchs bzw. die letzte Feldfrucht genannt. Bei Grünlandflächen wird mit der Angabe Wiese nicht zwischen Weidefläche oder Mähwiese unterschieden. Weidevieh und Kotsuren sprechen jedoch für eine mehrheitliche Nutzung als Weidefläche. Bei der Angabe Wiese ohne die Einstufung als Grünlandfläche handelt es sich um nicht landwirtschaftlich genutzte Wiesenflächen. Die Bezeichnung WeGeMix steht für eine Kreuzung von Weizen und Gerste. Die Kennzeichnung der Literaturangabe mit einem \* bedeutet, dass die Probe von der jeweiligen Person in der dargestellten Art und Weise gemessen wurde, sie aber nicht selbst in der Arbeit erwähnt wird. Es handelt sich um Mischproben einer Fläche, die angegebenen Koordinaten beziehen sich auf eine nahe dem Zentrum entnommene Einzelprobe.

---

<sup>90</sup> Bei Grünlandproben wurden auch oft 45 m \* 90 m verwendet.

Tab. 7.1: Aufstellung der flächenorientierten Bodenproben der Muldeauen

ZM steht für Zwickauer Mulde, VM für Vereinigte Mulde und FM für Freiburger Mulde. Die Bezeichnung FM bei Flusskilometern zeigt an, das es sich um die Kilometrierung der Freiburger Mulde handelt. Die Probenbezeichnung gibt die in der jeweiligen Arbeit verwendete Probenbezeichnung wieder oder lehnt sich an diese an. GL steht für Grünland und AL für Ackerland. WeGeMix ist eine Kreuzung von Weizen und Gerste. Die Kennzeichnung der Diplomarbeit mit einem \* bedeutet, das die Probe vom Verfasser der Arbeit gemessen wurde, jedoch nicht selbst in der Arbeit erwähnt wird.

Nr.	Flusskilometer	Probenbezeichnung	Flussabschnitt	Kategorie	Bewuchs	Gauss-Krüger Koordinaten		Probenahmedatum	Diplomarbeit
						Rechtswert	Hochwert		
1	-1	Muldenberg	ZM	---	Uferbewuchs	4529294	5585442	30.10.2008	[Sti10]
2	5	Hammerb.	ZM	---	Wiese	4530437	5590175	30.10.2008	[Bir09]*
3	88	T01A	ZM	GL	Wiese	4535758	5628970	24.06.2008	[Bir09]
4	89	T01B	ZM	GL	Wiese	4535880	5629383	24.06.2008	[Bir09]
5	91	T02A	ZM	GL	Wiese	4536275	5630310	24.06.2008	[Bir09]
6	103	T04A	ZM	AL	Gerste	4541439	5636507	11.08.2008	[Sti10]
7	103	T04B	ZM	AL	Gerste	4541375	5636633	11.08.2008	[Sti10]
8	102	T04 RT	ZM	---	Rotschwingel	4541220	5636492	24.06.2008	[Bir09]
9	103	T05A	ZM	AL	Mais	4541639	5636660	13.06.2008	[Sti10]
10	105	T05B	ZM	AL	Weizen	4542520	5637344	11.08.2008	[Sti10]
11	107	T06A	ZM	AL	Raps	4543942	5638272	12.08.2008	[Sti10]
12	107	T06B	ZM	AL	Raps	4543962	5638370	12.08.2008	[Sti10]
13	108	T07A	ZM	AL	Raps	4544193	5639130	12.08.2008	[Sti10]
14	108	T07B	ZM	AL	Raps	4544081	5639100	12.08.2008	[Sti10]
15	110	T08A	ZM	AL	Weizen	4545566	5640345	12.08.2008	[Sti10]
16	110	T08B	ZM	AL	Weizen	4545101	5640477	12.08.2008	[Sti10]
17	117	T10A	ZM	AL	Gerste	4548357	5643522	19.07.2008	[Sti10]
18	117	T10B	ZM	AL	Gerste	4548348	5643622	19.07.2008	[Sti10]
19	141	T13A	ZM	GL	Wiese	4555912	5654716	23.06.2008	[Bir09]
20	140	T13B	ZM	GL	Wiese	4555741	5654499	23.06.2008	[Bir09]
21	148	T14A	ZM	AL	Raps	4555462	5658937	13.08.2008	[Sti10]
22	148	T14B	ZM	AL	Raps	4555401	5658884	13.08.2008	[Sti10]
23	167	T18A	VM	AL	Gerste	4554457	5672400	26.08.2008	[Sol10]
24	167	T18B	VM	AL	Gerste	4554510	5672735	26.08.2008	[Sol10]
25	168	T19A	VM	AL	Weizen	4554104	5673459	26.08.2008	[Sol10]
26	168	T19B	VM	AL	Weizen	4554076	5673330	26.08.2008	[Sol10]
27	169	T21A	VM	AL	Weizen	4553297	5674114	13.08.2008	[Sol10]
28	169	T21B	VM	AL	Weizen	4553207	5674132	13.08.2008	[Sol10]
29	172	T22A	VM	GL	Wiese	4552006	5676427	12.06.2008	[Bir09]
30	172	T22B	VM	GL	Wiese	4551954	5676229	12.06.2008	[Bir09]
31	173	T23A	VM	AL	Weizen	4551240	5676858	13.08.2008	[Sol10]
32	173	T23B	VM	AL	Weizen	4551384	5676752	13.08.2008	[Sol10]
33	179	T26A	VM	AL	WeGeMix	4553100	5679506	14.08.2008	[Sol10]
34	178	T26B	VM	AL	WeGeMix	4553088	5679733	14.08.2008	[Sol10]
35	186	T27A	VM	GL	Wiese	4553356	5684003	23.06.2008	[Bir09]
36	192	T31A	VM	GL	Wiese	4552255	5688637	26.06.2008	[Lül09]
37	192	T31B	VM	GL	Wiese	4552494	5688316	26.06.2008	[Lül09]
38	192	T31C	VM	GL	Wiese	4552503	5688387	12.06.2008	[Lül09]
39	194	T34A	VM	GL	Wiese	4548140	5694740	12.06.2008	[Lül09]
40	193	T34B	VM	GL	Wiese	4548579	5694542	12.06.2008	[Lül09]
41	204	T36A	VM	GL	Wiese	4547349	5696910	11.06.2008	[Lül09]
42	204	T36B	VM	GL	Wiese	4547573	5696814	11.06.2008	[Lül09]
43	215	T40A	VM	GL	Wiese	4544391	5704456	11.06.2008	[Lül09]
44	215	T40B	VM	GL	Wiese	4544354	5704354	11.06.2008	[Lül09]
45	235	T47A	VM	AL	Weizen	4541751	5713150	14.08.2008	[Sol10]
46	235	T47B	VM	AL	Weizen	4541779	5713276	14.08.2008	[Sol10]
47	241	T50A	VM	AL	Weizen	4540259	5717058	14.08.2008	[Sol10]
48	241	T50B	VM	AL	Weizen	4540186	5716959	14.08.2008	[Sol10]
49	243	T51A	VM	AL	Mais	4539659	5718160	10.06.2008	[Sol10]
50	242	T51B	VM	AL	Mais	4539396	5718494	10.06.2008	[Sol10]
51	FM 67	Nossen	FM	GL	Wiese	4593505	5655166	28.10.2008	[Bir09]*
52	FM 122	Sermuth FM	FM	---	Wiese	4556915	5669082	29.10.2008	[Bir09]*
53	Sonderprobe								
	139	Porphy	ZM	---	Gestein	4553663	5654558	26.06.2008	[Sti10]
	Hannover Kleingartenverein								
54	---	KGV 5.1	Leine		Kleingarten	Hannover	Nordwesten	Winter 2002/03	[Sti10]
55	---	KGV 5.4	Leine		Kleingarten	Hannover	Nordwesten	Winter 2002/03	[Sti10]
56	---	KGV 12.3	Leine		Kleingarten	Hannover	Zentrum-Nord	Winter 2002/03	[Sol10]*
57	---	KGV 29.13	Leine		Kleingarten	Hannover	Südrand	Winter 2002/03	[Sti10]
58	---	KGV 29.3	Leine		Kleingarten	Hannover	Südrand	Winter 2002/03	[Sol10]*
59	---	KGV 29.9	Leine		Kleingarten	Hannover	Südrand	Winter 2002/03	[Sol10]*

Im Folgenden sollen auf die Besonderheiten einiger Proben hingewiesen werden. Die Proben Muldenberg und Hammerb. sind Oberbodenmischproben, die auf sehr kleinen Probenahme­flächen von etwa 2 \* 2 m genommen wurden. Die Probe Muldenberg wird in der Diplomarbeit als TS MB für Talsperre Muldenberg bezeichnet. Sie stammt aus dem Flutungsbereich der Talsperre und wird daher einen Grossteil des Jahres unter Wasser stehen. Auf der Fläche der Probe T04 RT wurde zum Probenahmezeitpunkt Rotschwingel, eine Grasart, zur Bodenverbesserung angebaut. Zuvor wurde sie als Ackerfläche genutzt. Eine eindeutige Einstufung als Grün- oder Ackerlandfläche ist daher nicht möglich. In der Auswertung wird sie dennoch aufgrund der vorhergehenden Nutzung Ackerlandflächen gleichgestellt.

Als Sonderprobe wurde am Steinbruch Rochlitzer Berg eine Gesteinsprobe vom Rochlitzer Porphy­r als Beispiel für örtliches Ausgangsgestein genommen. Der Rochlitzer Porphy­r ist ein begehrtes Baumaterial mit regionaler und überregionaler Bedeutung. Es handelt sich um ein vulkanisches Gestein, das sich aus pyroklastischen Fließablagerungen gebildet hat. Fachlich korrekt handelt es sich daher nicht um einen Porphy­r, sondern ein Tuffgestein, was sich in Bezeichnungen wie Rochlitzer Porphyrtuff widerspiegelt.

Weiterhin wurden zu Vergleichszwecken Oberbodenmischproben aus Kleingärten im Raum Hannover gemessen. Die Proben stammen von der am Institut für Bodenkunde angefertigten Doktorarbeit „Strategien zur Untersuchung und Bewertung von Schwermetallen in städtischen Kleingärten“ [Red06]. Aus datenschutzrechtlichen Gründen wurden die Proben anonymisiert, so dass nur die grobe Lage im Stadtgebiet angegeben wird.

### Tiefenorientierte Proben

Bei den tiefenorientierten Proben werden an einer Probenahmestelle mehrere Proben aus unterschiedlichen Tiefen genommen. Grundsätzlich sind hier drei Probenarten zu unterscheiden: Profilgrube, Horizontmischprobe und Pürckhauerprobe. Abb. 7.3 zeigt die relative Lage der Probenarten auf einer Testfläche zueinander.

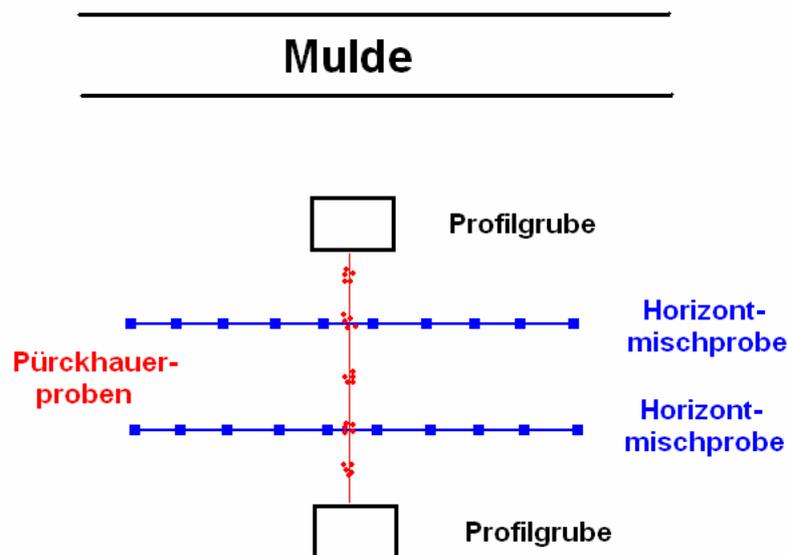


Abb. 7.3: relative Lage von Profilgrube, Horizontmischprobe und Pürckhauerprobe

*Profilgrube:*

Die Profilgrube, hier auch kurz Profil, stellt die Basis der tiefenorientierten Untersuchungen dar. Hierzu wurde eine Grube von etwa 1 \* 1,5 m und 1 m Teufe ausgehoben und der Boden gemäß seiner Horizontierung beprobt. War Horizontierung zu mächtig oder nur sehr schwach ausgeprägt, wurde anhand der Teufe beprobt. Die Probenahme erfolgte von oben nach unten an einer Wand der Grube. Entlang von Zwickauer und Vereinigten Mulde wurden auf einer Testfläche stets zwei Profilgruben in unterschiedlicher Entfernung zur Mulde beprobt. Bei den Vergleichsproben entlang Freiburger Mulde und Leine wurde pro Standort eine Profilgrube beprobt. Es wurden drei bis elf Einzelproben pro Profil genommen.

*Horizontmischproben:*

Die Horizontmischproben sollen auf Kosten der Detailstärke die Vorzüge von Oberbodenmischproben und Profilgruben kombinieren und eine gleichermaßen flächengemittelte wie tiefengerasterte Information liefern. Es wurden zwei Horizontmischproben auf Testflächen mit Profilgruben genommen. Dazu werden auf zwei Linien parallel zum Flusslauf, deren Abstand von der Mulde so gewählt wird, dass sie zwischen den beiden Profilgruben verlaufen und deren Distanz möglichst dritteln, im Abstand von 1 m bis 5 m jeweils 10 Einstiche mit einem Pürckhauer gesetzt. Diese Einstiche erreichen eine Teufe von 90 cm. Die entnommene „Bodensäule“ wird in verschiedene Horizonte oder Schichten gegliedert und die Schichten gleicher Teufe aller 10 Einstiche vereinigt. So ergeben sich die Schichten repräsentierende Mischproben. Angegebene Koordinaten beziehen sich auf einen der mittleren Einstiche.

*Pürckhauerproben:*

Auf einer Senkrechten zwischen den Profilgruben wurden in etwa gleichen Abständen 5 bis 6 Proben genommen. Die Probenahme erfolgt mittels Pürckhauer bis 90 cm Teufe. Eine Probe besteht aus 3 bis 5 Einstichen. Die Einstiche liegen in einem Umkreis von 50 cm bis 60 cm Durchmesser. Die gleichen Horizonte der einzelnen Einstiche wurden gemischt. Dabei galt es im Gegensatz zu den Horizontmischproben Änderungen in der Horizontierung zwischen den einzelnen Einstichen soweit möglich zu vermeiden. Aus diesem Grund wurden die Einstiche so engräumig platziert. Bei den Abständen zwischen den einzelnen Einstichen der Horizontmischproben war eine derartige Horizontzuordnung nicht möglich, daher erfolgte die Abgrenzung nach Zentimetern. Wenn für Einzelmessungen das Material nicht ausreichte, wurden zwei oder drei benachbarte Proben (Horizonte) zu einer Mischprobe vereinigt.

Bei der Angabe von Tiefen ist zu beachten, dass diese sich auf ein Referenzniveau beziehen. Soweit nicht anders angegeben, bezieht sie sich in der Regel auf den mittleren Meeresspiegel, d.h. Normal Null oder ein Äquivalent. Die Teufe stammt aus dem bergmännischen und beinhaltet als Referenzniveau die Erdoberfläche. Umgangssprachlich werden, wie auch in dieser Arbeit beide Begriffe synonym verwendet. Es sei darauf hingewiesen, dass alle Tiefen als Teufen zu verstehen sind und sich auf die Erdoberfläche beziehen. Daraus folgt, dass dieselben Tiefen verschiedener Proben einer Testfläche nicht die gleichen Horizonte beinhalten müssen, wenn das Gelände nicht eben ist. Da eine Nivellierung des Geländes aus technischen Gründen nicht möglich war, werden entsprechende Proben mit dem Hinweis auf eventuelle Verschiebungen dennoch verglichen.

Tab. 7.2 zeigt eine Aufstellung der tiefenorientierten Bodenproben. Die Kennzeichnungen erfolgt analog zu den flächenorientierten Proben (S. 93). Die Kilometrierung der Leine bezieht sich auf die offizielle Kilometrierung<sup>91</sup> als Bundeswasserstrasse der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes.

Tab. 7.2: Aufstellung der tiefenorientierten Bodenproben der Muldeauen

ZM steht für Zwickauer Mulde, VM für Vereinigte Mulde und FM für Freiburger Mulde. Die Bezeichnung FM bei Flusskilometern zeigt an, das es sich um die Kilometrierung der Freiburger Mulde handelt; entsprechendes gilt für Leine. Die Probenbezeichnung gibt die in der jeweiligen Arbeit verwendete Probenbezeichnung wieder oder lehnt sich an diese an. GL steht für Grünland und AL für Ackerland. Die Kennzeichnung der Diplomarbeit mit einem \* bedeutet, das die Probe vom Verfasser der Arbeit gemessen wurde, jedoch nicht selbst in der Arbeit erwähnt wird.

Nr.	Fluss-kilometer	Probenbezeichnung	Einzel-proben	Fluss-abschnitt	Kate-gorie	Gauss-Krüger Koordinaten		Probenahme-datum	Diplom-arbeit
						Rechtswert	Hochwert		
1	108	Profil T07/1, muldenah	3	ZM	AL	4544206	5639118	28.08.2008	[Sti10]
2	108	Profil T07/2, muldefern	3	ZM	AL	4544186	5639123	28.08.2008	[Sti10]
3	108	Horizontmischprobe T07 HM1	3	ZM	AL	---	---	28.08.2008	[Sti10]
4	108	Horizontmischprobe T07 HM2	3	ZM	AL	---	---	28.08.2008	[Sti10]
5	141	Profil T13/1, muldefern	11	ZM	GL	4555901	5654681	25.06.2008	[Bir09]
6	141	Profil T13/2, muldenah	8	ZM	GL	4555928	5654683	25.06.2008	[Bir09]
7	141	Horizontmischprobe T13 HM1	4	ZM	GL	4555916	5654694	25.06.2008	[Sti10]*
8	141	Horizontmischprobe T13 HM2	4	ZM	GL	4555910	5654695	25.06.2008	[Sti10]*
9	141	Pürckhauerprobe T13_09 m	6	ZM	GL	---	---	25.06.2008	[Sti10]
10	141	Pürckhauerprobe T13_14 m	5	ZM	GL	---	---	25.06.2008	[Sti10]
11	141	Pürckhauerprobe T13_17 m	3	ZM	GL	---	---	25.06.2008	[Sti10]
12	179	Profil T26/1, muldenah	4	VM	AL	4553065	5679379	27.08.2008	[Sol10]
13	179	Profil T26/2, muldefern	4	VM	AL	4553016	5679368	27.08.2008	[Sol10]
14	179	Horizontmischprobe T26 HM1	4	VM	AL	---	---	27.08.2008	[Sol10]
15	179	Horizontmischprobe T26 HM2	4	VM	AL	---	---	27.08.2008	[Sol10]
16	192	Profil T31/1, muldenah	8	VM	GL	4552553	5688318	26.06.2008	[Bir09]
17	192	Profil T31/2, muldefern	7	VM	GL	4552510	5688291	26.06.2008	[Bir09]
18	192	Pürckhauerprobe T31_10 m	6	VM	GL	---	---	26.06.2008	[Sti10]
19	192	Pürckhauerprobe T31_20 m	4	VM	GL	---	---	26.06.2008	[Sti10]
20	192	Pürckhauerprobe T31_35 m	4	VM	GL	---	---	26.06.2008	[Sti10]
21	FM 67	Profil Nossen	4	FM	GL	4593478	5655180	29.10.2008	[Bir09]*
22	Leine 11	Profil Laatzen	11	Leine	---	3553346	5798133	02.12.2009	[Gör10]
23	Leine 23	Profil P86	9	Leine	---	3546955	5805852	08.11.2009	[Röb10]
24	Leine 32	Profil Stöcken	10	Leine	---	3544076	5809387	10.06.2010	[Gör10]

Wie bereits angeführt, wurden auf einer Testfläche entlang von Zwickauer und Vereinigten Mulde stets zwei Profilgruben in unterschiedlicher Entfernung zur Mulde beprobt. Profilgrube 1 liegt dabei mit Ausnahme von Testfläche 13 muldenah, während Profilgrube 2 weiter von der Mulde entfernt liegt. Es wurden grundsätzlich nur Testflächen beprobt, auf denen auch flächenorientierte Proben genommen wurden. Zum Vergleich wurde ein kleines Profil von 60 cm Tiefe an der Freiburger Mulde bei Nossen beprobt, auch hier in unmittelbarer Nähe einer Oberbodenmischprobe. Weiterhin wurden drei Standorte entlang der Leine im Raum Hannover beprobt: eine Leineau südlich von Hannover in der Stadt Laatzen, ein Kleingarten im Einzugsbereich der Leineauen im Stadtteil Limmer westlich des Stadtzentrums und eine Leineau nordwestlich von Hannover in der Stadt Seelze (Stadtteil Letter) nahe dem hannoverschen Stadtteil Stöcken. Bei den Vergleichsproben entlang Freiburger Mulde und Leine wurde pro Standort eine Profilgrube beprobt. Horizontmischproben und Pürckhauerproben wurden nur auf den Testflächen entlang von Zwickauer und Vereinigten Mulde genommen. Es wurden zwei Horizontmischproben auf jeder Testflächen untersucht; eine Ausnahme hiervon bildet Testfläche 31 (Flusskilometer 192). Die Horizontmischprobe HM1 liegt dabei näher an Profilgrube 1 und HM2 entsprechend näher an Profilgrube 2. Pürckhauerproben wurden von den beiden Grünlandflächen Testfläche 13 (Flusskilometer 141) und 31 untersucht. Die Meterangabe (z.B. T13\_14m) nennt dabei den Abstand zu Profilgrube 1 in Metern.

<sup>91</sup> Nullpunkt der Kilometrierung der Leine ist der Zufluss der Innerste nahe Sarstedt.

Im Rahmen der Probenahme und Untersuchung der Bodenproben wurde teilweise, insbesondere bei den tiefenorientierten Bodenproben, eine bodenkundliche Ansprache der Bodenproben durchgeführt, sowie weitere bodenkundliche Parameter, wie z.B. pH-Wert, Eisengehalt, Lagerungsdichte und Wassergehalt bestimmt. Einige der Ergebnisse wurden zur Bestimmung des Nuklidinventars herangezogen. Ein Großteil der Ergebnisse ist in der Diplomkartierung von Britt Henning und Jan Südmersen [Hen10] dargelegt. Es konnte eine Korrelation des Urangehaltes mit dem Eisengehalt, in Form basischen Oxids, identifiziert werden. Dies entspricht der Erwartung. Die Affinität zum Eisen(III)hydroxid wurden bei der radiochemischen Aufarbeitung der Wasserproben im Rahmen der Eisenhydroxidmitfällung zur Nuklidanreicherung genutzt. Da im Hinblick auf das in dieser Arbeit diskutierte Radionuklidverhalten keine weiteren relevanten Zusammenhänge gefunden wurden, werden diese Ergebnisse im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter berücksichtigt.

Ebenso wurden umfangreiche Messungen der Ortsdosisleistung (ODL) durchgeführt, die unter anderem zur Auswahl von Testflächen und Probenahmestandorten genutzt wurden. Die Ortsdosisleistung wurde an jedem Probenahmepunkt und auf Testflächen mit tiefenorientierten Proben zusätzlich verteilt über die gesamte Testfläche gemessen. Die Messungen fließen in die Modellierung der Strahlenbelastung ein, haben aber keinen direkten Bezug zu dem in dieser Arbeit diskutierten Radionuklidverhalten gegeben. Ein Bezug besteht am ehesten zum ohnehin gemessenen Radium-226. Daher werden auch diese Messungen im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter berücksichtigt. Die Ergebnisse der Messungen der Ortsdosisleistung sind in den Abschlussbericht des in Kooperation mit der FUGRO-HGN GmbH im Auftrag des Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie bearbeiteten Projektes „Ermittlung und Bewertung von radiologisch relevanten Sedimentablagerungen in den landwirtschaftlich genutzten Auengebieten der Zwickauer und Vereinigten Mulde“ [HGN09] eingeflossen, dort dokumentiert und ausgewertet.

### **7.3. Methoden und Ergebnisse**

Die Probenaufarbeitung orientiert sich an den Messanleitungen für Umweltradioaktivität des BMU [BMU06g], [BMU06j]. Probenaufarbeitung, Messung und Auswertung sind in den jeweiligen Arbeiten ausführlich beschrieben. Die Ergebnisse sind im Anhang (S.200) in Tab. 13.6 und Tab. 13.7 dargestellt. Sie sollen eine komplette Übersicht aller radiometrischen Daten zu den Bodenproben geben. Das heißt nicht, dass jeder Wert in der Auswertung berücksichtigt wird. Zur Interpretation spezieller Einzelwerte sei auf die jeweilige Diplomarbeit verwiesen.

## 7.4. Auswertung

Wie bei der Probenahme angesprochen, ist zwischen Grünland- und Ackerlandflächen zu unterscheiden. Während bei Grünlandflächen die Bodenentwicklung in der Regel praktisch ungestört ist, ist sie bei Ackerlandflächen infolge der Bodenbearbeitung stark gestört. Insbesondere beim Umbruch des Bodens (Pflügen) wird dieser immer wieder durchmischt und frisch abgelagerte Sedimente in den Boden eingearbeitet. Die Plugtiefe kann bis zu 40 cm betragen, liegt aber in der Regel bei 20 bis 30 cm. Diesem Unterschied wird bei der Probenahme durch eine unterschiedliche Probenahmetiefe Rechnung getragen. Weiterhin unterliegt der offenliegende<sup>92</sup> Ackerlandboden im erhöhten Maße der Erosion, so dass in Folge der regelmäßigen Überschwemmungen nicht nur Sedimente abgelagert werden, sondern auch in erhöhtem Maß Boden weggeschwemmt wird. Die Grasnarbe der Grünlandflächen schützt hingegen den Boden davor, vom Wasser weggeschwemmt zu werden. Gleichzeitig können sich mitgeführte Sedimente leicht im Gras absetzen. Da das Gras ähnlich einem Kamm wirkt, wird dieser Effekt als „Kammeffekt“ bezeichnet. In der Folge ist für Ackerlandflächen im Vergleich zu Grünlandflächen eine größere Homogenität in der Fläche und in der Tiefe zu erwarten. In der Tiefe spiegelt sich dies bereits deutlich in der Anzahl der beprobten Horizonte wider. Weiterhin sind auf Grünlandflächen im Mittel höhere Aktivitäten zu erwarten.

### Unbelastetes Aktivitätsniveau

Um die uranbergbauliche Belastung charakterisieren zu können, ist ein Vergleich mit dem natürlichen Aktivitätsniveau notwendig. Im Rahmen dieses Projektes wurde eine Reihe von Proben zu Vergleichszwecken untersucht. Weiterhin werden die auch in den Diplomarbeiten angesprochenen Literaturwerte herangezogen.

Diese Literaturwerte sind zum einen die in der Berechnungsgrundlage Bergbau<sup>93</sup> [BGB10] (siehe S. 170) genannten allgemeinen „Werte der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivität“ für Oberböden. Ritzel hat in seiner Dissertation [Rit08] die Ergebnisse des Projektes „Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden – Datenerfassung, Erstausswertung, Ergebnisdarstellung“ [GRS96] „für die kleineren Flußauen des Erzgebirges und Vogtlandes ohne Bergbaueinfluss zusammengefasst“. Diese Ergebnisse werden mit den uranbergbaulich unbelasteten Proben dieses Projektes verglichen. Dabei handelt es sich um zwei Proben aus dem Quellgebiet der Zwicker Mulde (Muldenberg und Hammerb.), zwei Proben der Auen der Freiburger Mulde (Nossen und Sermuth FM), eine Gesteinsprobe (Porphyry) und die Proben der Leineauen bei Hannover. Zusätzlich zu den sechs Kleingartenproben (KGV 5.1 – 29.9) werden auch die obersten Horizonte der drei Profilgruben entlang der Leine (Profil Laatzen, Profil P86, Profil Stöcken) genutzt. Abb. 7.4 vergleicht die massenbezogenen Aktivitäten von Uran-238 der Literaturwerte und unbelasteten Proben. Die blaue Hilfslinie kennzeichnet den Literaturwert nach [Rit08] und die rote nach [BGB10]. Abb. 7.5 zeigt dieselbe Darstellung für Radium-228. Tab. 7.3 zeigt eine Aufstellung der Hintergrundaktivitäten. Die Proben dieses Projektes, welche entlang der Mulde bzw. Leine genommen wurden, sind zusammengefasst worden. Bei [Rit08], Mulde und Leine handelt es sich um arithmetische Mittelwerte, deren Standardabweichung als Unsicherheit angegeben ist.

<sup>92</sup> ohne abdeckenden Bewuchs

<sup>93</sup> Berechnungsgrundlage zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität

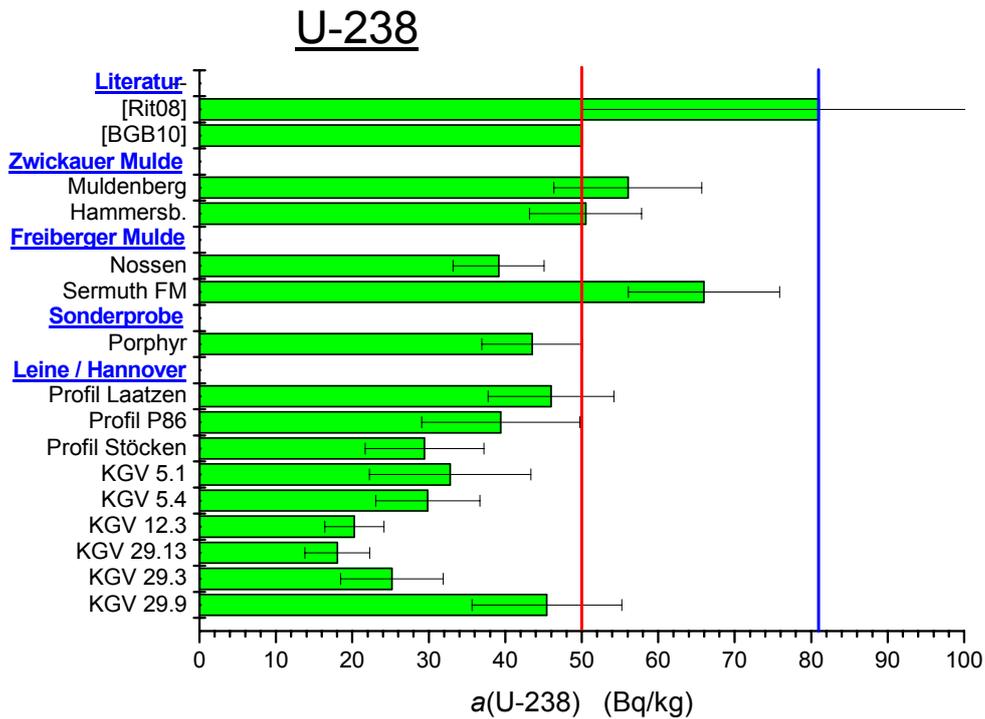


Abb. 7.4: Vergleich natürlicher Untergrund für U-238 in Oberböden  
Die blaue Hilfslinie kennzeichnet den Literaturwert nach [Rit08] und die rote nach [BGB10].

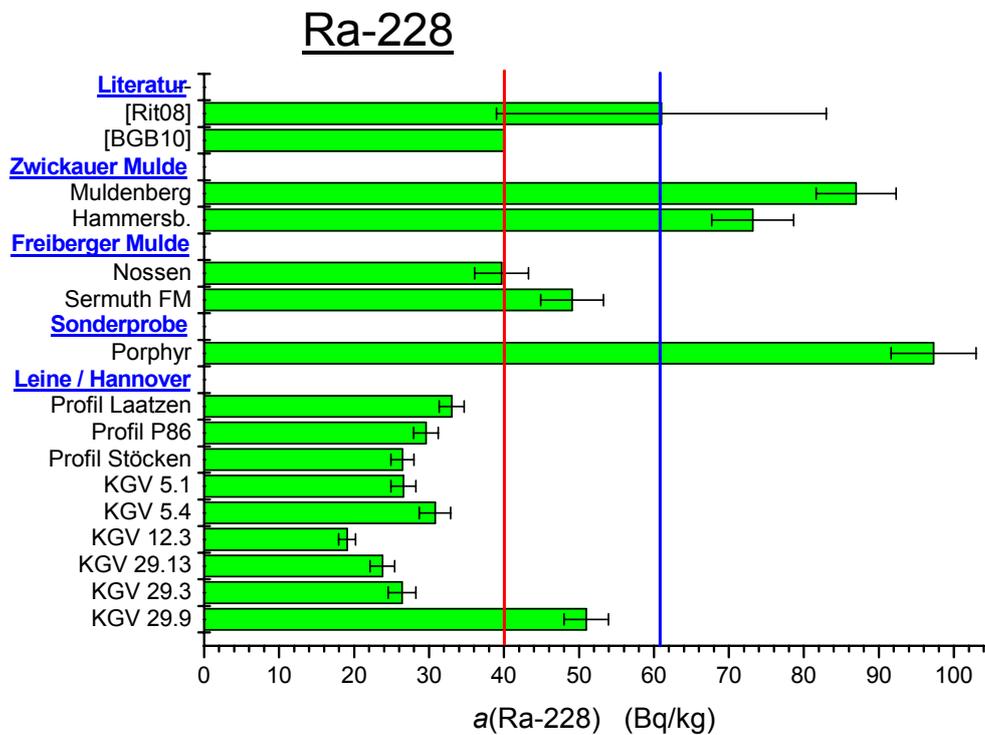


Abb. 7.5: Vergleich natürlicher Untergrund für Ra-228 in Oberböden  
Die blaue Hilfslinie kennzeichnet den Literaturwert nach [Rit08] und die rote nach [BGB10].

Tab. 7.3: Aufstellung Hintergrundaktivitäten in Oberböden

$n$  ist die Probenzahl;  $a$  ist die massenbezogene Aktivität und  $u(a)$  deren Unsicherheit. Bei [Rit08], Mulde und Leine handelt es sich um arithmetische<sup>94</sup> Mittelwerte, deren Standardabweichung als Unsicherheit angegeben ist.

Hintergrund	$n$	U-238		Ra-226		Pb-210		Ra-228	
		$a$ (Bq/kg)	$u(a)$ (Bq/kg)	$a$ (Bq/kg)	$u(a)$ (Bq/kg)	$a$ (Bq/kg)	$u(a)$ (Bq/kg)	$a$ (Bq/kg)	$u(a)$ (Bq/kg)
[Rit08]	60	81	31	80	29	52	18	61	22
[BGB10]	---	50	---	50	---	50	---	40	---
Mulde	4	53	10	55	6	63	13	62	19
Porphyry	1	44	7	38	1	39	5	97	6
Leine	9	32	10	30	10	30	6	30	8

Im Mittel darf gemäß Tab. 7.3 ein Gleichgewicht innerhalb der Uran-Radium-Zerfallsreihe für den natürlichen Hintergrund angenommen werden. Lediglich [Rit08] deutet auf ein Ungleichgewicht zwischen Radium-226 und Blei-210; die Werte sind jedoch miteinander verträglich. Die Aktivitäten der Uran-Radium-Reihe werden für die Vergleichproben aus dem Muldesystem durch den Literaturwert gemäß Berechnungsgrundlage Bergbau [BGB10] besser wiedergegeben, wie Tab. 7.3 für den Mittelwert und Abb. 7.4 für die Einzelproben zeigt. Dennoch sind die Werte mit Ausnahme der Probe Nossen auch mit dem von Ritzel bestimmten Hintergrund verträglich aufgrund dessen hoher Unsicherheit. Für die Thorium-Reihe, repräsentiert durch Radium-228, zeigt sich das gegenteilige Bild, siehe Abb. 7.5 und Tab. 7.3. Die Vergleichsproben werden durch den Literaturwert nach Ritzel besser wiedergegeben als nach [BGB10], sind im Mittel jedoch mit diesem verträglich. Für die Aktivität von Radium-228 zeigt sich eine deutliche Abweichung zwischen den Proben der Zwickauer und Freiburger Mulde.

Für den Porphyry darf wie bei Festgestein erwartet ein Gleichgewicht innerhalb der Zerfallsreihen angenommen werden. Im Vergleich zu den Auenböden zeigt das Gestein etwas geringere Aktivitäten innerhalb der Uran-Radium-Reihe und eine deutlich höhere Aktivität für Radium-228, welches die Thorium-Reihe repräsentiert. Die Proben der Leineauen zeigen generell etwas geringere Aktivitäten als die des Muldesystems

Die im Rahmen dieses Projektes ermittelten Aktivitäten für den natürlichen Hintergrund stehen im Einklang mit den Literaturwerten. Im Folgenden werden die Mittelwerte der entlang des Muldesystems in diesem Projekt genommenen Proben (Muldenberg, Hammerb., Nossen und Sermuth FM) als Richtwert für den uranbergbaulich unbelasteten, natürlichen Hintergrund zugrunde gelegt.

<sup>94</sup> Aufgrund der Verträglichkeit mit der Normalverteilung und einer relativ geringen Streuung der Unsicherheiten werden ungewichtete arithmetische Mittelwerte verwendet.

### flächenorientierte Proben

Gemäß der Unterscheidung zwischen Grünland, Ackerland, Zwickauer und Vereinigten Mulde gliedern sich die Proben in vier Gruppen:

- Grünlandproben der Zwickauer Mulde
- Grünlandproben der Vereinigten Mulde
- Ackerlandproben der Zwickauer Mulde
- Ackerlandproben der Vereinigten Mulde

Die statische Betrachtung zeigt, dass für alle vier Gruppen die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung nicht abgelehnt<sup>95</sup> werden kann. Allerdings liegen der arithmetische und geometrische Mittelwert stets nahe bei einander. Die Abweichungen sind bei den Grünlandflächen höher als bei den Ackerlandflächen und bei der Zwickauer Mulde höher als bei der Vereinigten Mulde. Bei den Grünlandproben kann die Hypothese, dass die Mittelwerte gleich groß sind, nur für Uran-238 und Thorium-230 abgelehnt werden. Bei den Ackerlandproben sind sowohl die Proben der Zwickauer, wie auch die Proben der Vereinigten Mulde auch mit einer linearen Normalverteilung verträglich<sup>96</sup>. Eine logarithmische Normalverteilung ist das Ergebnis einer multifaktoriellen Abhängigkeit, d.h. das dass Ergebnis von mehreren, voneinander unabhängigen Variablen abhängt. Dies ist für die Ablagerungen von Sedimenten auf Auenböden anzunehmen. Eine lineare Normalverteilung hingegen zeigt die Abhängigkeit von einer Variablen. Dies steht im Einklang mit der Beobachtung, dass die Abweichung der Mittelwerte bei den Grünlandflächen höher ist als bei den Ackerlandflächen und bei der Zwickauer Mulde höher als bei der Vereinigten Mulde. In Folge der Homogenisierung bei der Bodenbearbeitung auf Ackerflächen werden Faktoren herausgemittelt. Bei der Vereinigten Mulde ist ähnliches infolge der Vermischung mit Sedimenten der Freiburger Mulde anzunehmen. Die generell hohe Nähe zur linearen Normalverteilung kann dahingehend interpretiert werden, dass die Sedimentationsbedingungen durch einen Einzelfaktor dominiert werden.

Tab. 7.4 zeigt für die vier Gruppen sowie den natürlichen Hintergrund die arithmetischen<sup>97</sup> Mittelwerte sowie deren Standardabweichungen für die massenbezogene<sup>98</sup> Aktivität einiger Radionuklide.

Tab. 7.4: Aufstellung der mittleren Aktivitäten in Oberböden

$n$  ist die Probenzahl; Mittelw. ( $a$ ) ist das arithmetische Mittel der massenbezogene Aktivität und  $\sigma$  dessen Standardabweichung.

	$n$	U-238		Ra-226		Pb-210		Ra-228	
		Mittelw. ( $a$ ) (Bq/kg)	$\sigma$ (Bq/kg)						
GL ZM	5	429	53	231	23	200	41	56	6
GL VM	12	260	61	153	31	141	23	51	3
AL ZM	15	179	53	137	35	113	25	51	4
AL VM	16	118	30	92	20	82	19	50	2
Hintergrund	4	53	10	55	6	63	13	62	19

<sup>95</sup> gemäß Shapiro-Wilk-Test

<sup>96</sup> gemäß Shapiro-Wilk-Test; [Sti10] S. 90

<sup>97</sup> Aufgrund des geringen Probenumfangs und der hohen Verträglichkeit mit der Normalverteilung werden arithmetische Mittelwerte verwendet. Auf die Verwendung gewichteter Mittelwert wird aufgrund der relativ geringen Streuung der Unsicherheiten verzichtet.

<sup>98</sup> auch spezifische Aktivität genannt

Zunächst ist festzustellen, dass die Aktivitäten der Radionuklide der Uran-Radium-Reihe durchweg und in der Regel deutlich über den Werten des natürlichen Hintergrundes liegen. Dabei wird die Aktivität von Uran-238 dominiert. Die Uranaktivität liegt von wenigen Ausnahmen abgesehen deutlich über der Aktivität von Radium-226. Dies spricht für einen erheblichen Einfluss des Transportes von gelöstem Uran gegenüber dem partikulären Transport, bei dem das radiochemische Gleichgewicht innerhalb der Zerfallsreihe weitgehend bestehen bleibt. Der Aktivitätsvergleich von Radium-226 und Blei-210 zeigt ein ähnliches Bild wie schon beim natürlichen Untergrund beobachtet. Die Aktivitäten von Radium-226 liegen scheinbar systematisch etwas über den Bleiaktivitäten, sind aber oft mit diesen verträglich. Es scheint hier nur ein geringes Ungleichgewicht vorzuliegen. Der partikuläre Transport scheint daher hier maßgeblich. Vermutlich wird die Radiumaktivität infolge der etwas besseren Löslichkeit von Radium gegenüber Blei durch den deutlich geringeren gelösten Transport leicht angehoben.

Die Thorium-Zerfallsreihe, hier durch Radium-228 repräsentiert, ist auffällig homogen verteilt, zwischen den Gruppen und innerhalb der Gruppen. Ausdruck hierfür sind die sehr geringen Standardabweichungen. Radium-228 und Thorium-228 sind hoch korreliert. Dies entspricht jedoch auch der Erwartung. Denn Thorium-228 weist mit 1,9 a eine vergleichsweise geringe Halbwertszeit auf und ist über Actinium-228 mit einer Halbwertszeit von nur 6,13 h eng mit dem Mutternuklid Radium-228 (5,7 a Halbwertszeit) verbunden. Zudem ist anzunehmen, dass der partikuläre Transport maßgeblich ist. In Abb. 7.6 sind die massenbezogenen Aktivitäten von Radium-228 aller Proben entlang Zwickauer und Vereinigten Mulde gegen die Flusskilometer aufgetragen.

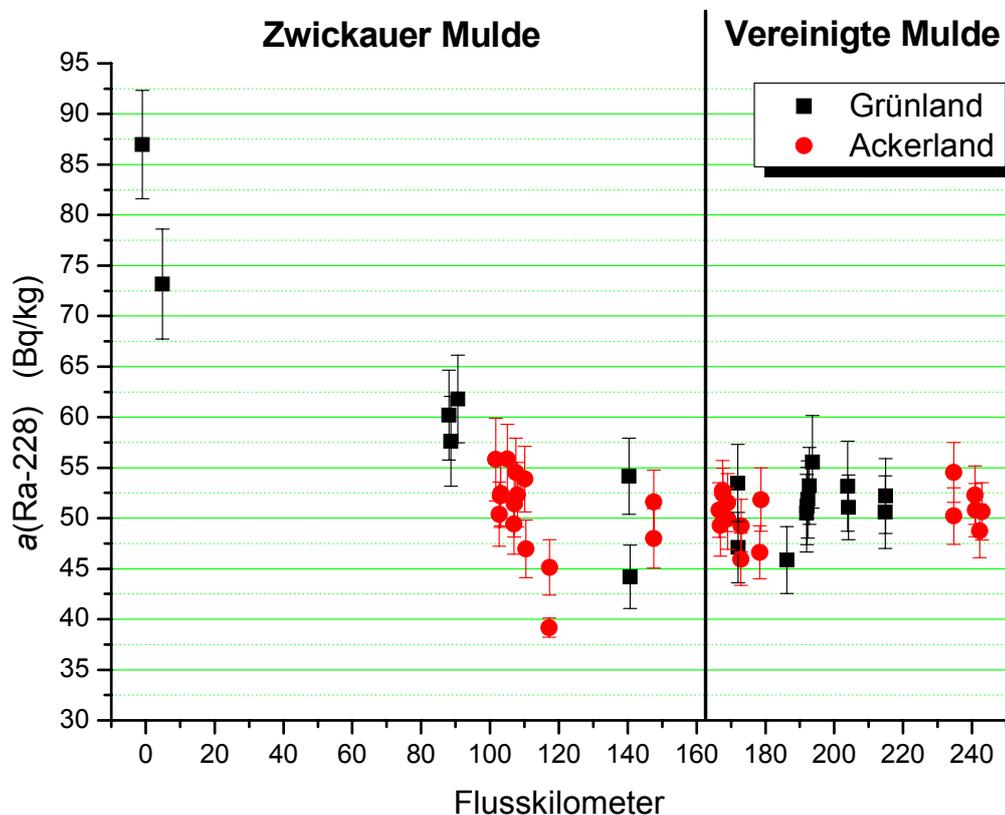


Abb. 7.6: Aktivitäten von Ra-228 in Bodenproben entlang des Muldesystems

Die Abbildung bestätigt den bereits gewonnen Eindruck einer sehr engen Aktivitätsverteilung. Die Werte liegen generell im Bereich des natürlichen Hintergrundes bzw. etwas darunter. Es deutet sich eine leichte Aktivitätsabnahme aus dem Erzgebirge kommend bis etwa Flusskilometer 110 an. Anschließend bleibt sie näherungsweise konstant. Die gegebenen Daten reichen nicht aus, um von mehr als einem Indiz zu sprechen, allerdings sprechen weitere Indizien dafür. So steht der Sachverhalt im Einklang mit den abweichenden Werten für Radium-228 bei den Literaturwerten [Rit08], welche auch im höheren Umfang Proben aus dem Erzgebirge berücksichtigt und [BGB10], für die der Schwerpunkt außerhalb des Erzgebirges liegt. Auch die eigenen Vergleichswerte sprechen für eine Abnahme, die Radiumaktivitäten der Proben aus dem Quellgebiet der Zwickauer Mulde im Erzgebirge liegen deutlich über den Aktivitäten der Freiburger Mulde außerhalb des Erzgebirges; siehe Abb. 7.5. Zudem erscheint die Annahme höherer Thoriumgehalte im Gestein des Erzgebirges plausibel.

Eine Unterscheidung zwischen Zwickauer und Vereinigter Mulde, Grünland und Ackerland kann für die Thorium-Reihe nicht getroffen werden. Abgesehen von der diskutierten leicht erhöhten Thoriumkonzentration im Erzgebirge ist diese homogen. Dies steht im Einklang damit das Aktivitätsverhältnis Radium-228 zu Uran-238 als Kriterium für uranbergbaulichen Einfluss zu nutzen (S. 54).

In Abb. 7.7 ist die Aktivität von Uran-238 gegen die Flusskilometer aufgetragen. Die mittlere Hintergrundaktivität ist durch die blaue Hilfslinie gekennzeichnet. Abb. 7.8 zeigt eine analoge Abbildung mit dem Aktivitätsverhältnis Radium-228 zu Uran-238 als Maß für den uranbergbaulichen Einfluss. Bei Verhältnissen unterhalb 0,5 gilt ein uranbergbaulicher Einfluss als nachgewiesen.

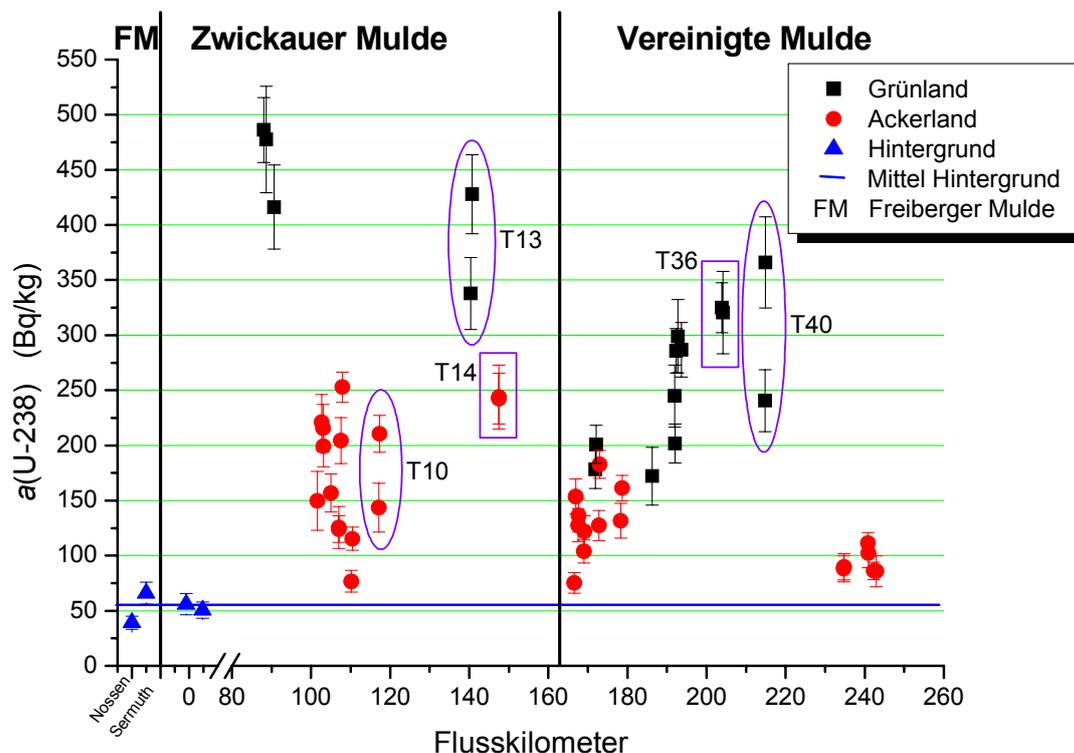


Abb. 7.7: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 der Bodenproben entlang des Muldesystems

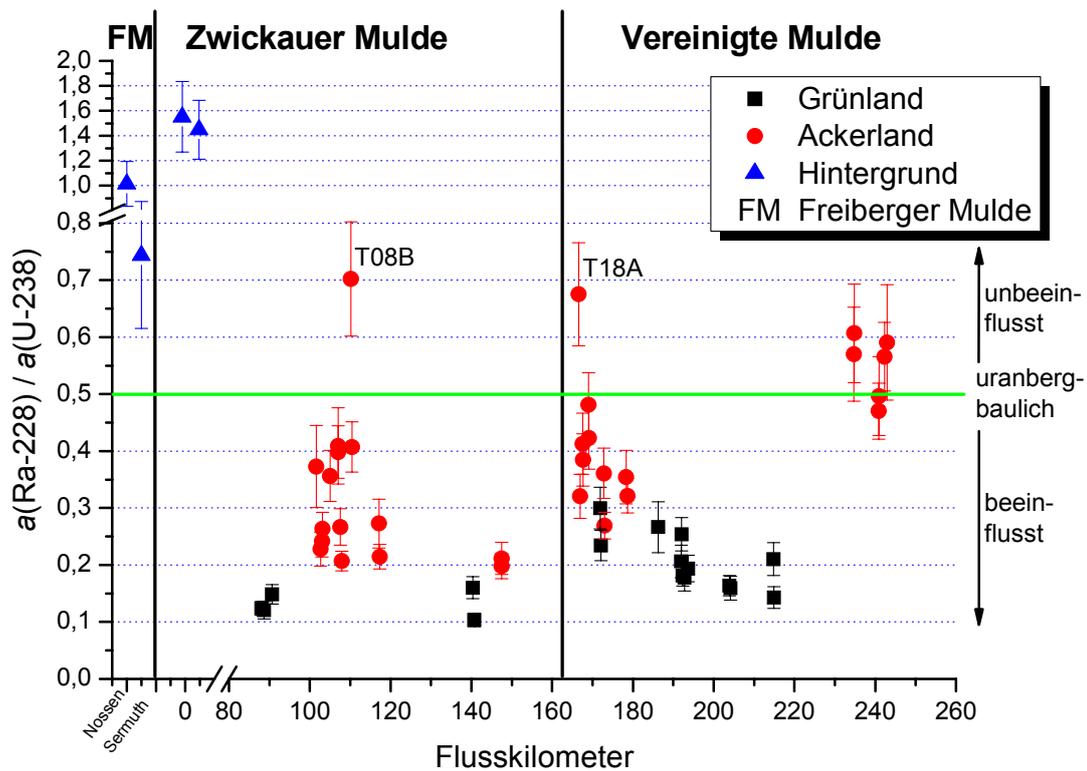


Abb. 7.8:  $a(\text{Ra-228})/a(\text{U-238})$  in Bodenproben entlang des Muldesystems

Es ist zu beachten, dass im Gegensatz zu den zuvor diskutierten Umweltmedien Wasser und Sediment alle<sup>99</sup> Bodenproben hinter Zwickau und Crossen in Fließrichtung genommen wurden und damit unterhalb ehemaliger und bestehender Wismut-Einrichtungen und Sanierungsflächen. Es ist daher mit keinen weiteren uranbergbaulich bedingten Aktivitätszutritte im beprobten Gebiet zu rechnen.

Die Uranaktivitäten der Bodenproben liegen generell über den für den natürlichen Hintergrund bestimmten Werten und in der Regel sogar deutlich darüber (Abb. 7.7). Damit dokumentieren sie den uranbergbaulich Einfluss (Abb. 7.8). Einzelne Proben der Ackerlandflächen erreichen jedoch den Bereich des Hintergrundes und für diese ist eine Belastung nicht nachzuweisen. Dennoch ist eine weiterhin bestehende, generelle Belastung der Zwickauer und Vereinigte Mulde infolge des ehemaligen Uranbergbaus eindeutig nachgewiesen.

Die Abbildungen zeigen eine hohe Streuung der Uranaktivitäten auch zwischen nahe gelegenen Testflächen und Probenahmeflächen. Darin spiegelt sich die starke Abhängigkeit von den örtlichen Sedimentationsbedingungen wider. Auch die Probenahmeflächen der gleichen Testflächen können erheblich variieren. Abb. 7.7 zeigt dies beispielhaft für die oval gekennzeichneten Testflächen T10, T13 und T40. Die Aktivitäten können bereits kleinräumig stark variieren. Dabei ist jedoch zu beachten, dass der Abstand zweier Probenahmeflächen einer Testfläche bei entsprechend großen Testflächen erheblich sein kann und auch unterschiedliche Feldblöcke umfassen kann. Dies ist z. B. für Testfläche 5, Flusskilometer 103 und

<sup>99</sup> außer der unbelasteten Vergleichsproben

105, gegeben, jedoch nicht für gekennzeichnete Beispiele. Die rechteckig gekennzeichneten Testflächen T14 und T36 sind dagegen Beispiele mit hoher Übereinstimmung zwischen den Probenahmeflächen.

Beide Abbildungen unterstreichen die Unterscheidung von Grünland- und Ackerflächen. Die Grünlandflächen weisen grundsätzlich höhere Uranaktivitäten und damit geringere Aktivitätsverhältnisse (Ra-228/U-238) auf als Ackerlandflächen. Die in Tab. 7.4 genannten mittleren Aktivitäten zeigen dies deutlich. Die Aussage gilt für alle Nuklide der Uran-Radium- und Uran-Actinium-Reihe<sup>100</sup>. Die Ungleichgewichte innerhalb der Uran-Radium-Reihe sind bei Grünlandflächen ausgeprägter als bei Ackerlandflächen, was auf den Verdünnungseffekt infolge der Bodenbearbeitung auf den Ackerlandflächen zurückgeführt werden kann. Dies spiegelt sich weiterhin in der bereits oben diskutierten stärkeren Nähe der Ackerlandflächen zur linearen Normalverteilung wider. Zuletzt ist auch ein Unterschied in der Aktivität von Cäsium-137 zu erkennen. Grünlandproben zeigen Cäsiumaktivitäten zwischen 8,6 Bq/kg und 21,3 Bq/kg, Ackerlandproben<sup>101</sup> zwischen 2,9 Bq/kg und 9,2 Bq/kg [Sol10]. Die Unterscheidung in Grünland- und Ackerlandflächen ist daher dringend erforderlich.

Bei Betrachtung der Mittelwerte (Tab. 7.4) ist eine mehr oder minder deutliche Unterscheidung zwischen Zwickauer und Vereinigten Mulde gegeben. In den Abbildungen zeigt sich hingegen eher ein allgemeiner Trend der Aktivitätsabnahme mit den Flusskilometern. Ein deutliches Absinken der Aktivität beim Zufluss der Freiberger Mulde ist nicht zu erkennen. Allerdings schränkt die ungleichmäßige Verteilung der Testflächen die Aussagekraft ein. Weiterhin ist der Anfangsbereich der Vereinigten Mulde von Flusskilometer 163 bis etwa Flusskilometer 190 kritisch zu betrachten, da sich in diesem Bereich die langsame Durchmischung der Quellflüsse, Zwickauer und Freiberger Mulde, vollzieht und somit Wasser und Sedimentfracht noch inhomogen sind. In Abhängigkeit von den Bedingungen können in diesem Bereich die Aktivitätsverhältnisse der Zwickauer oder Freiberger Mulde dominieren.

Die Proben der Ackerlandflächen liegen in drei Gruppen zusammen, etwa um Flusskilometer 110, 175 und 240. Es deutet sich eine allgemeine Abnahme mit dem Flusslauf an, von einer mittleren massenbezogenen Aktivität für Uran-238 von 169 Bq/kg über 132 Bq/kg zu 94 Bq/kg. Testfläche 40, Flusskilometer 148, liegt außerhalb des beschriebenen Schemas und spricht eher für einen verstärkten Aktivitätsrückgang beim Zusammenfließen von Zwickauer und Freiberger Mulde. Die Testflächen um Flusskilometer 240 (T47, T50 und T51) nähern sich wieder dem Bereich des natürlichen Hintergrundes an. Dies zeigt auch Abb. 7.8. Das Aktivitätsverhältnis von  $< 0,5$  wird teilweise nicht mehr erreicht und damit das Kriterium zum Nachweis eines uranbergbaulichen Einflusses nicht mehr erfüllt. Auffällig sind die Probenahmeflächen T08B und T18A. Sie stellen sich als Ausreißer dar und weisen auffällig niedrige Aktivitäten für die Nuklide der beiden Uran-Zerfallsreihen auf. Die Aktivitäten sind mit denen des Hintergrundes verträglich, was sich auch im Aktivitätsverhältnis (Abb. 7.8) widerspiegelt. Ein uranbergbaulicher Einfluss ist für diese Proben nicht nachweisbar. Eine versehentliche Probenahme außerhalb der eigentlichen Testfläche ist auszuschließen. Die jeweils zweite Probenahmefläche der entsprechende Testfläche (T08A und T18B) zeigt keine Auffälligkeiten.

Die Proben der Grünlandflächen zeigen, wie bereits angesprochen, höhere Uranaktivitäten als die der Ackerlandflächen. Auch die Proben mit den geringsten Uranaktivitäten liegen deutlich über dem natürlichen Hintergrund. Die Grünlandflächen sind gemäß Abb. 7.8 generell als stark uranbergbaulich beeinflusst zu bewerten. Wird der Bereich zwischen Flusskilometer 163

<sup>100</sup> für Ackerland der Vereinigten Mulde [Sti10] S. 90

<sup>101</sup> T04 RT  $a(\text{Cs-137}) = 9,9$  Bq/kg

bis 190 nicht berücksichtigt, ergeben sich wie bei den Ackerlandproben drei Gruppen, um Flusskilometer 90, 140 und 205, die ebenfalls eine allgemeine Abnahme mit dem Flusslauf andeuten, hier von einer mittleren massenbezogenen Aktivität für Uran-238 von 460 Bq/kg über 383 Bq/kg zu 286 Bq/kg. Bei Berücksichtigung des Bereiches zwischen Flusskilometer 163 bis 190 deutet sich ein Anstieg der Uranaktivität entlang der Vereinigten Mulde an. Dieses eher unerwartete Verhalten zeigen auch die Aktivitäten der übrigen Nuklide der Uran-Radium-Reihe, die Nuklide der Thorium-Reihe hingegen nicht. Auffällig ist, dass ein ähnlicher Aktivitätsverlauf bei Cäsium-137 zu beobachten ist (Abb. 13.1, S. 189). Eine relativ gleichmäßige Deposition in Folge des Tschernobyl-Unfalls angenommen, deutet dies auf eine geringere Bedeutung der Durchmischung von Zwickauer und Freiburger Mulde hin, sondern auf eine größere Bedeutung der allgemeinen Bodenbeschaffenheit und die damit verbundene Fähigkeit zum Rückhalt von Radionukliden.

### tiefenorientierte Proben

Die Abbildungen der nächsten Seiten zeigen den Aktivitätsverlauf mit der Tiefe. Da der Vergleich der Profile einer Testfläche im Vordergrund steht, wurde zu Ungunsten der Größe der einzelnen Abbildungen eine Übersicht gewählt, die alle Profile der Testfläche auf derselben Seite zeigt. Nur für Testfläche 13 werden aufgrund der hohen Probenzahl zwei Seiten genutzt. Auch die Vergleichsproben unbelasteter Flächen werden auf einer Seite gezeigt. Bei der Auswertung ist, wie bei den flächenorientierten Proben, die Unterscheidung von Grün- und Ackerland, Zwickauer und Vereinigter Mulde zu berücksichtigen.

Die erste Abbildung gibt zunächst einen Überblick über den Abstand der Proben auf der jeweiligen Testfläche zueinander. Dazu wurde die muldenahe Profilgrube als relativer Nullpunkt gewählt. In negativer Richtung wird der Abstand zur Mulde dargestellt, in positiver der Abstand zu den anderen tiefenorientierten Proben der Testfläche bis zur muldefernen Profilgrube. Die Profildarstellungen zeigen die massenbezogenen Aktivitäten von Uran-238, Radium-226, Blei-210, Radium-228 und Cäsium-137. Uran-238, Radium-226 und Blei-210 repräsentieren die Uran-Radium-Reihe und erlauben auch die Betrachtung von Ungleichgewichten innerhalb der Zerfallsreihe. Radium-228 repräsentiert die Thorium-Reihe. Cäsium-137 ist ein Radionuklid anthropogenen Ursprungs, das als Alkalimetall ein vergleichsweise einfaches chemisches Verhalten aufweist. Dabei ist von zwei wesentlichen Einträgen auszugehen: dem globalen Fallout zum Höhepunkt der oberirdischen Kernwaffentests in den 60er Jahren und den Einträgen in Folge des Tschernobyl-Unfalls 1986. Die Abbildungen können daher bis zu zwei Cäsium-Peaks, dem Bomben-Peak und dem Tschernobyl-Peak, zeigen, die eine zeitliche Orientierung erlauben. Dabei ist dringend zu beachten, dass sich die Datierung auf den Eintrag und nichts zwangsläufig auf die entsprechende Bodenschicht beziehen muss, da hierbei eventuelle Verlagerungen im Boden zu berücksichtigen sind. Die Tiefe wird als Mittelpunkt der Bodenschicht bzw. des Horizontes angegeben. Sie wurde durchgehend auf 100 cm skaliert (Y-Achse), um eine bessere Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Wurde eine geringere Tiefe beprobt, wird diese durch eine Hilfslinie gekennzeichnet. Nur bei größeren Tiefen wurde abweichend bis zu dieser Tiefe skaliert. Für die Aktivität (X-Achse) erweist sich ein analoges Vorgehen aufgrund der sehr hohen Varianz von fast einem Faktor 10 als ungeeignet.

Beim Vergleich der verschiedenen tiefenorientierten Bodenproben ist zu beachten, dass die Beprobung abhängig von der Horizontierung des Boden vorgenommen wurde und daher die Schichtdicken nicht einheitlich gewählt wurden. Die verschiedenen Schichten können daher gegeneinander leicht verschoben sein. Auch die Topographie des Geländes könnte nicht berücksichtigt werden. Weiterhin sind die unterschiedlichen Probearten mit deren abweichenden Probenahmeverfahren zu berücksichtigen. Eine homogene, horizontale Schichtung vorausgesetzt, wären dennoch vergleichbare Aktivitätsverläufe zu erwarten.

Testfläche 13

Grünland, Zwickauer Mulde

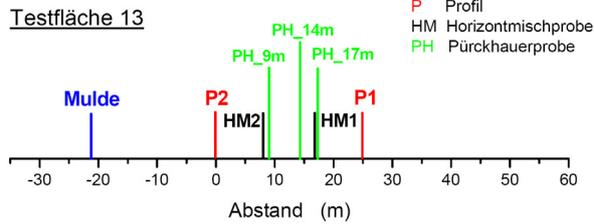


Abb. 7.9: Lage Profilproben T13

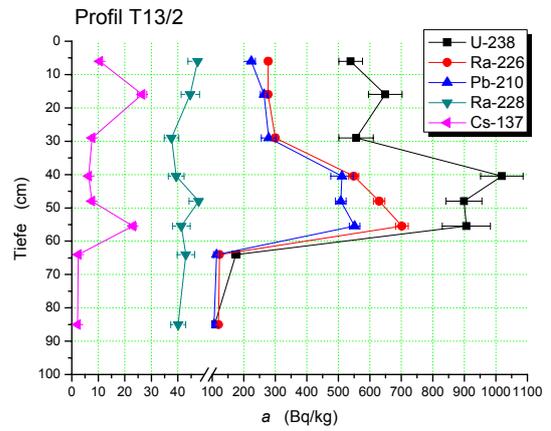


Abb. 7.10: Profilprobe T13-P2

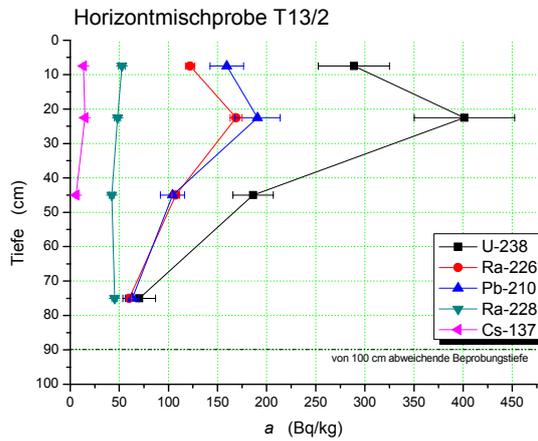


Abb. 7.11: Profilprobe T13-HM2

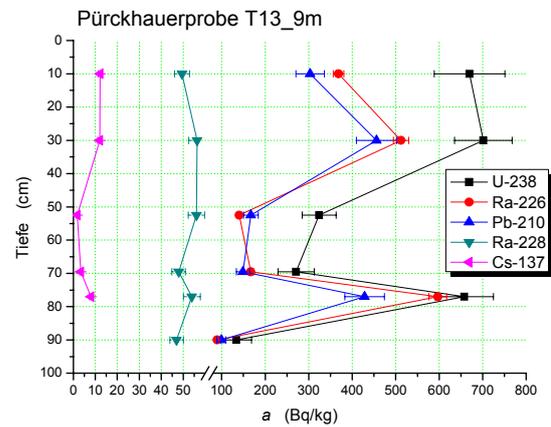


Abb. 7.12: Profilprobe T13-PH\_9m

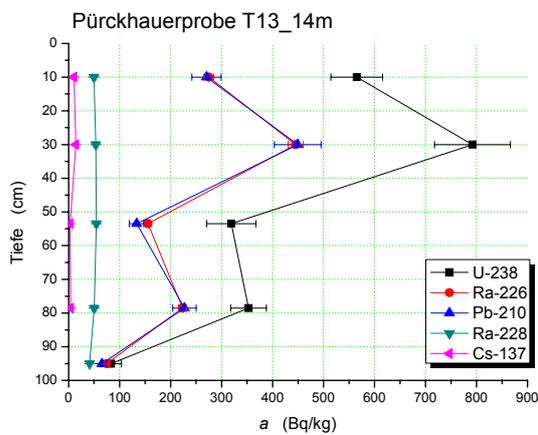


Abb. 7.13: Profilprobe T13-PH\_14m

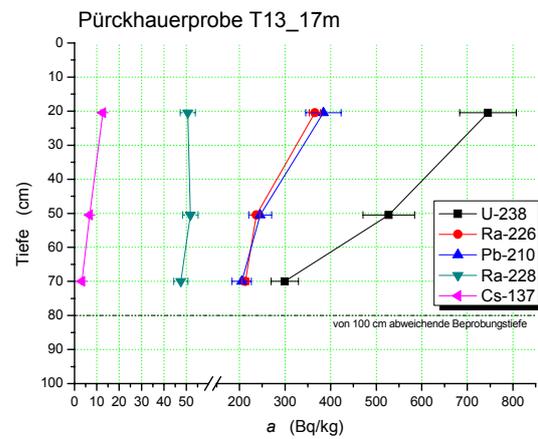


Abb. 7.14: Profilprobe T13-PH\_17m

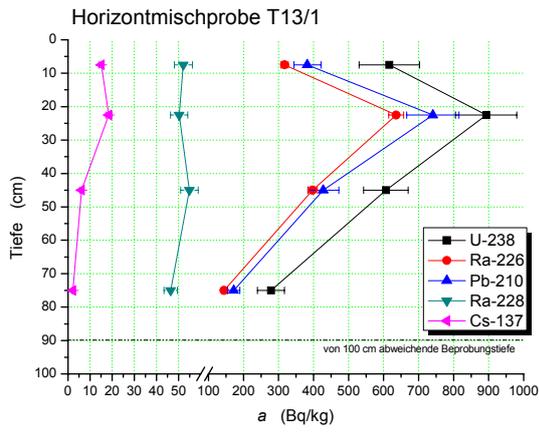


Abb. 7.15: Profilprobe T13-HM1

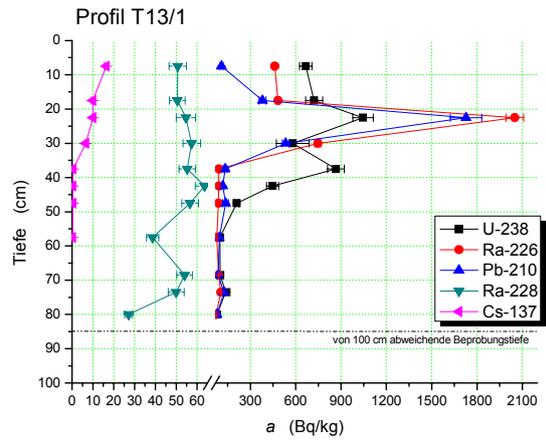


Abb. 7.16: Profilprobe T13-P1

Testfläche 31

Grünland, Vereinigte Mulde

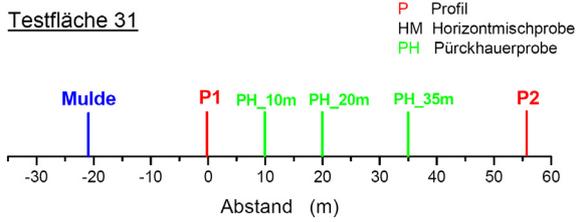


Abb. 7.17: Lage Profilproben T31

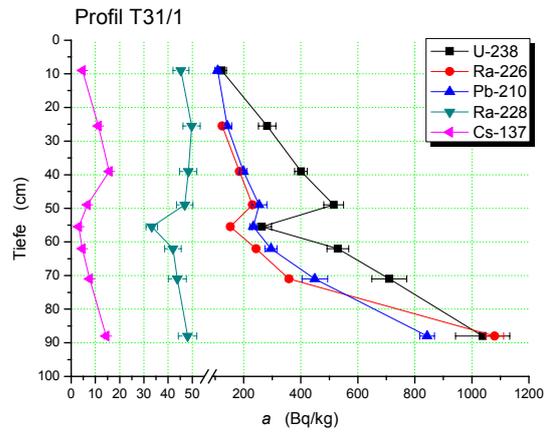


Abb. 7.18: Profilprobe T31-P1

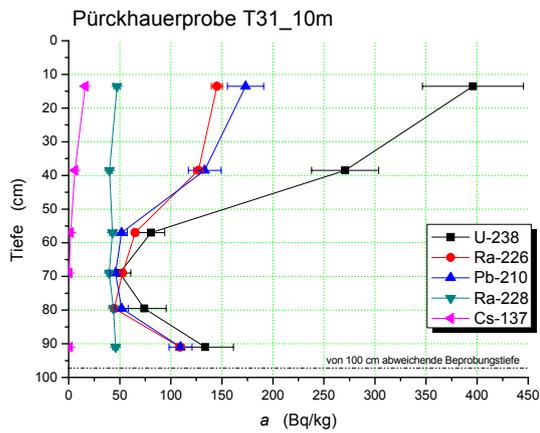


Abb. 7.19: Profilprobe T31-PH\_10m

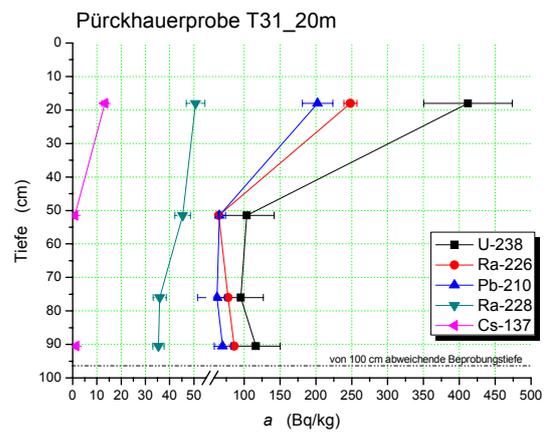


Abb. 7.20: Profilprobe T31-PH\_20m

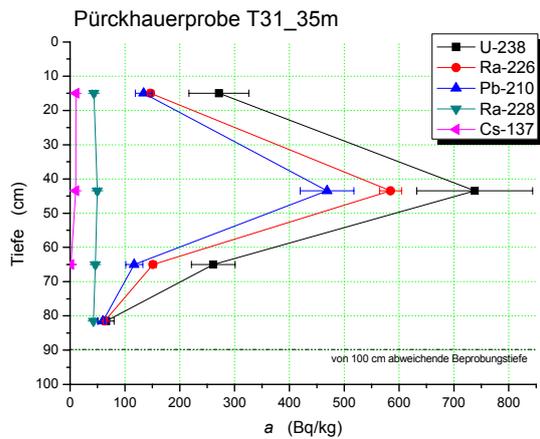


Abb. 7.21: Profilprobe T31-PH\_35m

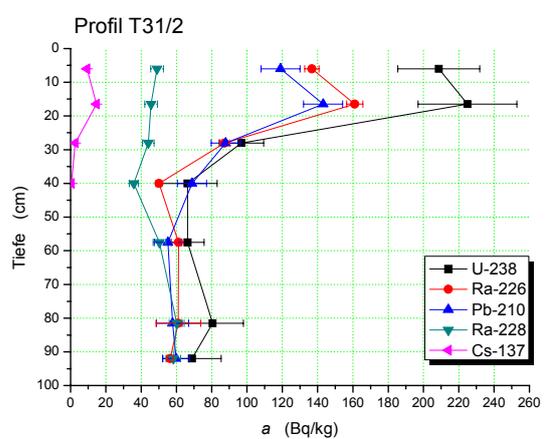


Abb. 7.22: Profilprobe T13-P2

Testfläche 07

Ackerland, Zwickauer Mulde

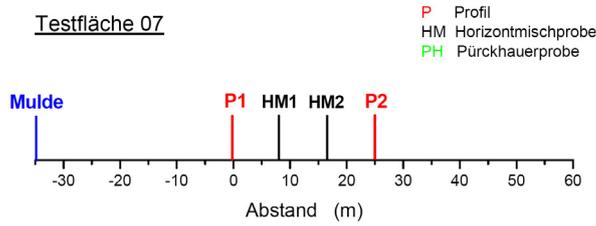


Abb. 7.23: Lage Profilproben T07

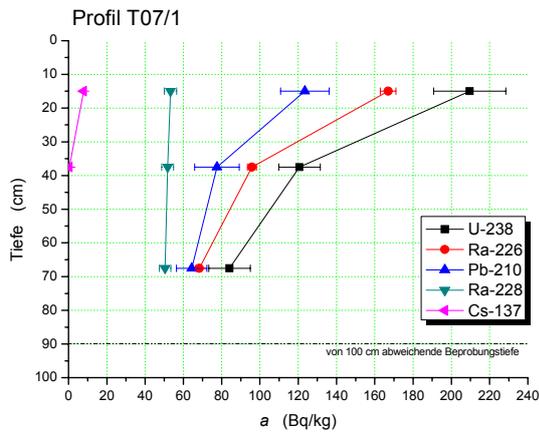


Abb. 7.24: Profildate T07-P1

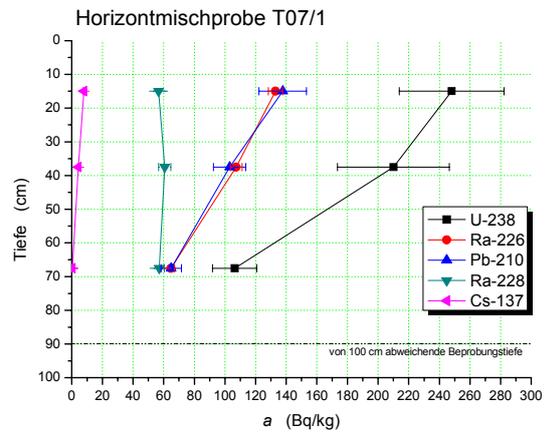


Abb. 7.25: Profildate T07-HM1

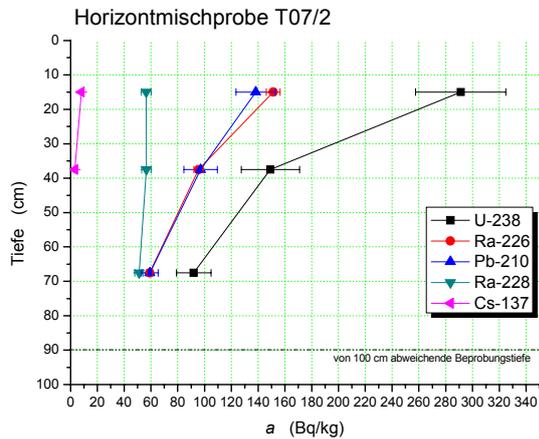


Abb. 7.26: Profildate T07-HM2

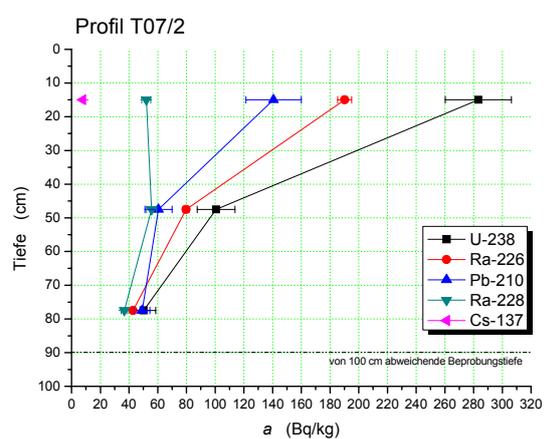


Abb. 7.27: Profildate T07-P2

Testfläche 26

Ackerland, Vereinigte Mulde

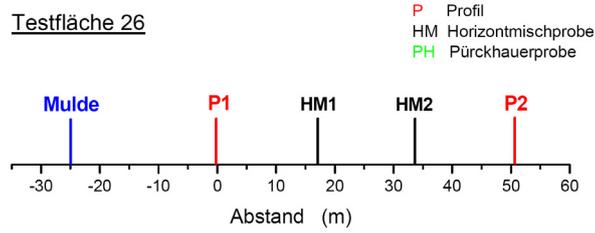


Abb. 7.28: Lage Profilproben T26

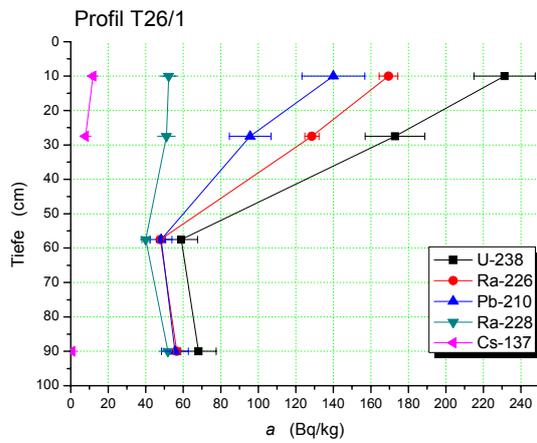


Abb. 7.29: Profilprobe T26-P1

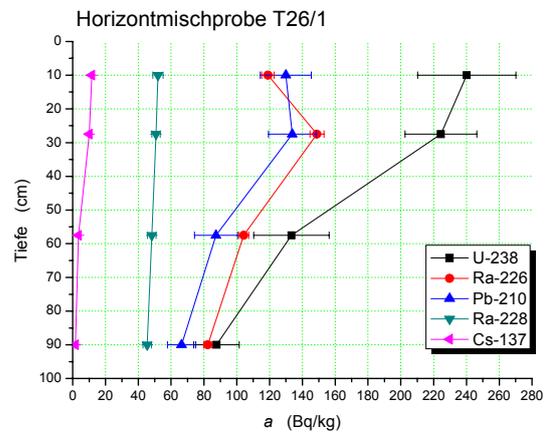


Abb. 7.30: Profilprobe T26-HM1

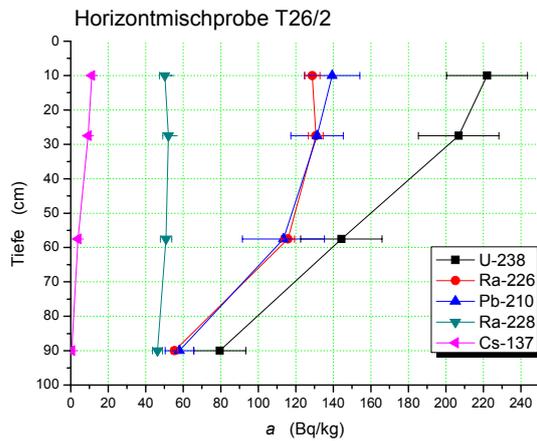


Abb. 7.31: Profilprobe T26-HM2

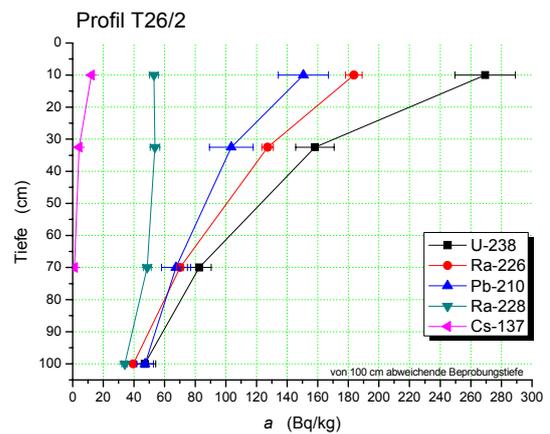


Abb. 7.32: Profilprobe T26-P2

unbelastete Vergleichsproben

Grünland an der Freiberger Mulde und Leine

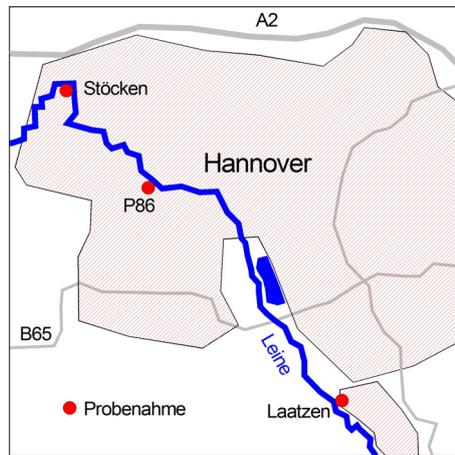


Abb. 7.2: Lage Profilproben an der Leine bei Hannover

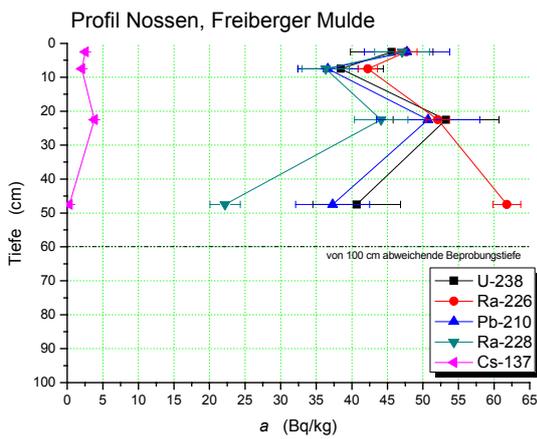


Abb. 7.33: Profilprobe Nossen, Freiberger Mulde

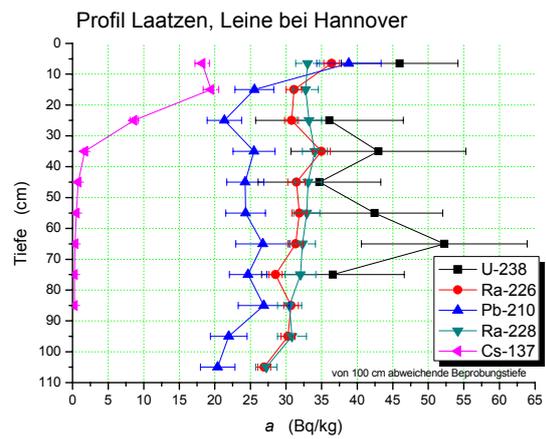


Abb. 7.34: Profilprobe Laatzen, Leine

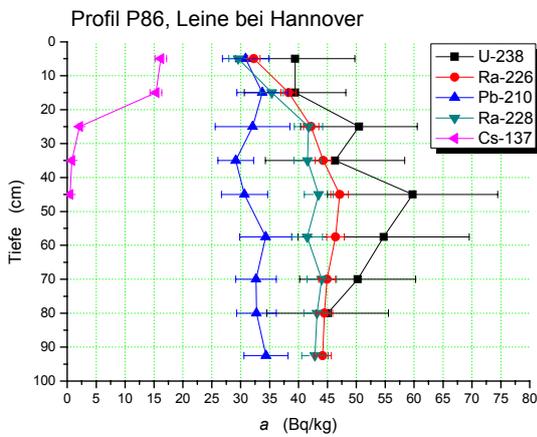


Abb. 7.35: Profilprobe P86, Leine

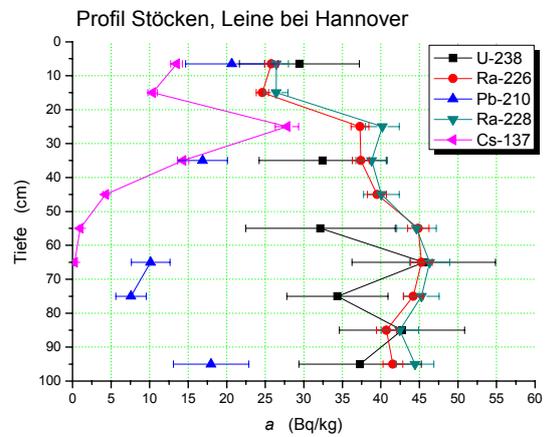


Abb. 7.36: Profilprobe Stöcken, Leine

Zunächst ist eine hohe Varianz der Aktivitätsverläufe einer Testfläche, insbesondere bei den Grünlandflächen, festzustellen. Selbst wenige Meter von einander entfernt liegende Proben können sich stark unterscheiden. Dies ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die für Auenböden typische, extreme Heterogenität zurück zu führen, welche in der durch die Ablagerung von Sedimenten geprägten Bodenbildung begründet ist [Sch89]. Damit einhergehend erfolgt auch die Ablagerung aktiver Sedimente ebenfalls heterogen. Hier sei beispielhaft auf die Schwankung der Maximalaktivität aller Proben einer Testfläche verwiesen, auf Testfläche 13 z.B. schwanken diese zwischen etwa 400 Bq/kg und etwa 2100 Bq/kg. Dennoch ist ein allgemeiner Trend zur Aktivitätsabnahme mit der Tiefe erkennbar. In der Regel streben die Aktivitäten mit zunehmender Tiefe gegen den natürlichen Hintergrund. Auch hier zeigen insbesondere die Grünlandprobe sehr unterschiedliche Ausprägungen, der grundsätzlich Trend ist jedoch zu erkennen. Deutlicher und einheitlicher ist dies bei den Ackerlandproben zu erkennen. Auch sie zeigen sich bei genauer Betrachtung sehr individuell, aber hier sind viele Feinheiten, insbesondere der oberen Bodenschichten, die bei den Grünlandproben das Bild prägen infolge der Bodenbearbeitung beseitigt worden. Ohne die einzelnen Profile im Detail diskutieren zu wollen, seien hier drei Beispiele für solche Feinheiten erwähnt. Die Probe „Pürckhauerprobe T13\_9m“ zeigt bei ~ 78 cm einen ausgeprägten Aktivitätsanstieg aller Nuklide der Uran-Radium-Reihe. Der Anstieg aller Nuklide der Zerfallsreihe legt einen partikulären Transport nahe, so dass die Verlagerung feiner Partikel durch Sekundärporen im Boden am wahrscheinlichsten erscheint. Profil T13/1 zeigt bei ~ 24 cm einen ausgeprägten Aktivitätsanstieg für Radium-226 und Blei-210, aber für Uran-238 weit weniger. Hier scheint es sich um sedimentiertes Tailingmaterial der Uranerzaufarbeitung zu handeln. Die Probe „Profil T31/1“ zeigt hingegen bei ~ 55 cm einen Aktivitätsrückgang, der für Uran ausgeprägter ist als für anderen Nuklide. Ursache hierfür ist ein Sandband. Das Material ist grob, weshalb sich kaum feine Sedimente hier ablagern, was zu einem allgemeinen Aktivitätsrückgang führt. Für Uran ist zusätzlich bedeutsam, dass die Adsorption gelöster Stoffe hier fast keine Bedeutung hat, die Ablagerung von Partikeln ist maßgeblich. Entsprechend fällt die Uranaktivität ins Gleichgewicht mit Radium-226.

Die statistische Betrachtung zeigt mit den flächenorientierten Bodenproben vergleichbare Verhältnisse. Allerdings heben sich die tiefenorientierten Bodenproben durch die erhöhte Variabilität der Aktivitäten, infolge des Trends mit der Tiefe gegen den natürlichen Hintergrund zu streben, von den flächenorientierten Bodenproben ab. Eine Folge hiervon ist, dass die Grünlandproben durch den arithmetischen Mittelwert nicht mehr sinnvoll beschrieben werden. Tab. 7.5 zeigt daher, neben dem arithmetischen Mittelwert und dessen Standardabweichung auch den geometrischen Mittelwert und die geometrische Standardabweichung für die massenbezogene Aktivität einiger Radionuklide für die vier Gruppen und den natürlichen Hintergrund.

Tab. 7.5: Aufstellung der mittleren Aktivitäten in tiefenorientierten Bodenproben  
 $n$  ist die Probenzahl; ari. Mittelw. ( $a$ ) ist der arithmetische Mittelwert und geo. Mittelw. ( $a$ ) der geometrische Mittelwert der massenbezogene Aktivität;  $\sigma(\text{ari})$  ist die Standardabweichung und  $\sigma(\text{geo})$  ist die geometrische Standardabweichung.

	(Bq/kg)	GL ZM	GL VM	AL ZM	AL VM	Hintergr.
<b><math>n</math></b>		41	29	12	16	34
<b>U-238</b>	ari. Mittelw. ( $a$ )	478	267	162	152	43
	$\sigma(\text{ari})$	287	240	79	72	8
	geo. Mittelw. ( $a$ )	370	185	142	132	42
	$\sigma(\text{geo})$	2,24	2,39	1,74	1,77	1,20
<b>Ra-226</b>	ari. Mittelw. ( $a$ )	321	174	105	107	39
	$\sigma(\text{ari})$	337	204	45	42	8
	geo. Mittelw. ( $a$ )	224	122	95	97	38
	$\sigma(\text{geo})$	2,29	2,13	1,58	1,60	1,24
<b>Pb-210</b>	ari. Mittelw. ( $a$ )	290	168	93	98	28
	$\sigma(\text{ari})$	281	167	33	36	9
	geo. Mittelw. ( $a$ )	216	122	87	91	26
	$\sigma(\text{geo})$	2,10	2,13	1,47	1,51	1,50
<b>Ra-228</b>	ari. Mittelw. ( $a$ )	49	45	53	49	37
	$\sigma(\text{ari})$	7	6	6	5	7
	geo. Mittelw. ( $a$ )	48	45	53	48	36
	$\sigma(\text{geo})$	1,16	1,15	1,14	1,13	1,21

Die Aktivitäten der Nuklide der Uran-Radium-Reihe zeigen bei den Grünlandproben eine logarithmische Normalverteilung. Die bei den flächenorientierten Proben beobachtete Nähe zur linearen Normalverteilung ist nicht zu erkennen. Die Mittelwerte weichen deutlich voneinander ab und die Standardabweichung ist im Vergleich zum arithmetischen Mittelwert sehr groß. Ursache hierfür ist höchstwahrscheinlich die oben erläuterte, erhöhte Variabilität. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass auch der deutlich höheren Probenzahl<sup>102</sup> ein wesentlicher Einfluss auf die statistische Bewertung einzuräumen ist. Beim Radium-228 als Vertreter der Thorium-Zerfallsreihe ergibt sich ein abweichendes Bild. Die Mittelwerte liegen sehr nahe beieinander und sind miteinander verträglich. Die Standardabweichung ist sehr klein. Dies gilt für Grünland, Ackerland und unbelastete Flächen gleichermaßen und in Übereinstimmung mit den flächenorientierten Proben. Die Verteilung der Nuklide der Thorium-Reihe darf in der Fläche und in der Tiefe<sup>103</sup> als homogen betrachtet werden. Die Ackerlandproben weisen auch bei den tiefenorientierten Proben geringere Aktivitäten als die Proben der Grünlandflächen auf. Auch der Trend, dass die Ackerlandproben aufgrund der Homogenisierung in Folge der Bodenbearbeitung stärker zur linearen Normalverteilung neigen als die Grünlandproben, ist bei den tiefenorientierten Bodenproben zu beobachten. Sowohl die logarithmische, wie die lineare Normalverteilung kann nicht abgelehnt werden für die Nuklide der Uran-Radium-Reihe der Ackerlandproben. Allerdings ist der Trend weniger stark ausgeprägt als bei den flächenorientierten Proben, was höchstwahrscheinlich wieder auf erhöhte Variabilität zurückzuführen ist. Es ist aber auch hier der Einfluss des Verhältnisses der Probenzahlen auf die statistische Auswertung zu beachten, so dass ein verstärkender

<sup>102</sup> Zwickauer Mulde: 41 gegenüber 5; Vereinigte Mulde: 29 gegenüber 12

<sup>103</sup> bis in einen Meter Tiefe

Einfluss zu vermuten ist. Die bei den flächenorientierten Proben bereits kaum ausgeprägte Unterscheidung zwischen Zwickauer und Vereinigten Mulde wird durch die erhöhte Variabilität weiter erschwert. Die Mittelwerte zeigen weiterhin die erwarteten Trends. Die Werte der Zwickauer Mulde liegen über denen der Vereinigten Mulde und der Unterschied ist bei den Grünlandproben ist größer als bei den Ackerlandproben. Allerdings sind die Unterschiede in Relation zu den Standardabweichungen gering. Auch die Aktivitätsverhältnisse folgen den Trends der flächenorientierten Proben. Die Aktivität wird in der Regel durch Uran-238 dominiert. Radium-226 und Blei-210 liegen in der Nähe des radiochemischen Gleichgewichtes. Die Nuklide der Uran-Radium-Reihe liegen über dem natürlichen Untergrund, der sich in der Aktivität von Radium-228 widerspiegelt. Allerdings dem oben eingeführten allgemeinen Trend folgend, streben die Aktivitäten der Nuklide der Uran-Radium-Reihe mit der Tiefe gegen das radiochemische Gleichgewicht und gegen den natürlichen Untergrund.

Die unbelasteten, tiefenorientierten Proben zeigen mit den flächenorientierten Hintergrundproben ein in Übereinstimmung stehendes Bild. Die Aktivitäten der Nuklide der Uran-Radium-Reihe liegen in der Nähe des radiochemischen Gleichgewichts und in der Nähe der Aktivität von Radium-228. Erhebliche Änderungen mit Tiefe sind nicht festzustellen. Die Schwankungen in den Abbildungen sind in Relation mit dem deutlichen geringeren, betrachteten Aktivitätsbereich zu sehen. Die tiefenorientierten Hintergrundproben zeigen geringere mittlere Aktivitäten als die flächenorientierten Hintergrundproben. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass nur an den Stellen, Leine und Freiburger Mulde, tiefenorientierte Proben genommen wurden, an denen auch die flächenorientierten Proben die geringsten Aktivitäten aufwiesen, so dass dieser Unterschied auf die Auswahl der Probenahmestellen zurückzuführen ist.

## 8. Bewuchs

### 8.1. Einleitung

Als letztes Umweltkompartiment wurde Bewuchs der agrarisch genutzten Auenflächen untersucht. Der Bewuchs stellt die Schnittstelle zwischen den Auenböden und der menschlichen Nahrungskette dar. Er wird entweder direkt als Nahrungsmittel genutzt oder gelangt indirekt als Futtermittel über Milch und Fleisch in die Nahrungskette.

Die Untersuchung der Bewuchsproben erfolgte mittels Gamma-Spektrometrie und nach radiochemischer Aufarbeitung auch mittels Alpha-Spektrometrie. Die gamma-spektrometrischen Untersuchungen wurden im Wesentlichen von Malte Görlich in Rahmen seiner Diplomarbeit „Die  $\gamma$ -spektrometrische Untersuchung des Bewuchses von Auenböden entlang der Zwickauer und Vereinigten Mulde“ [Gör10] durchgeführt.

### 8.2. Proben und Probenahme

Es wurden die auf den Testflächen oft angebauten Getreide Weizen und Mais, sowie Raps und Grünlandbewuchs beprobt. Dabei wurden grundsätzlich nur Flächen beprobt auf denen auch Bodenproben genommen wurden. Je Bewuchsart wurden zwei Proben genommen, möglichst eine entlang der Zwickauer und eine entlang der Vereinigten Mulde. Beim Raps war dies nicht möglich. Beide Proben wurden entlang der Zwickauer Mulde genommen, da auf den Testflächen entlang der Vereinigten Mulde kein Raps angebaut wurde. Beim Weizen wurden vier Proben genommen, zwei entlang jedes Flussanschnittes. Auf einer Testfläche wurde Schafskot als Sonderprobe genommen. Weiterhin wurden Heu und Stroh aus dem Großraum Hannover als Vergleichsproben untersucht, sowie kommerziell erworbene Dinkel (eine Weizenart) und Maiskörner. Tab. 8.1 zeigt eine Aufstellung der Bewuchsproben von den Muldeauen und Abb. 8.1 die Lage der Probenahmeorte entlang des Muldesystems. Die Koordinaten geben den ungefähren Mittelpunkt der beprobten Fläche an. Tab. 8.2 zeigt eine Aufstellung der Vergleichsproben.

Tab. 8.1: Aufstellung der Bewuchsproben der Muldeauen  
ZM steht für Zwickauer Mulde, VM für Vereinigte Mulde

Nr.	Fluss-kilometer	Testfläche	Bewuchs	Fluss-abschnitt	Gauss-Krüger Koordinaten		Probenahmedatum
					Rechtswert	Hochwert	
1	103	5	Mais	ZM	4541598	5636605	11.08.2008
2	105	5	Weizen	ZM	4542561	5637408	20.07.2008
3	107	6	Raps	ZM	4543878	5638296	20.07.2008
4	108	7	Raps	ZM	4544020	5639086	19.07.2008
5	110	8	Weizen	ZM	4545058	5640440	19.07.2008
6	141	13	Gras	ZM	4555883	5654638	26.06.2008
7	192	31	Gras	VM	4552433	5688368	26.06.2008
8	215	40	Schafskot	VM	4544828	5704508	11.06.2008
9	235	47	Weizen	VM	4541706	5713222	20.07.2008
10	241	50	Weizen	VM	4540238	5717084	20.07.2008
11	242	51	Mais	VM	4539669	5718100	14.08.2008

Tab. 8.2: Aufstellung der Vergleichsproben Bewuchs

Nr.	Probe	Herkunft
1	Testheu	Großraum Hannover
2	Teststroh	Großraum Hannover
3	Testkörner Dinkel	kommerziell erworben
4	Testkörner Mais	kommerziell erworben

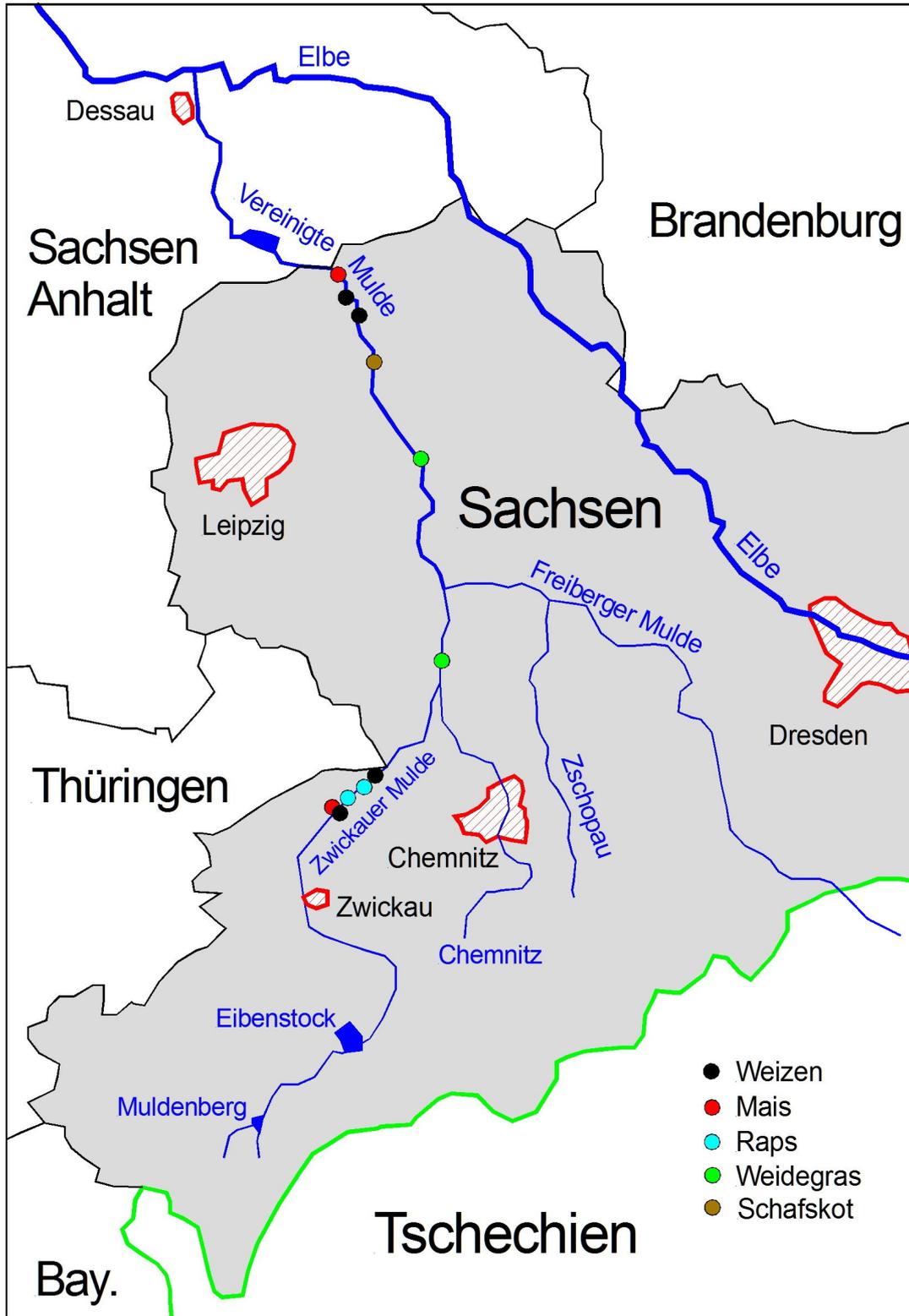


Abb. 8.1: Muldesystem mit Probenahmestellen für Bewuchs

Mit Ausnahme des Grünlandbewuchses wurden verschiedene Pflanzenbestandteile separat untersucht, um eine differenziertere Betrachtung zu ermöglichen. So wurden z.B. die Körner beim Weizen und die Saat beim Raps separiert. Die Probenaufarbeitung stellt einen aufwendigen und langwierigen Prozess dar und umfasst Trocknung, Trennung der Pflanzenbestandteile, Zerkleinerung und Veraschung. Die Bewuchsasche wurde mittels Gamma-Spektrometrie untersucht und anschließend zusätzlich einer radiochemischen Aufarbeitung unterzogen, um weitere Radionuklide, insbesondere Uran, bestimmen zu können.

Im Folgenden werden die beprobten Bewuchsarten vorgestellt und die Bedeutung für die menschliche Nahrungskette dargelegt.

### Weizen



Abb. 8.2: Weizen Testfläche 05



Abb. 8.3: Weizen Testfläche 50

Weizen ist eines der weltweit bedeutendsten Getreide. Gemäß der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation FAO war 2008 Weizen nach Mais (822,7 Mio. t) mit 690 Mio. t das zweithäufigst produzierte Getreide weltweit. In Europa stellt es eines der wichtigsten Grundnahrungsmittel dar. Insbesondere Brot als reines Weizen- oder Weizenmischbrot, in der Regel mit Roggen, stellt einen wesentlichen Teil der Nahrung dar. Weizenmehl ist das in Europa mit Abstand für Backwaren häufigsten verwendete Mehl.

Es existieren, wie aufgrund der Bedeutung zu erwarten ist, zahlreiche Weizenarten. Besondere Bedeutung haben Weich- und Hartweizen. Bekannt ist auch Dinkel, der als Brotgetreide oder als Grünkern Verwendung findet. Weichweizen dient vorwiegend der Mehlherstellung und damit als Brotgetreide. Hartweizen wird hauptsächlich zu Gries verarbeitet und finden in Form von Teigprodukten Eingang in unsere Nahrung, wobei die Nudeln mit Abstand am bedeutendsten sein dürften. Hartweizen macht etwa 10 % der Weizenproduktion aus und wird in Deutschland so gut wie gar nicht angebaut. Es ist daher anzunehmen, dass es sich bei dem beprobten Weizen um Weichweizen handelt.

Weizen wurde auf den Testflächen 05, 08, 47 und 50 beprobt. Der Weizen war zum Zeitpunkt der Probenahme praktisch erntereif und vollständig abgetrocknet. Eine Ausnahme bildet hierbei Testfläche 05, siehe Abb. 8.2, der noch nicht vollständig abgetrocknet und teilweise noch grün war. Es ist mit hoher Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass der Weizen der beprobten Testflächen in Form von Weizenmehl Eingang in die menschliche Nahrungskette fand. Zum Vergleich werden die Vergleichsproben Teststroh und Testkörner Dinkel herangezogen. Beim Teststroh handelt es wahrscheinlich um Weizenstroh. Dinkel ist eine Weizenart.

Mais

Abb. 8.4: Mais Testfläche 05



Abb. 8.5: Mais Testfläche 51

Mais ist weltweit das bedeutendste Getreide, gemessen an der Anbaufläche. Hier zu Lande wird Mais häufig angebaut, meist jedoch als Viehfutter. 2008 wurden laut Statistischem Bundesamt insgesamt 5,1 Mio. Tonnen Körnermais (zum Vergleich 21,4 Mio. Tonnen Weizen) auf 520.000 ha angebaut. 1.567.000 ha wurden zur Silomaisерzeugung genutzt, sowie 239.000 ha für Energiemais für Biogasanlagen. Auch der Körnermais dient in der Regel als Tierfutter. In Nahrungsmitteln finden wir Mais meist in Form von Maistärke. Der Mais für Nahrungsmittel wird in der Regel importiert.

Es ist anzunehmen, dass der beprobte Mais als Viehfutter, vor allem für Schweine und Kühe bzw. Rinder, diente und daher nur indirekt in Form von Fleisch und Milch, sowie allgemein tierischer Produkte in die menschliche Nahrungskette gelangt ist. Abhängig, ob er als Körnermais oder Silagemais eingesetzt wurde, spielen die Maiskörner eine herausragende Rolle oder nicht. Mais wurde auf den Testflächen 05 und 51 beprobt. Zum Zeitpunkt der Probenahme stand der Mais noch weit vor der Erntereife, die Maiskolben waren in vielen Fällen noch nicht voll entwickelt und zeigten unreife, weiße Körner. Dem Vergleich dient die Vergleichsprobe Testkörner Mais, mit hoher Wahrscheinlichkeit importierter Popcornmais.

Raps

Abb. 8.6: Raps Testfläche 06



Abb. 8.7: Raps Testfläche 07

Raps gehört zu den Kreuzblütengewächsen und dient in erster Linie der Ölgewinnung. Nach der Ölpalme und dem Soja gehört Raps weltweit zu den bedeutendsten Ölfrüchten. In Deutschland stellt Raps die dominierende Ölfrucht dar. 2008 wurden in Deutschland gemäß „Verband der ölsaatenverarbeitenden Industrie in Deutschland e.V.“ (OVID) 3,2 Mio. t Rapsöl produziert. Dies entspricht 80 % der gesamten Pflanzenölproduktion. Rapsöl wird direkt als Speiseöl eingesetzt und dient indirekt der Herstellung von Speisefetten, z.B. Margarine oder in der typischen Formulierung „(teilweise) gehärtete Pflanzenöle“. Daneben existieren eine Reihe industrielle Verwendungszwecke, wie der Einsatz als chemischer Rohstoff, z.B. für Linoleum, als Lösemittel, z.B. in Lacken oder Farben, oder als Bioschmierstoff. Eine besondere Bedeutung hat der Einsatz als Kraftstoff für Autos, direkt als Öl oder in Form von „Biodiesel“. Raps dient ebenfalls als Energiepflanze für Biogasanlagen. In Folge des Biokraftstoffquotengesetz (BioKraftQuG; Gesetz zur Einführung einer Biokraftstoffquote durch Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes und zur Änderung energie- und stromsteuerrechtlicher Vorschriften) sind die Produktionsmengen und Verwendung von Rapsöl starken Veränderungen unterworfen. Für das Wirtschaftsjahr 2008/09 wurden gemäß „Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle für Erzeugnisse der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft GmbH“ rund 30 % des Rapsöls für Nahrungsmittel und 60 % zur Herstellung von Treibstoff verwendet.

Raps wurde auf den Testflächen 06 und 07, ausschließlich entlang der Zwickauer Mulde, beprobt. Der Raps stand kurz vor der Erntereife, die Schoten waren vollständig abgetrocknet, während die Stengel teilweise noch grün waren. Eine Verwendung als Energiepflanze in einer Biogasanlage ist sehr unwahrscheinlich, da die Pflanze aufgrund der mikrobiologischen Umsetzung nicht abtrocknen sollte, sondern grün, als Ganzes verwendet wird. Mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit diente der Raps der Gewinnung von Rapsöl. Statistisch sind rund 30 % davon zur Herstellung von Nahrungsmitteln verwendet worden und sind somit in die menschliche Nahrungskette gelangt.

### Grünlandbewuchs



Abb. 8.8: Grünlandbewuchs Testfläche 13



Abb. 8.9: Grünlandbewuchs Testfläche 31

Der Grünlandbewuchs ist eine Mischung verschiedener Gräser und Wiesenkräuter, deren Zusammensetzung örtlich und zeitlich stark variiert. In der Regel wird der Bewuchs durch die Gräser stark dominiert. Der Grünlandbewuchs dient als Viehfutter. Im Fall von Weideflächen wird der Bewuchs direkt vom Weidevieh verzehrt. Abhängig vom Fressverhalten des Viehs wird hierbei auch Boden aufgenommen, der somit einen erheblichen Einfluss auf die Inges-

tionsdosis haben kann. Im Fall von Wiesenflächen<sup>104</sup> wird der Bewuchs durch den Bauern gemäht und dem Vieh indirekt als frisches Mähgras, getrocknet als Heu oder als Silage als Futter dargebracht. In die menschliche Nahrungskette gelangt der Bewuchs daher indirekt über das Vieh, z.B. Kühe oder Schafe, in Form von Milch und Fleisch, sowie allgemein tierischer Produkte.

Der Grünlandbewuchs wurde auf den Testflächen 13 und 31 beprobt. Wie die Abb. 8.8 und Abb. 8.9 zeigen unterscheidet sich der Bewuchs beider Testflächen deutlich. Testfläche 13 weist einen etwa 1 m hohen Bewuchs mit einem stark dominanten Rispengras auf. Vereinzelt sind darin hochwachsende Wiesenkräuter wie Schafgarbe zu finden. Testfläche 31 zeigt hingegen einen sehr niedrigen Bewuchs von wenigen Zentimetern. Das Gras ist deutlich stärker mit Kräutern durchsetzt als auf Testfläche 13. Zudem sind mehr Arten zu finden. Unter anderem wurden Löwenzahn, Spitz- und Breitwegerich, Taub- und Brennnessel, Ampfer und Knöterich identifiziert. Zum Vergleich wird die Vergleichsprobe Testheu herangezogen.

#### Sonderprobe Schafskot



Abb. 8.10: Sonderprobe Schafskot



Abb. 8.11: Testfläche 40, Areal auf dem der Schafskot gesammelt wurde

Eine Probe Schafskot wurde als Sonderprobe genommen. Der Schafskot als Verdauungsprodukt dient dem Vergleich mit dem unverdauten Grünlandbewuchs. Leider wurde der Grünlandbewuchs der entsprechenden Testfläche selbst nicht beprobt, da die Probenahme des Schafskotes spontan erfolgte. Allerdings weisen die Oberbodenmischproben von Testfläche 40 und 13 (insbesondere TF13B und TF40A) relativ ähnliche Radionuklidgehalte auf, so dass eine gewisse Vergleichbarkeit<sup>105</sup> mit dem Grünlandbewuchs der Testfläche 13 angenommen werden darf.

Die Probenahme erfolgte auf Testfläche 40 im Umkreis eines kleinen Schuppens (siehe Abb. 8.11). Wie auf Abb. 8.10 zu sehen, ist der Kot weitgehend trocken und stark mit un- und anverdaulichem Gras durchsetzt. Der Trocknungsgrad des Schafskotes und der relativ hohe Bewuchs legen nahe, dass die letzte Beweidung der Fläche einige Wochen zurück liegt.

<sup>104</sup> auch als Mähwiese bezeichnet

<sup>105</sup> Die Vergleichbarkeit ist durch die unterschiedliche Zusammensetzung des Bewuchses eingeschränkt.

### Probenahme

Die Probenahme orientierte sich an den „Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in Pflanzen (Indikatoren)“ des BMU [BMU06f] und erfolgte im Zeitraum von Juni bis August 2008 (siehe Tab. 8.1).

Es wurde stets eine Fläche von 5 m<sup>2</sup> beprobt. Bei den Grünlandflächen wurden gemäß Messanleitung zehn über die Fläche verteilte Stellen von etwa 0,7 m \* 0,7 m beprobt. Bei den Proben der Ackerflächen wurde abweichend von diesem Verfahren einige Meter vom Feldrand entfernt eine Fläche von 2,5 m \* 2 m beprobt. Diese Änderung wurde vorgenommen, um den Schaden durch niedergetretenen Bewuchs zu minimieren. Die Abb. 8.12 und Abb. 8.13 zeigen die Probenahme exemplarisch für Weizen und Raps. Eine Zerkleinerung des Probenmaterials vor Ort erfolgte nur soweit dies transportbedingt notwendig war, wie z.B. bei Mais und Raps. Der Schafskot wurde auf einer größeren Fläche per Hand aufgesammelt.



Abb. 8.12: Probenahme Weizen Testfläche 5



Abb. 8.13: Probenahme Raps Testfläche 6

## 8.3. Methoden und Ergebnisse

### Probenaufarbeitung

Die Probenaufarbeitung umfasste mehrer Trocknungs- und Zerkleinerungsschritte, sowie die Trennung der Pflanzenbestandteile. Generell erfolgte zunächst eine Trocknung auf dem Dachboden bei Raumtemperatur, gefolgt von einer Grobzerkleinerung mit dem Gartenhäcksler „Euro 1300“ der Firma Gloria. Abschließend wurde eine Trocknung bei 50 °C über mindestens sechs Tage bis zur Massenkonstanz durchgeführt. Diese Trocknung ist Grundlage der als Referenzgewicht genutzten Trockenmasse. Weitere Zerkleinerungsschritte wurden manuell mit geeigneten Schneidwerkzeugen durchgeführt. Die Trennung der Pflanzenbestandteile erfolgte zwischen den einzelnen Trocknungs- und Zerkleinerungsschritten.

Abb. 8.14 zeigt eine Aufstellung der Bewuchspflanzen (ohne Vergleichspflanzen) mit der vorgenommenen Auftrennung der Pflanzenbestandteile.

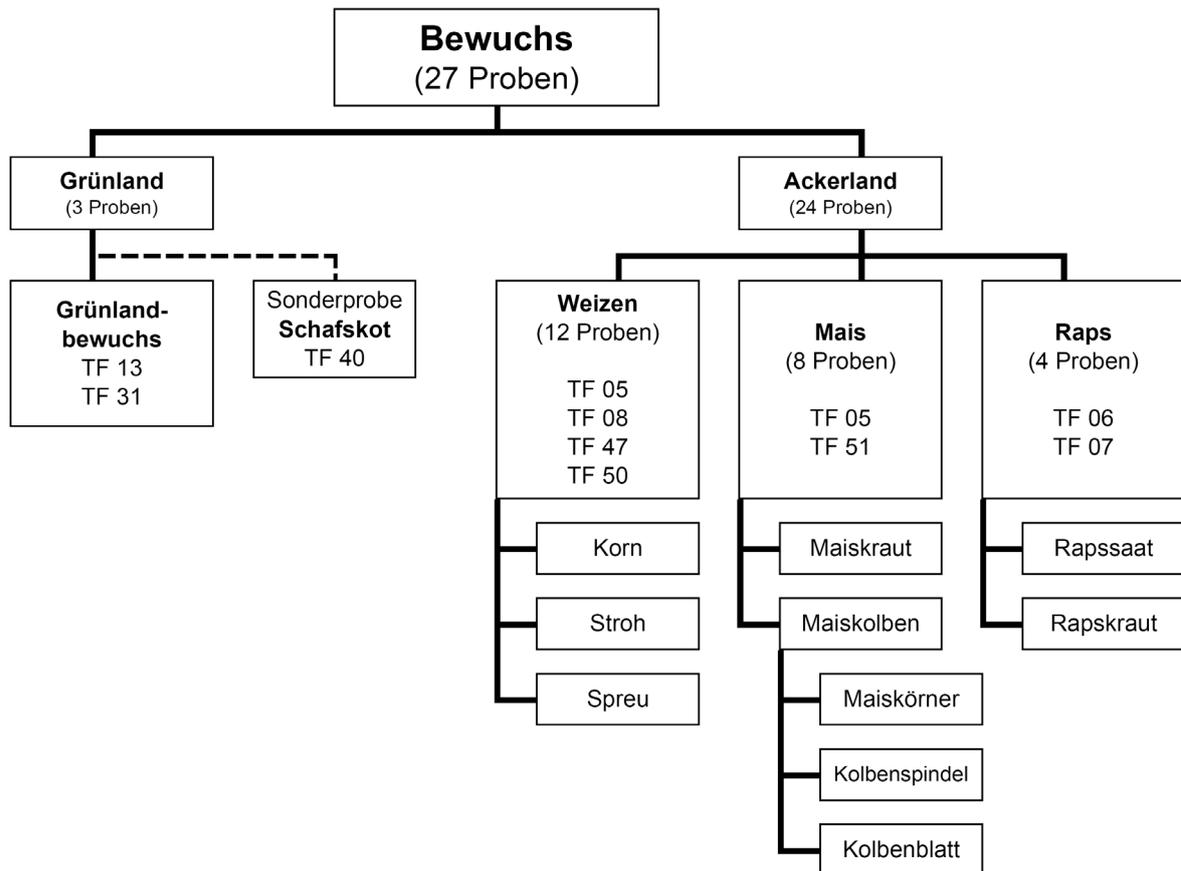


Abb. 8.14: Schematische Übersicht zur Auftrennung der Pflanzenbestandteile

Die Grünlandproben sind eine Mischung verschiedener Gräser und Wiesenkräuter, die in dieser Zusammensetzung als Viehfutter dienen. Auf eine Trennung von Pflanzenteilen oder eine Sortierung nach Pflanzenarten wurde daher verzichtet.

Beim Weizen wiederum ist das Korn für die menschliche Nahrung von herausragender Bedeutung und somit eine separate Betrachtung sinnvoll. Das Herauslösen von Getreidekörnern aus den Ähren wird als „Dreschen“ bezeichnet. Der Dreschvorgang erfolgte hier bei der Grobzerkleinerung. Der Gartenhäcksler erwies sich hierfür als überaus geeignet. Dabei erhält man ein Gemisch aus Stroh, Spreu und Körnern. Als Stroh bezeichnet man den langen Getreidehalme (Langstroh) und größere Bruchstücke des Halmes (Kurzstroh) nach dem Dreschen. Als Spreu, auch Kaff genannt, bezeichnet man alle beim Dreschen vom Halm abfallenden Bestandteile mit Ausnahme des Korns. Dies sind im Wesentlichen die Getreidekornhüllen (Spelzen), Grannen (nicht beim Weizen) und andere Formen von Samenhüllen, aber auch kleinere Halmbruchstücke, hier kleiner 2 cm. Das Stroh kann aufgrund seiner relativen Größe verhältnismäßig leicht, z.B. durch Sieben, abgetrennt werden. Hier wurde es per Hand aussortiert. In einem Weiteren Arbeitsschritt sind Spreu und Körner zu trennen. Traditionell geschieht dies im Luftstrom durch den Dichteunterschied. Z. B. wurde das Gemisch früher in die Luft geworfen und die Spreu vom Wind fort getragen, während das schwere Korn nahezu gerade herunter fällt. Heute wird oft Druckluft verwendet. Auch hier wurde ein selbst entwickeltes Druckluftverfahren angewendet.

Der Mais wird wahrscheinlich als ganze Pflanze zu Viehfutter verarbeitet. Dennoch ist auch hier die separate Betrachtung der Körner von grundsätzlicher Bedeutung. Aufgrund der Größe der Pflanze wurde der Mais vor Ort grob zerkleinert. Hierbei wurden die Maiskolben bereits separiert. Später wurde der Kolben manuell in die Kolbenbestandteile Maiskörner, Kolbenblatt und Kolbenspindel zerlegt. Als Kolbenblatt werden im Folgenden, die den Kolben umhüllenden Lieschblätter bezeichnet. Der Teil des Kolbens an dem die Körner sitzen, heißt Kolbenspindel oder Maisspindel.

Auch beim Raps wird die Rapssaat aufgrund der Bedeutung für die menschliche Nahrung separat getrachtet. Der Raps war bereits so reif, dass während der Probenahme und der notwendigen Vorzerkleinerung vor Ort die trockenen Samenhülsen aufsprangen und die Rapssaat freigaben. Der Großteil der Rapssaat konnte daher bereits bei der Probenahme separat aufgefangen werden. Die restliche Saat hat sich während des Transports am Boden der Säcke, in denen das Rapskraut aufbewahrt wurde, gesammelt und konnte später einfach abgenommen werden. Die Saat wurde anschließend durch Sieben von verbliebenen Samenhülsen befreit.

### Veraschung

Zur Nuklidanreicherung wurden die Bewuchsproben verascht, um die organische Matrix zu entfernen. Dies ist notwendig, da eine direkte gamma-spektrometrische Analyse der Bewuchsproben aufgrund der zu geringen Radionuklidkonzentrationen nicht möglich ist. Entsprechende Versuche mit Weizenkörnern und Rapssaat scheiterten. Auch die radiochemische Analyse wird durch die Veraschung erleichtert, da die aufzuschließende Probemenge drastisch reduziert wird. Die Veraschung orientiert sich an den Messanleitungen Umweltradioaktivität des BMU [BMU06d], [BMU06e], [BMU06f], [BMU06g], den Empfehlungen zur Überwachung der Umweltradioaktivität des Fachverbandes für Strahlenschutz [FS04] und vorangehende Arbeiten [Vah04], [Fig00] und wurde anhand von Vorversuchen mit dem Probenmaterial der Vergleichsproben angepasst.

Die Veraschung wurde portionsweise in 3L – Edelstahlschalen durchgeführt. Dabei konnten jeweils 4 Schalen parallel verascht werden. Die Schalen wurden gemäß BMU-Vorschrift „Meßanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in Lebensmitteln (Getreide, Fleisch, Gemüse, Obst, sonstige Einzellebensmittel, fertig zubereitete Lebensmittel, Gesamt- und Baynahrung)“ [BMU06d] mit Transparentpapier (Schöllers-Hammer, hochtransparent, Nr. 205, 90 bis 95 g/m<sup>2</sup>) ausgelegt, um ein An- oder Festbacken des Aschguts an die Schale zu vermeiden. Das Papier wurde im Rahmen der Qualitätssicherung selbst untersucht, siehe S. 131 und Tab. 13.8 im Anhang (S. 207). Ein Einfluss auf das Probenergebnis kann praktisch ausgeschlossen werden.

Die Veraschung erfolgt in drei Hauptschritten:

- 1) bei 400 °C ohne Luftzufuhr
- 2) bei 400 °C mit Luftzufuhr
- 3) bei 600 °C mit Luftzufuhr

Im ersten Schritt wurde die Veraschungsschale mittels einer Aluminiumplatte abgedeckt um den Sauerstoffzutritt zu minimieren. Somit wurde eine Verschmelzung der Probe erreicht und eine Entzündung vermieden. Um eine vollständige Veraschung zu erreichen, wurde anschließend durch Entfernen der Abdeckung die Sauerstoffzufuhr wieder hergestellt. Vorversuche haben gezeigt, dass 400 °C nicht ausreichen um in einer akzeptablen Zeit eine hinreichend vollständige Veraschung zu erreichen. Die verbleibende Asche ist sehr kohlenstoffreich, so dass bei einem anschließenden chemischen Aufschluss mit Problemen zu rechnen ist. Daher wurde in einem weiteren Schritt bei 600 °C weiter verascht. In der Regel wurde ein Veraschungsintervall von 24 h genutzt. Dabei wurden die Probe 6 h vor und nach dem Belüften bei 400 °C und 6 h bei 600 °C verascht. Bei zu unvollständiger Veraschung wurde das Intervall wiederholt, wobei gänzlich auf das Abdecken verzichtet wurde. In den Fällen, in denen aufgrund der kompakten Form (Körner und Kolbenspindel) schon vorher erkennbar war, dass 24 h nicht ausreichen, wurde ein zweitägiges Veraschungsintervall genutzt, bei dem 6 h vor, 18 h nach dem Belüften bei 400 °C und 18 h bei 600 °C verascht wurde.

Nachteilig ist, dass bei einer Temperaturführung oberhalb von 400 °C mit einem Verlust leichtflüchtiger Radionuklide wie Cäsium-137 zu rechnen ist. Im Rahmen dieser Arbeit wurden keine Radionuklide, die unterhalb 400 °C flüchtig sind, wie Jodisotope, Kohlenstoff-14 und Tritium, untersucht. Cäsium besitzt eine Siedetemperatur von 678 °C [HoWi95]. Entsprechend ist mit einem Verlust von Cäsium-137 zu rechnen und eine Quantifizierung nicht mehr möglich. Der Verlust an Cäsium-137 wurde durch gamma-spektrometrische Messung von Russ des Abluftrohres bestätigt. Die gamma-spektrometrisch bestimmten massenbezogenen Aktivitäten für Cäsium-137 erlauben daher nur eine relative Abschätzung der Cäsiumgehalte zwischen den einzelnen Proben.

Durch die anfängliche Verschmelzung der Probe konnte eine Entzündung von Probenmaterial zwar minimiert, aber nicht gänzlich vermieden werden. Insbesondere die leichtentzündlichen Probematerialien wie Stroh und Spreu zeigten gelegentlich beim Belüften kleinere Glutnester. Bei der Rapssaat kam es immer zur Entzündung von Öldämpfen mit offener Flambildung. Weiterhin konnte beim Schafkot bereits bei 200 °C eine Veraschung von innen nach außen beobachtet werden. Es kann daher nicht sicher ausgeschlossen werden, dass während der Veraschung kurzfristig auch Temperaturen über 600 °C aufgetreten sind. Jedoch ist ein Einfluss mit Effekten wie Radionuklidverlust und -fraktionierung mit Ausnahme von Cäsium-137 sehr unwahrscheinlich. Da die Glut nur oberflächlich auftrat bzw. die Öldämpfe über dem Probenmaterial abbrannten, ist eine deutliche Temperaturerhöhung des Aschgutes sehr unwahrscheinlich. Zudem wurden die Beobachtungen bei geöffnetem Ofen und damit stark erhöhter Sauerstoffzufuhr gemacht. Die Messanleitung [BMU06d] des BMU merkt an: „Die Oxidationstemperatur während der Veraschung kann kurzfristig bis zu 150 °C höher liegen als die eingestellte Ofentemperatur.“ Da die stark exothermen Oxidationsprozesse bereits bei 400 °C ablaufen, ist die Temperaturerhöhung oberhalb der Veraschungshöchstemperatur von 600 °C unwahrscheinlich.

### Gamma-Spektrometrie

Durchführung und Auswertung der gamma-spektrometrischen Untersuchungen der Bewuchsprouben werden in der Diplomarbeit „Die  $\gamma$ -spektrometrische Untersuchung des Bewuchses von Auenböden entlang der Zwickauer und Vereinigten Mulde“ von Görlich [Gör10] ausführlich dargestellt.

### Radiochemische Untersuchung

Der gamma-spektrometrischen Messung folgte die alpha-spektrometrische Bestimmung von Uran und Thorium sowie Blei-210. Hierzu ist eine radiochemische Aufarbeitung erforderlich. Das Schema des Analysegangs ist in Abb. 8.15 dargestellt.

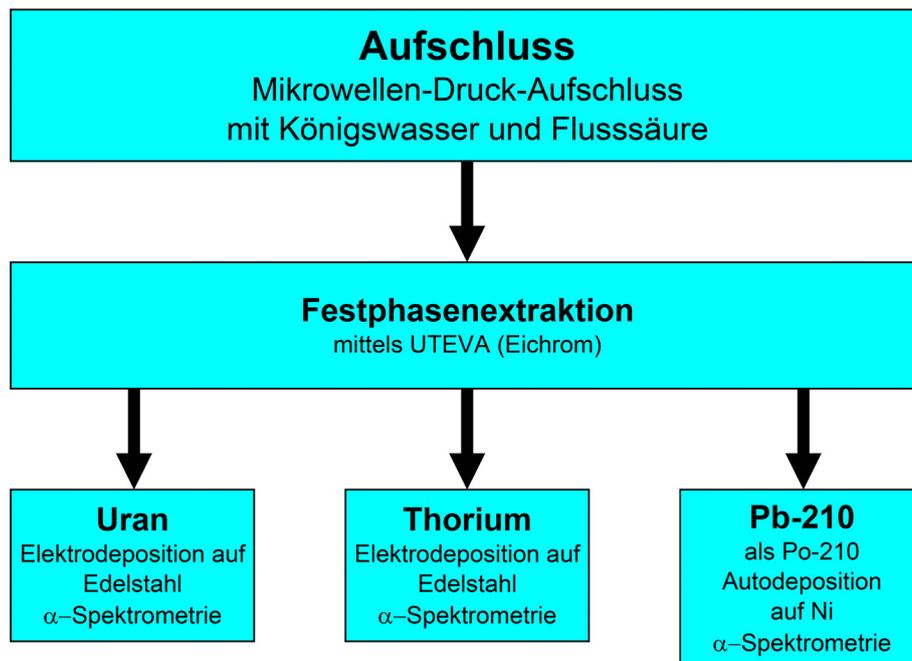


Abb. 8.15: Schema des radiochemischen Analyseanges für Bewuchsasche

Zunächst war ein Aufschluss der Bewuchsasche notwendig. Vorversuche haben gezeigt, dass unter Normaldruck kein Vollaufschluss erreicht werden kann. Daher wurde ein Mikrowellen-Druck-Aufschluss mit Königswasser und Flusssäure durchgeführt. Hierzu wurde das Mikrowellensystem „µPREP-A MWS Star T – System“ der Firma „MLS GmbH / Leutkirch“ genutzt. Es wurden in der Regel etwa 5 g Asche, verteilt auf 10 Segmente, aufgeschlossen. Der Aufschluss erfolgte gemäß der Firmenapplikation „E700 – Boden „Totalaufschluss“, wobei die Leistung der Mikrowelle gemäß der Angaben der Firma der Probenmenge angepasst wurde. Je Segment wurden etwa 0,5 g Bewuchsasche genau eingewogen und 8 mL konzentrierte Salpetersäure, 5 mL konzentrierte Salzsäure und 2 mL konzentrierte Flusssäure zugegeben. Das Programmschema ist im Folgenden dargelegt:

<u>Zeit</u>	<u>Leistung</u>	<u>Temperatur</u>
6 min	1200 W	160 °C
6 min	1200 W	210 °C
20 min	1000 W	210 °C
min. 90 min	ruhen und abkühlen lassen	

Der Einsatz von Flusssäure ist erforderlich, da Pflanzen auch Silikate enthalten. Insbesondere Getreide neigen zum Einbau von Silikaten in die Halme, was zu hohen Silikatkonzentrationen in der Asche führen kann [Obe97]. Die Aufschlusslösung wurde durch sorgfältiges Spülen mit halbkonzentrierter Salpetersäure quantitativ in eine Kautexflasche überführt und dabei die Lösungen der verschiedenen Segmente vereinigt.

Vor der radiochemischen Trennung wurde die Aufschlusslösung mit einem Uran-232 – und Polonium-208 – Tracer als internem Standard versetzt. Durch Abrauchen wurden Flusssäure und Salzsäure entfernt und die Probe in 3 mol/L Salpetersäure aufgenommen. Dann folgte die radiochemische Trennung mittels Festphasenextraktion unter Verwendung von UTEVA der Firma Eichrom<sup>106</sup>. Die Trennung, sowie die folgenden Herstellungen der Messpräparate orientieren sich an den beim Wasser verwendeten Verfahren, die geringfügig angepasst wurden (siehe S. 63). Detaillierte Laborvorschriften sind im Anhang (S. 242) zu finden. Bei der Trennung wurden Uran und Thorium isoliert. Messpräparate wurden durch Elektrodeposition auf Edelstahl hergestellt. Für Thorium wurde das mit dem Uran-Tracer zugegebene Thorium-228 als interner Standard genutzt. Zur Korrektur des natürlich enthaltenen Thorium-228 wurden die Werte der gamma-spektrometrischen Messung herangezogen. Aus der Restlösung konnte aufgrund der hohen Selektivität durch Autodeposition auf Nickel Messpräparate für Polonium-210 gewonnen werden. Polonium-210 ermöglicht eine Aussage über Blei-210. Die letzte Probenahme fand am 14.08.2008 und die erste Trennung am 10.01.2011 statt, d.h. das zwischen Probenahme und chemischer Trennung mindestens 879 Tage liegen. Dies entspricht 6,4 Halbwertzeiten von Polonium-210. Es darf daher angenommen werden, dass sich Polonium-210 im radiochemischen Gleichgewicht mit dem Mutternuklid Blei-210 mit 22,3 a Halbwertzeit befindet. Alle Messpräparate wurden alpha-spektrometrisch gemessen. Die Berechnung der Messunsicherheit erfolgte gemäß GUM<sup>107</sup>, die der charakteristischen Grenzen gemäß DIN ISO 11929. Die Qualität der Analysen wurde durch die Teilnahme an einem Ringversuch<sup>108</sup> der IAEA<sup>109</sup> kontrolliert.

---

<sup>106</sup> Der Vertrieb erfolgt in Europa über Triskem International.

<sup>107</sup> GUM: **G**uide to the Expression of **U**ncertainty in **M**asurement; corrected Version 1995

<sup>108</sup> IAEA-CU-2009-03

<sup>109</sup> International Atomic Energy Agency

## 8.4. Ergebnisse

Beim Bewuchs ist besonders auf die Bezugsmasse zu achten, da mit der Aschmasse, Trockenmasse und Frischmasse verschiedene Bezugsmassen verwendet werden. Die Messungen liefern zunächst die auf die Masse der Asche (Aschmasse) bezogenen Aktivitäten, die z.B. bei Berücksichtigung des methodischen Hintergrundes anhand von Blindwerten zu betrachten sind. Bei Betrachtung des Bewuchses selbst erscheint zunächst die z.B. von Botanikern bevorzugte Frischmasse besonders geeignet als Bezugsmasse. Der Wassergehalt und damit die Frischmasse schwankt jedoch stark in Abhängigkeit von der speziellen Situation, wie dem Wetter der vorherigen Tage und dem Wassergehalt des Bodens. Auch die Vegetationsperiode ist von entscheidender Bedeutung. So erscheint die Verwendung der Frischmasse für die bei Probenahme erntereifen und praktisch vollständig abgetrockneten Weizen- und Rapsproben wenig sinnvoll. Die Frischmasse ist als Bezugsmasse problematisch, da ein definierter Zustand praktisch nicht existiert. Bei Betrachtung des Bewuchses wird daher hier hauptsächlich die Trockenmasse (TM) als Bezugsmasse verwendet. Die Trockenmasse ist als die Masse des bei 50 °C zur Massenkonstanz getrockneten Bewuchses definiert. Sie gibt somit einen eindeutig definierten und reproduzierbaren Zustand wieder. Die Umrechnung der massenbezogenen Aktivität von der Aschmasse auf die Trockenmasse erfolgt über das Verhältnis von Trockenmasse zu Aschmasse. Ein entsprechendes Verhältnis von Frischmasse zu Trockenmasse konnte aufgrund unzureichender Wägemöglichkeiten während der Probenahme nicht bestimmt werden. Zudem waren die Bedingungen während der verschiedenen Probenahmen unterschiedlich. Ist die Betrachtung der auf die Frischmasse bezogenen Aktivitäten erforderlich, erfolgt die Umrechnung anhand der Trockenmassenanteile gemäß des „Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments“ der IAEA [IAEA10].

Die Ergebnisse sind im Anhang in Tab. 13.8 (S. 207) bezogen auf die Aschmasse und in Tab. 13.10 bezogen auf die Trockenmasse dargestellt. Es ist zu berücksichtigen, dass aufgrund der Verluste bei der Veraschung für Cäsium-137 nur relative Aktivitäten angegeben werden können.

### Probenbezeichnungen

Die Probenbezeichnung der einzelnen Proben nennt zunächst die Nummer der entsprechenden Testfläche hinter einem T für Testfläche. So steht z.B. T05 für Testfläche 5. Dann wird der Bewuchs näher spezifiziert. Die Proben des Weidebewuchses heißen T13Gras und T31Kräuter aufgrund der unterschiedlichen Verhältnisse an Gräsern und Wiesenkräutern. Bei den Ackerlandproben nennen die nächsten beiden Buchstaben den Bewuchs. Dabei wird Weizen mit We, Mais mit Ma und Raps mit Ra gekennzeichnet. Dann folgt die Benennung des entsprechenden Pflanzenbestandteiles, wobei Kolbenblatt mit K-Blatt abgekürzt wird. T08WeSpreu steht somit für Weizenspreu der Testfläche 8 oder T06RaSaat für Rapssaat der Testfläche 6. Bei den Vergleichsproben wird das Wort Testkörner durch TK abgekürzt. Blindwertmessungen werden mit Blind bezeichnet und mit fortlaufender Nummer versehen. Es wurden sechs Blindwertmessungen vorbereitet, von denen vier tatsächlich gemessen wurden. Weiterhin wird das als Veraschungshilfe genutzte Transparentpapier einfach mit Papier bezeichnet; siehe unten.

### Carbonatgehalt

Im Rahmen des chemischen Aufschlusses konnte der Carbonatgehalt der Asche anhand der Gasentwicklung bei Säurezugabe abgeschätzt werden. Die Asche aller drei Weidebewuchsproben (T13Gras, T31Kräuter und Testheu) weisen einen erheblichen Carbonatgehalt auf. Die Asche der Weizenproben (Stroh, Spreu und Körner) aller vier Testflächen und der Vergleichsproben beinhaltet kein Carbonat oder nur geringe Spuren. Beim Mais variiert der Carbonatgehalt der einzelnen Bestandteile stark. Die Asche des Krautes weist, mit dem Weidebewuchs vergleichbar, einen erheblichen Carbonatgehalt auf. Die Kolbenspindelaschen haben sehr hohe Carbonatgehalte, während die Asche der Maiskörner einschließlich der Probe Testkörner Mais kein Carbonat enthält. Der Raps zeigt ein ähnliches Bild. Die Asche des Krautes weist sehr hohe Carbonatgehalte auf, vergleichbar mit der Kolbenspindelasche, während in der Asche der Rapssaat nur geringe Spuren nachzuweisen sind. In der Asche des Schafskotes ist kein Carbonat nachweisbar. Dies entspricht aufgrund der Salzsäure im Labmagen der Erwartung.

### Transparentpapier

Das als Veraschungshilfe genutzte Transparentpapier wurde in derselben Weise wie der Bewuchs untersucht. Die Asche des Transparentpapiers zeigt nur für Uran deutlich höhere Aktivitäten als die Bewuchsproben. Die Aktivitäten von Radium-226, Blei-210 und Cäsium-137 liegen in dem Bereich der Bewuchsproben. Die Aktivität von Kalium-40 liegt um den Faktor 100 darunter. Angesichts eines maximalen Anteils von 0,31 % an der Gesamtasche ist der Einfluss auf das Messergebnis vernachlässigbar klein.

## 8.5. Auswertung

Die Aufnahme von Radionukliden durch den Bewuchs ist maßgeblich von der Verfügbarkeit und der Pflanze selbst abhängig. Somit sind die Radionuklidgehalte im Bewuchs stark mit der im Boden verknüpft. In diesem Kapitel wird zunächst nur der Bewuchs betrachtet und nur in sinnvollen Ausnahmen eine Verbindung zum Boden hergestellt. Die Verbindung beider Umweltkompartimente wird ausführlich im nächsten Kapitel behandelt (siehe S. 156). Neben der Aufnahme von Radionukliden durch Wurzeln ist auch die atmosphärische Deposition zu beachten. Dies kann durch Anhaftung von Staub, Adsorption und Resorption (Absorption) von Stoffen oder Partikeln aus der Luft erfolgen. Es kann sich hierbei um aufgewirbelte Bodenpartikel (Resuspension) oder Aerosole<sup>110</sup> handeln. Bei den Aerosolen sind Radon und Radonfolgeprodukte von besonderer Bedeutung, d.h. im vorliegenden Fall Blei-210. Für Uran darf das natürliche Isotopenverhältnis angenommen werden. Die Aktivitäten der Uranisotope Uran-238 und Uran-234 stimmen stets sehr gut überein. Der Konformitätsparameter (siehe S. 65) liegt für alle Proben unter eins. Daher wird im Folgenden nur Uran-238 stellvertretend für alle Uranisotope betrachtet.

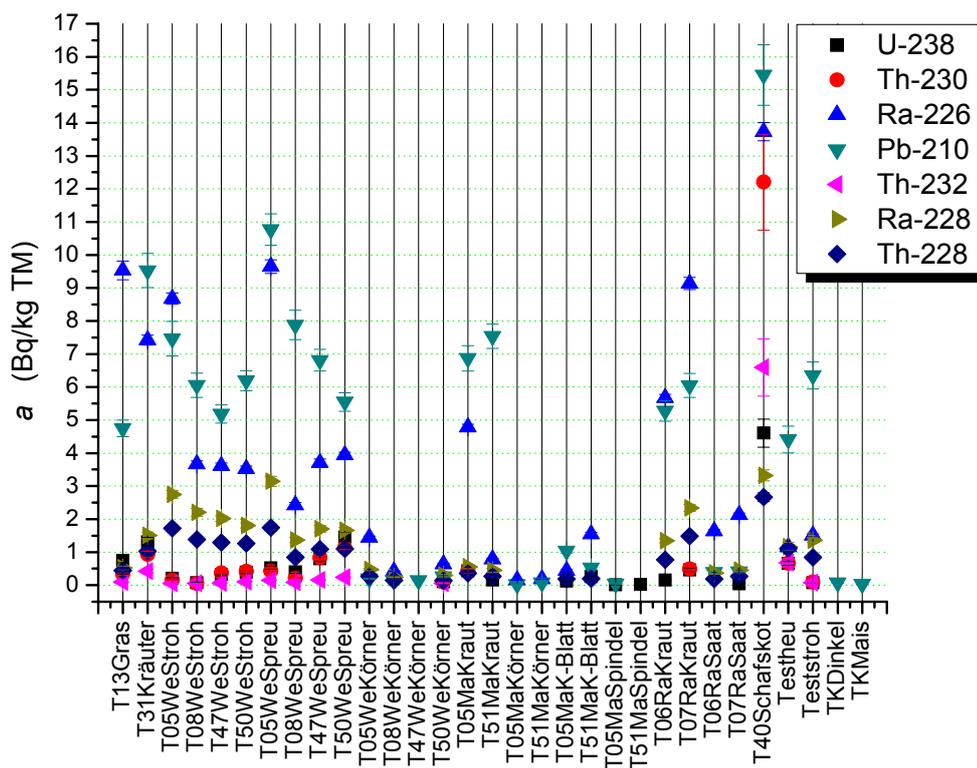


Abb. 8.16: massenbezogene Aktivitäten der Bewuchsproben bezogen auf die Trockenmasse

<sup>110</sup> Aerosole sind Gemische (Dispersion) aus festen oder flüssigen Schwebeteilchen und einem Gas. Resuspendierte Partikel sind in der Regel größer und setzen sich schnell wieder ab. Eine strikte Abtrennung ist jedoch nicht möglich, da auch sie Aerosole bilden können.

Die Aktivität des Bewuchses wird erwartungsgemäß von Kalium-40 bestimmt. Kalium ist ein essentielles Mengenelement<sup>111</sup>. Die Kaliumaktivität liegt daher rund einen Faktor 100 höher als die Aktivität der übrigen Radionuklide. Abb. 8.16 zeigt die auf die Trockenmasse bezogenen Aktivitäten der übrigen Radionuklide. Unter den Radionukliden der Zerfallsreihen dominieren die Aktivitäten von Radium-226 und Blei-210. Dann folgen in teilweise erheblichen Abstand Radium-228 und Thorium-228. Uran, Thorium-230 und Thorium-232 leisten nur einen geringen Beitrag zu Gesamtaktivität. Die Probe T40Schafskot weicht deutlich von den übrigen Proben ab<sup>112</sup>. Auffällig sind die deutlichen Unterschiede zwischen Radium-226 und Radium-228. Aufgrund des identischen chemischen Verhaltens spiegelt sich hierhin das Verhältnis der Zerfallsreihen wider, das beim Boden als Maß für den uranbergbaulichen Einfluss genutzt wurde. Wird auch beim Bewuchs ein Verhältnis kleiner 0,5 als Kriterium zum Nachweis eines uranbergbaulichen Einflusses verwendet, so wird dieses von allen Proben, für die beide Radiumnuklide bestimmt werden konnten, mit Ausnahme der Weizenproben von Testfläche 8 erfüllt. Der uranbergbauliche Einfluss ist somit auch in den Bewuchsproben erkennbar. Die Aktivitäten von Thorium-228 liegen deutlich über den Aktivitäten von Thorium-232, aber stets unter denen von Radium-228. Es ist anzunehmen, dass die Aktivitäten von Thorium-228 weniger die Aufnahme von Thorium-228 durch die Pflanze widerspiegeln, sondern maßgeblich auf den Zerfall von Radium-228 zurückzuführen sind<sup>113</sup>.

Nach diesen allgemeinen Betrachtungen werden im Folgenden die verschiedenen Bewuchsarten einzeln betrachtet. Außerdem werden neben den selbst gemessenen Vergleichsproben weitere Vergleichswerte hinzugezogen. Vahlbruch hat im Rahmen seiner Dissertation „Über den Transfer von natürlichen Radionukliden in terrestrischen Ökosystemen und die realistische Modellierung der natürlichen Strahlenexposition in Norddeutschland“ [Vah04] diverse Bewuchsproben aus Niedersachsen untersucht. Die Auswahl der Probenahmeorte erfolgte dabei so, dass die unterschiedlichen Regionen in Niedersachsen möglichst repräsentativ vertreten sind. Die Aktivitäten von Weide- und Wiesenbewuchs, Weizen, Mais und Raps aus Norddeutschland werden denen des Muldesystems gegenübergestellt. Die Berechnungsgrundlage Bergbau [BGB10] (ausführliche Darstellung, siehe S. 170) gibt in den Tabellen V.4 und V.7 „allgemeine Werte der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivität“ an, die zur Berechnung der Strahlenexposition verwendet werden sollen, wenn keine lokal gemessenen Untergrundaktivitäten bekannt sind. Diese können zur Abschätzung der uranbergbaulichen Beeinflussung genutzt werden. Angaben, die sich auf die Frisch- bzw. Feuchtmassen beziehen, werden in Trockenmassen umgerechnet. Alle verwendeten Vergleichswerte, Umrechnungen und Mittelwertbildungen sind im Anhang in den Tab. 13.11 (S. 212) bis Tab. 13.13 wiedergegeben.

<sup>111</sup> Mengenelemente sind im Gegensatz zu Spurenelementen Mineralstoffe die in verschiedenen Medien in Massenanteilen von mehr als 50 mg pro Kilogramm vorkommen; hierzu zählen: Ca, K, Na, Mg, P, S und Cl.

<sup>112</sup> Es ist zu beachten, dass beim Weiden mit dem Gras auch Boden aufgenommen wird.

<sup>113</sup> Hierbei überlagern sich das Einwachsen während der Vegetationsphase und das Einwachsen während der Lagerung nach der Probenahme. Zwischen Probenahme und Messung liegen zwischen 0,84 und 1,18 Halbwertszeiten von Thorium-228.

### Grünlandbewuchs

Abb. 8.17 zeigt die auf die Trockenmassen bezogenen Aktivitäten der Grünlandproben des Muldesystems und Vergleichsproben. Die Werte für den Wiesen- und Weidebewuchs gemäß [Vah04] sind die geometrischen Mittelwerte und geometrischen Standardabweichungen von 13 Einzelproben.

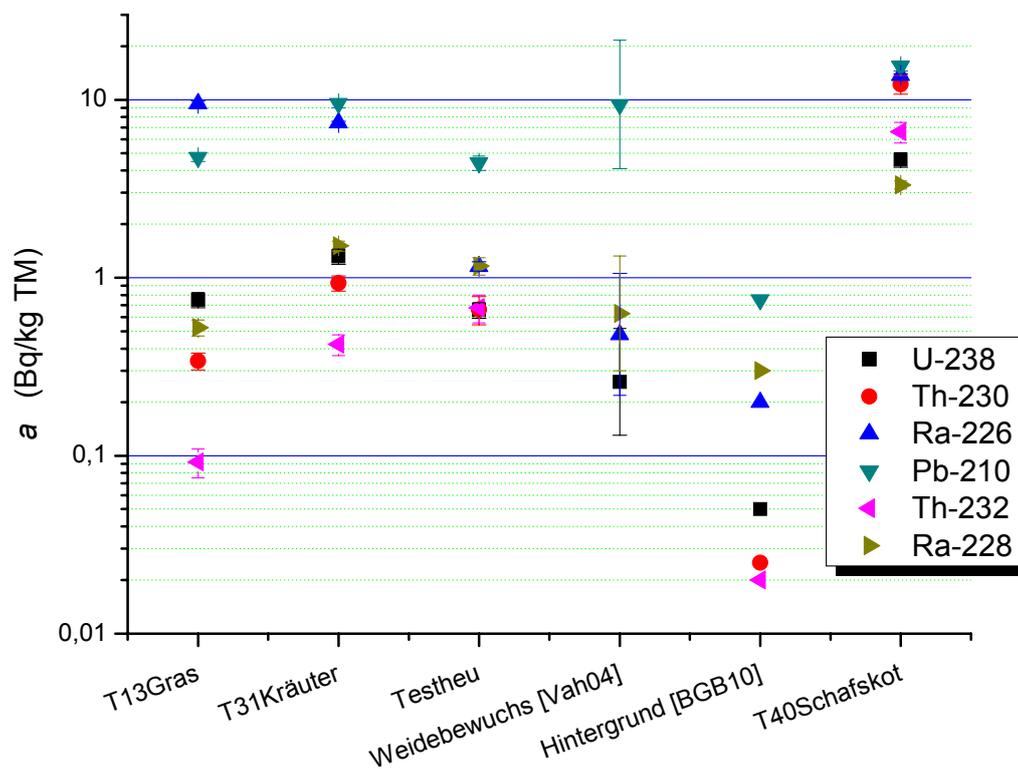


Abb. 8.17: massenbezogene Aktivitäten der Grünlandproben bezogen auf die Trockenmasse mit Vergleichswerten

Während die Probe Weidebewuchs [Vah04] für Norddeutschland durchschnittliche massenbezogene Aktivitäten widerspiegelt, stellt die Probe Testheu eine Einzelprobe des gleichen Raumes dar. Die Aktivitäten der einzelnen Nuklide sind in der Regel miteinander verträglich. Auffällig ist die erhebliche Differenz der in der Abbildung nicht wiedergegebenen Aktivitäten von Kalium-40 mit  $(973,4 \pm 0,6)$  Bq/kg für Testheu und  $(547 * 1,41^{\pm 1})$  Bq/kg für Weidebewuchs [Vah04]. Die durch die Berechnungsgrundlage Bergbau gegebenen allgemeinen Untergrundwerte für das Muldesystem liegen unter den Durchschnittswerten für Norddeutschland. Die Aktivitäten von Blei-210 und Uran-238 liegen erheblich darunter, etwa eine Zehnerpotenz, die von Radium-226 und Radium-228 im unteren Bereich der Standardabweichung.

Der Vergleich mit den Proben aus den Muldeauen zeigt gegenüber Norddeutschland erhöhte Werte für Uran und stark erhöhte für Radium-226. Blei-210 hingegen zeigt gut verträgliche Werte. Auch Radium-228 weist verträgliche Aktivitäten auf. Hingegen erscheint der Unterschied der Aktivität von Radium-228 gegenüber dem Untergrundwert gemäß [BGB10] groß, da keine Erhöhung der Nuklidaktivitäten der Thoriumreihe infolge des ehemaligen Uranbergbaus zu erwarten ist. Generell ist bei Grünlandproben mit einer erhöhten Schwankungsbreite

zu rechnen, da es sich Gemische verschiedener Gräser und Wiesenkräuter in variierenden Zusammensetzungen handelt. Die hieraus resultierende mittlere Radionuklidaufnahme kann daher stark variieren. Die zwei entlang der Mulde genommenen Grünlandproben zeigen eine deutlich unterschiedliche Pflanzenzusammensetzung, so dass variierende Aktivitäten auch bei ansonsten identischen Rahmenbedingungen zu erwarten wären. Insoweit entsprechen die zu beobachtenden Varianzen beider Proben der Erwartung.

Die Sonderprobe T40Schafskot zeigt gegenüber den Grünlandproben deutlich erhöhte Aktivitäten für Uran und Thorium und leicht erhöhte für Radium-226 und Blei-210, wobei letztere mit der mittleren Aktivitäten für Norddeutschland verträglich sind. In Folge des Verdauungsprozesses scheint es zu einer Anreicherung der Aktinoiden gekommen zu sein. Es ist allerdings zu beachten, dass der Bewuchs der Testfläche 40 selbst nicht untersucht wurde. Aufgrund relativ ähnlicher Radionuklidgehalte der Oberbodenmischproben sollte jedoch eine gewisse Vergleichbarkeit<sup>114</sup> mit dem Bewuchs der Testfläche 13 bestehen. Wesentlich wichtiger dürfte jedoch die Aufnahme von Boden beim Grasens sein. Das BMU geht davon aus, dass Schafe und Ziegen beim Grasens täglich etwa 7 - 9 % Bodenanteil am Futter aufnehmen [BMU11]. Es ist daher ein nicht unwesentlicher Einfluss anzunehmen in Anbetracht der erheblich höheren Radionuklidgehalte im Boden. Dies gilt insbesondere für die Aktinoiden Uran und Thorium, deren Aktivitäten beim Bewuchs nur eine sehr gering sind, die Aktivität im Boden aber dominieren. Dennoch ist dies ein Hinweis darauf, dass nur ein geringer Teil der mit dem Bewuchs (und gegebenenfalls mit dem Boden) aufgenommenen Aktinoiden auch im Magen-Darm-Trakt resorbiert wurde. In der Folge kommt es zu Anreicherung im Kot. Die Messungen erlaubten zwar nur eine Aussage für Schafe, doch ist auch beim Menschen nur eine geringe Resorption von Aktinoiden im Magen-Darm-Trakt festzustellen. Gemäß International Commission on Radiological Protection, ICRP, werden im Magen-Darm-Trakt 2 % des mit der Nahrung aufgenommenen Urans resorbiert, 20 % des Radiums und Bleis und 50 % des Poloniums [ICRP93], [ICRP95].

### Weizen

Abb. 8.18 zeigt die auf die Trockenmassen bezogenen Aktivitäten der Weizenproben des Muldesystems und der Vergleichsproben. Die Aktivitäten für die Weizenkörner gemäß [Vah04] sind die geometrischen Mittelwerte und geometrischen Standardabweichungen von sechs Einzelproben, beim Weizenstroh von zwei Einzelproben.

---

<sup>114</sup> Die Vergleichbarkeit ist durch die unterschiedliche Zusammensetzung des Bewuchses eingeschränkt.

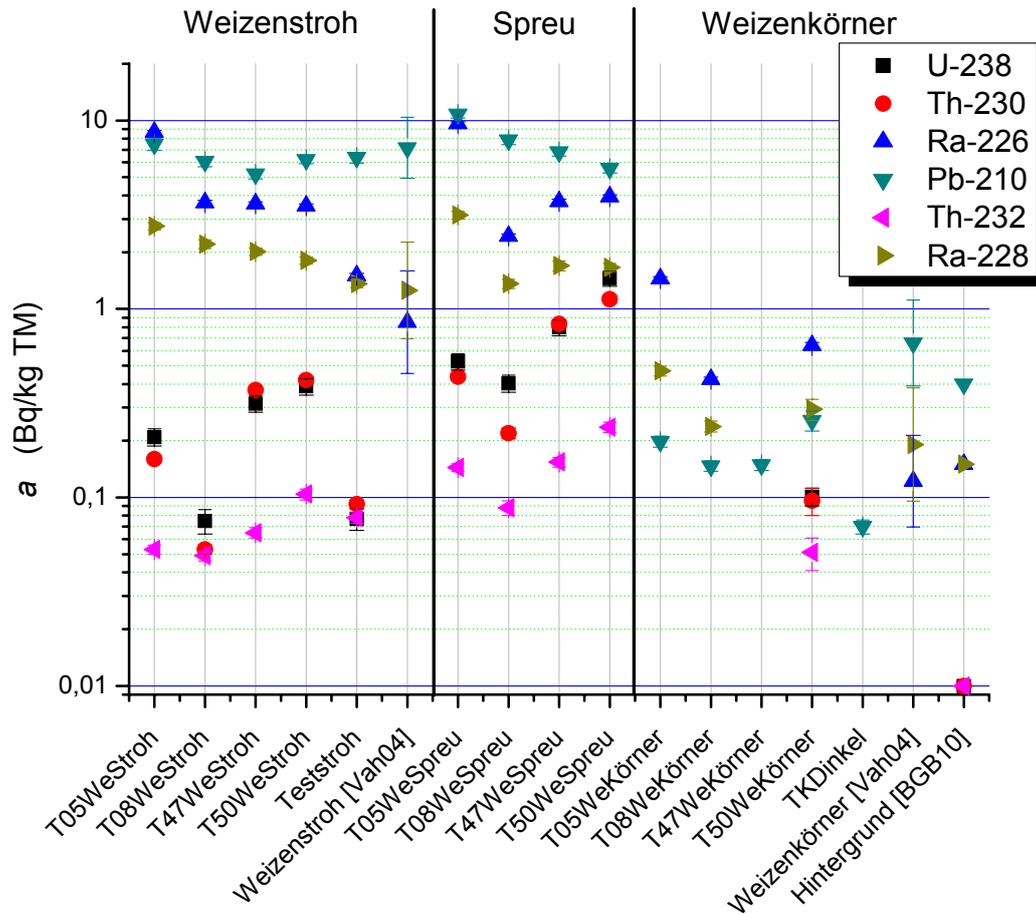


Abb. 8.18: massenbezogene Aktivitäten der Weizenproben bezogen auf die Trockenmasse mit Vergleichswerten

Bei den Weizenproben lässt sich besonders gut das ähnliche Verhalten der Aktinoidenaktivitäten, Uran, Thorium-230 und Thorium-232, beobachten. Im Gegensatz dazu zeigen die Aktivitäten der Radiumisotope und Blei-210 ein deutlich davon abweichendes Verhalten. Dies macht deutlich, dass bei den Bewuchsproben die chemische Analogie von erheblich größerer Bedeutung ist als der genetische Zusammenhang über die Zerfallsketten. Die im Vergleich zur kurzen Vegetationsphase ist hierfür ursächlich und führt zu deutlichen Brüchen innerhalb der Zerfallsketten. Dies spiegelt bei allen Bewuchsproben besonders deutlich im Vergleich der Nuklide Uran-238 und Radium-226 wider.

Die Proben der Testfläche 8 zeigen für alle drei Pflanzenbestandteile teilweise auffällig geringe Aktivitäten, insbesondere die Aktinoiden und Radium-226, was im Vergleich mit den Proben der Vereinigten Mulde nicht zu erwarten ist. Grund hierfür sind die vergleichsweise geringen Aktivitäten im Boden, wie der Vergleich der Umweltkompartimente zeigen wird (siehe S. 163f). Hierbei wird der Bezug zum Boden besonders zu betrachten sein. Beim Weizenstroh stimmen die Vergleichsproben Teststroh und Weizenstroh [Vah04] gut überein. Die Aktivitäten für Blei-210 der Proben des Muldesystems zeigen eine hohe Übereinstimmung mit den Vergleichsproben. Radium-228 zeigt Aktivitäten, die gegenüber den norddeutschen Proben gering erhöht sind, aber mit Ausnahme von Testfläche 5 noch im Rahmen der Standardabweichung liegen. Radium-226 hingegen weist klar erhöhte Aktivitäten auf. Bei den Aktinoiden weisen Uran und Thorium-230 höhere Aktivitäten bei den Proben des

Muldesystems gegenüber der Probe Teststroh auf, aber nicht Thorium-232. In der Spreu erreichen die Aktinoiden die höchsten Aktivitäten innerhalb der Weizenproben, während für die anderen Nuklide keine wesentlichen Veränderungen im Vergleich zum Stroh erkennbar sind. Bei den Weizenkörnern konnten nur in der Probe von Testfläche 50 Aktinoidenaktivitäten bestimmt werden. Diese liegen jedoch deutlich, etwa eine Zehnerpotenz, über den von der Bergrechnungsgrundlage Bergbau angegebenen natürlichen Untergrundwerten. Auffällig ist in allen Pflanzenteilen, dass die höchsten Aktinoidenaktivitäten in den Proben T47We und T50We erreicht werden und somit entgegen der Erwartung entlang der Vereinigten Mulde höher sind als entlang der Zwickauer Mulde. Für die Aktivitäten von Blei-210, Radium-226 und Radium-228 ist bei den Weizenkörnern eine gute Übereinstimmung der Untergrundaktivitäten gemäß Berechnungsgrundlage Bergbau und den norddeutschen Vergleichsproben von Vahlbruch festzustellen. Die Proben aus den Muldeauen zeigen ähnliche Aktivitäten für Radium-228 und erwartungsgemäß erhöhte Werte für Radium-226, entgegen der Erwartung hingegen geringere Werte für Blei-210. Auch die Probe Testkörner Dinkel zeigt nur eine sehr geringe Bleiaktivität. Die Radionuklide sind in den Körnern deutlich gegenüber der Pflanze abgereichert. Die Kaliumaktivitäten (nicht in der Abbildung dargestellt) schwanken stark zwischen den einzelnen Proben, wobei eine Abnahme vom Stroh über die Spreu zum Korn festzustellen ist. Weiterhin zeigen die norddeutschen Proben geringere Kaliumaktivitäten als die Proben des Muldesystems.

### Mais

Abb. 8.19 zeigt die auf die Trockenmassen bezogenen Aktivitäten der Maisproben des Muldesystems und Vergleichsproben. Die Vergleichsproben gemäß [Vah04] sind hier Einzelproben. Maissilage wird als Vergleich für Maiskraut<sup>115</sup> genutzt.

---

<sup>115</sup> Für Silage wird zwar in der Regel die gesamte Pflanze verwendet, aber Massenanteil und Aktivitäten der Maiskolben lassen keinen wesentlichen Störeinfluss erwarten.

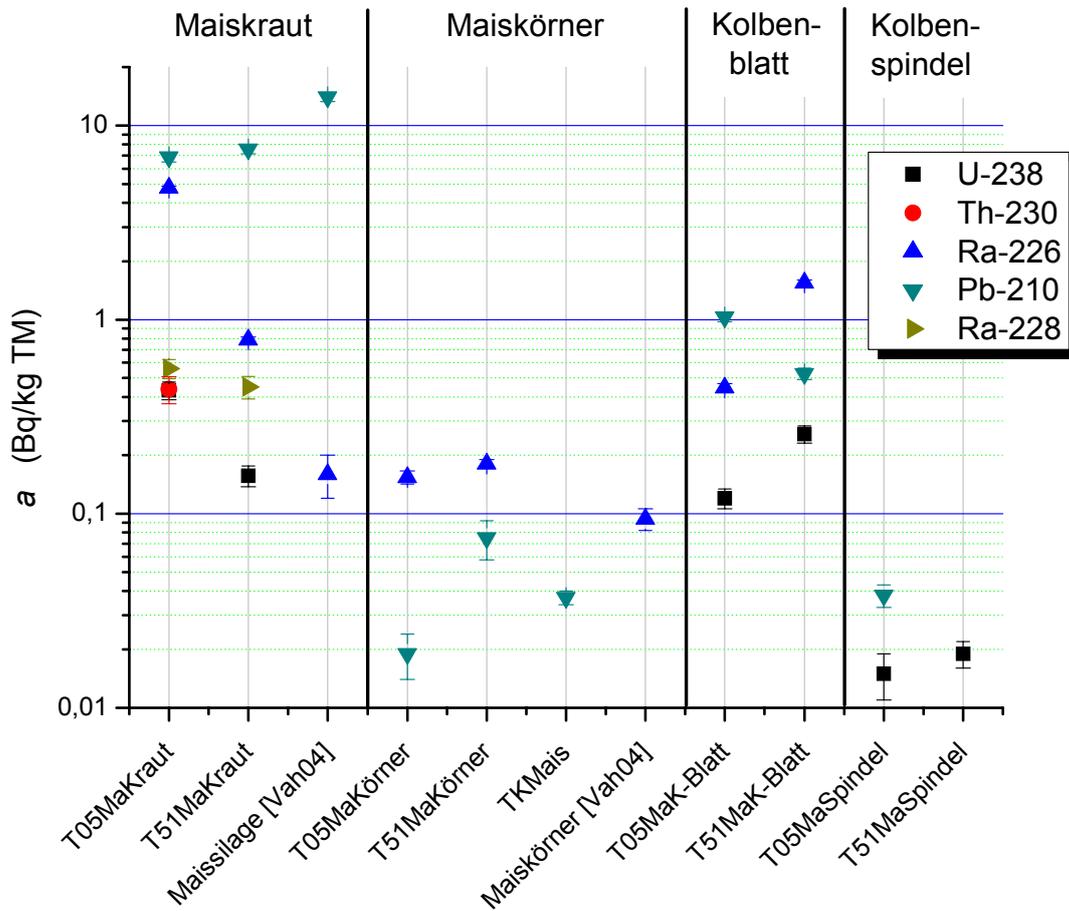


Abb. 8.19: massenbezogene Aktivitäten der Maisproben bezogen auf die Trockenmasse mit Vergleichswerten

Die Aktivitäten der beiden Maisproben des Muldesystems variieren sehr stark. Beim Maiskraut ist im Vergleich zur norddeutschen Maissilage eine stark erhöhte Aktivität von Radium-226 festzustellen, wobei die Probe der Testfläche 51 etwa den Faktor 5 über der Maissilage liegt, und die Probe der Testfläche 5 einen Faktor 30. Die Bleiaktivitäten hingegen liegen geringfügig unter der der Silage. Bei den Maiskörnern ist eine ähnliche Situation wie bei den Weizenkörnern zu beobachten. Die Aktivitäten sind in den Körnern deutlich geringer als im Kraut, wobei die Bleiaktivitäten im Gegensatz zum Kraut unter den Aktivitäten von Radium-226 liegen. Im Vergleich mit den Vergleichsproben Testkörner Mais und Maiskörner [Vah04] ist kein erkennbarer Unterschied zu den Proben des Muldesystems zu sehen. Die Kolbenblätter liegen hinsichtlich ihrer Bleiaktivitäten zwischen dem Kraut und den Körnern. Hinsichtlich ihrer Uranaktivitäten sind sie eher mit dem Kraut vergleichbar. Für Radium-226 kann keine einheitliche Aussage getroffen werden. Während die Radiumaktivität der Testfläche 5 um eine Zehnerpotenz geringer ist, liegt die der Testfläche 51 etwa doppelt so hoch. Die Kolbenspindeln sind eher mit den Körnern vergleichbar, für Blei-210 wird eine vergleichbare Aktivität gemessen und für Uran die niedrigsten Werte innerhalb der Maisproben. Die Aktivitäten von Kalium-40 (nicht in der Abbildung dargestellt) sind im Korn deutlich geringer als im Kraut, wie schon beim Weizen beobachtet. Das Kolbenblatt weist einen mit dem Kraut vergleichbaren Kaliumgehalt auf. Wieder liegen die Kaliumgehalte der norddeutschen Proben unter denen des Muldesystems.

## Raps

Abb. 8.20 zeigt die auf die Trockenmassen bezogenen Aktivitäten der Rapsproben des Muldesystems und der Vergleichsprobe. Die Aktivitäten für die Rapssaat gemäß [Vah04] sind die geometrischen Mittelwerte und geometrischen Standardabweichungen von drei Einzelproben, allerdings konnte für Blei-210 die Aktivität nur einer Probe bestimmt werden. Die Bleiaktivität ist daher als Einzelmesswert mit dessen Unsicherheit angegeben.

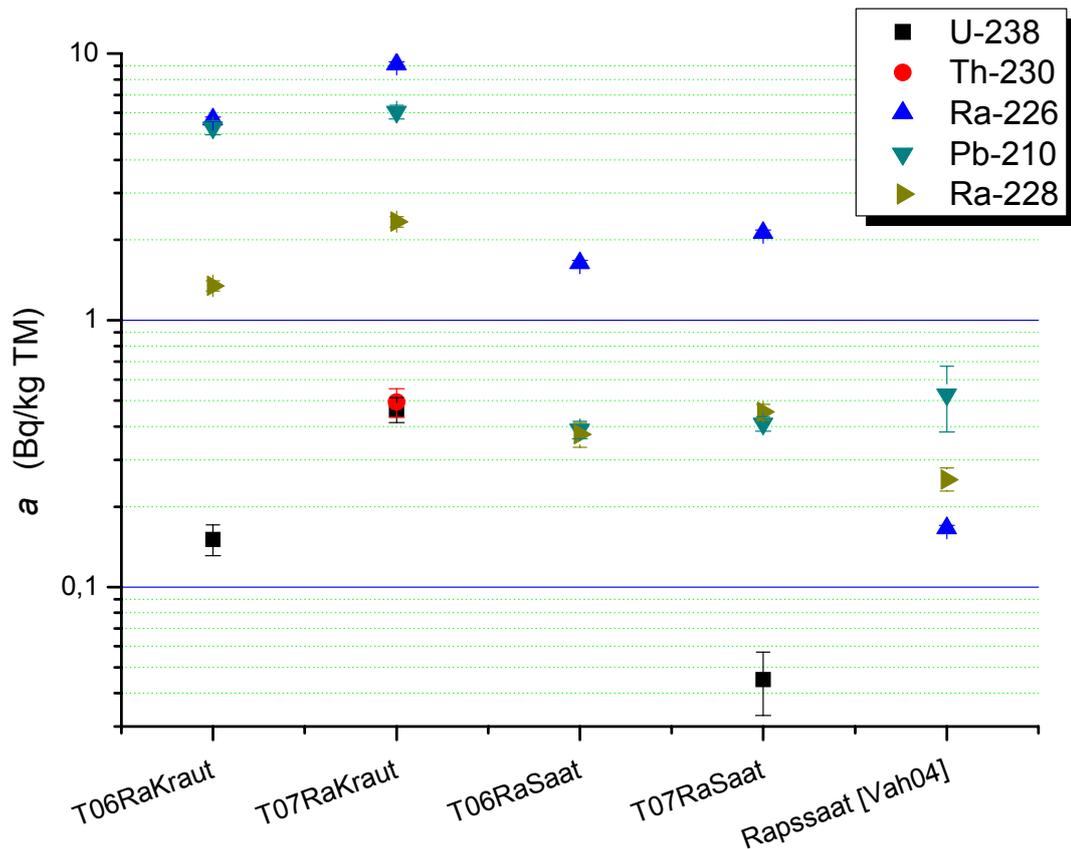


Abb. 8.20: massenbezogene Aktivitäten der Rapsproben bezogen auf die Trockenmasse mit Vergleichswerten

Auch beim Rapskraut bestimmen Blei-210 und Radium-226 die Gesamtaktivität. Die Aktivitäten beider Nuklide liegen im selben Bereich. Die Differenz der Uranaktivität beider Proben ist größer als die Schwankungen der anderen Nuklide. Die Rapssaat weist deutlich geringere Aktivitäten auf als das Kraut, wobei die Differenz bei der Bleiaktivität größer ist als bei der Radiumaktivitäten. Auch die Uranaktivität ist erheblich geringer, wie beim Blei-210 etwa um eine Zehnerpotenz. Der Vergleich mit der norddeutschen Rapssaat zeigt Übereinstimmung in den Bleiaktivitäten, während die Aktivitäten von Radium-228 etwas höher sind. Für Radium-226 sind die Aktivitäten wie bei den anderen Proben des Muldesystems stark erhöht. Kalium-40 zeigt für Testfläche 7 geringere Kaliumgehalte in der Saat als im Kraut, ähnlich dem Weizen und Mais, während für Testfläche 6 Saat und Kraut vergleichbare Kaliumgehalte zeigen. Die norddeutschen Proben weisen mit den Proben des Muldesystems vergleichbare Kaliumgehalte auf.

Der Vergleich der verschiedenen Bewuchsproben zeigt, dass die Grünlandproben im Durchschnitt höhere Aktivitäten für die Nuklide der Uran-Radium-Reihe aufweisen als die Ackerlandproben. Die Aussage gilt hingegen nicht für die Nuklide der Thorium-Reihe und Kalium. Beim Cäsium-137 ist der Effekt allerdings wieder zu beobachten und tritt sogar am deutlichsten hervor. Ein Zusammenhang mit der anthropogenen Beeinflussung, Uranbergbau und Fallout, scheint daher nahe liegend. Eine analoge Feststellung konnte für die Oberbodenmischproben getroffen werden. Es ist daher anzunehmen, dass der Boden, d.h. die Bodendurchmischung und die damit einhergehende Verdünnung nur oberflächlich aufgetragener Radionuklide infolge der Bodenbearbeitung beim Ackerland, insbesondere das Pflügen, hierfür ursächlich ist. Die Aktinoiden und die Radiumisotope bilden zwei scheinbar unabhängige Gruppen. Dies ist bei den Weizenproben besonders gut zu beobachten, zeigt sich aber auch bei den anderen Bewuchsarten. Bei den Bewuchsproben ist die chemische Analogie von deutlich größerer Bedeutung ist als der genetische Zusammenhang über die Zerfallsketten. Niedrige Uranaktivitäten in den oberirdischen Pflanzenteilen sind zu erwarten, da Uran im Wesentlichen an oder in den Wurzeln zurückgehalten wird. Größere Verlagerungen innerhalb der Pflanze erfolgen nur, wenn das freie Uranylkation vorliegt, welches jedoch stark zur Komplexbildung neigt [Ebb98], [Hua98]. So zeigten Blanco Rodriguez et al. [Rod06] am Beispiel von Sonnenblumen in Hydrokultur, dass nur ein sehr geringer Anteil von 0,07 % des aufgenommenen Urans von der Wurzel in den Spross transportiert wurde, während der entsprechende Anteil beim Radium bei 86 % lag. Dies erklärt auch die im Vergleich zum Uran hohen Radiumaktivitäten in den Bewuchsproben.

Der Vergleich der Proben des Muldesystems mit den Proben aus Norddeutschland zeigt praktisch durchgängig stark erhöhte Aktivitäten für Radium-226, während die Aktivitäten für Radium-228 zwar im Mittel geringfügig höher, aber oft noch im Rahmen der Standardabweichung verträglich sind. Beim Blei-210 ist eher eine Übereinstimmung der Aktivitäten zu beobachten mit einer minimalen Tendenz der Muldeproben nach unten abzuweichen. Die Kaliumgehalte der norddeutschen Proben lagen in der Mehrzahl deutlich unter den Kaliumgehalten der Muldeproben. Allerdings zeigen die Kaliumaktivitäten auch die höchste Schwankungsbreite. Die Aufnahme von Kalium erfolgt vornehmlich passiv, jedoch spielen auch teilweise aktive Regelmechanismen eine Rolle [Men84]. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass Kalium als Hauptnährstoff vielfach auch durch Düngung zugeführt wird.

Beim Weizen, Mais und Raps wurden übereinstimmend geringere Aktivitäten in den Körnern bzw. der Saat gegenüber dem Kraut gemessen. Die Differenz der Bleiaktivitäten ist dabei deutlich höher als die Differenz der Aktivitäten von Radium-226. Auch die Kaliumaktivität ist mit Ausnahme der Probe T06Ra geringer. Da die Körner bzw. die Saat geringere Wassergehalte aufweisen als das Kraut, relativiert sich dieser Effekt bei der Betrachtung der frischmassenbezogenen Aktivitäten etwas, ist aber dennoch weiterhin deutlich erkennbar. Allerdings kann in diesem Fall für Kalium-40 angesichts der Schwankungsbreite nicht mehr ausgeschlossen werden, dass bei den Frischmassen dieselben Kaliumgehalte in Korn und Kraut bestehen. Die meisten Pflanzen weisen zur Zeit ihres stärksten Massenwachstums den höchsten Kaliumbedarf auf. Bei Getreide ist vornehmlich die Kaliumversorgung während der vegetativen Phase von Bedeutung, während Kalium nach der Blüte für die Ertragsbildung kaum noch eine Bedeutung hat. Pflanzen hingegen, die wasserhaltige (saftige) Früchte oder Reserveorgane ausbilden, wie z.B. Obst, Weintrauben, Tomaten, Kartoffeln oder Rüben, benötigen auch bei der Ausbildung dieser Organe reichlich Kalium [Men84]. Für Radium-226 fanden Gerzabek et al. [Ger98] bei verschiedenen Pflanzen, dass die Radiumaufnahme der Samen deutlich unter der der vegetative Pflanzenteile lag. Dies wird auf die chemische Ähnlichkeit zum Calcium zurückgeführt, welches hauptsächlich über einen Teil des

Leitsystems transportiert wird, welcher nicht zur Versorgung von jungen Geweben, Früchten und Samen dient [Mor94].

Blei bildet zahlreiche schwerlösliche Verbindungen (siehe S. 47) und liegt daher im Boden kaum in pflanzenverfügbarer Form vor, sondern ist größtenteils in Phosphat-, Carbonat-, Hydroxidverbindungen oder an organischen Substanzen fest gebunden. Ähnlich Uran wird aufgenommenes Blei kaum in oberirdische Pflanzenteile verlagert, sondern überwiegend an und in den Wurzeln zurückgehalten, wobei es an Zellwände bindet oder gefällt wird, meist als Carbonat [Pic00], [Dus 95], [Bla97]. Es ist daher anzunehmen, dass die vergleichsweise hohen Aktivitäten von Blei-210 weniger auf der Aufnahme durch die Wurzeln aus dem Boden zurückzuführen sind, sondern maßgeblich Folge atmosphärischer Deposition sind. Hierauf deuten ebenfalls die viel geringeren Bleiaktivitäten in den Körnern bzw. der Saat, die durch andere Pflanzenteile<sup>116</sup> abgedeckt werden, hin. Weiterhin zeigen die Bleiaktivitäten der Proben des Muldesystems und aus Norddeutschland zeigen keine wesentlichen Unterschiede. Es ist zwischen zwei Wegen der atmosphärischen Deposition zu unterscheiden. Bei der Resuspension handelt es sich aufgewirbelte Bodenpartikeln, die sich relativ schnell als Staub auf dem Bewuchs absetzen. Bei Aerosolen handelt es sich Schwebeteilchen in der Luft, die in der Regel deutlich längere Verweilzeiten in der Luft aufweisen. In der Literatur werden Verweilzeiten von vier bis 65 Tagen genannt mit einer mittleren Verweildauer von ca. 10 Tagen [Ahm04]. Diese Aerosolteilchen können direkt am Bewuchs adsorbiert werden, in der Regel ist jedoch die nasse Deposition, d.h. die Auswaschung durch Regen oder entsprechendes, maßgeblich [Lik03]. Gegenüber dem partikulären Transport von Radionukliden ist bei Aerosolen die Adsorption von Radonfolgeprodukten, wie Blei-210, in der Luft wesentlich. Bei der Resuspension ist somit eine Korrelation zum Boden zu erwarten, während bei Aerosolen aufgrund potenziell weiter Transportwege keine Korrelation zum lokalen Boden zu erwarten ist. Die Messergebnisse deuten auf einen maßgeblichen Einfluss der nassen, atmosphärischen Deposition von Aerosolpartikeln, da bei resuspendierten Bodenpartikeln auch höhere Uranaktivitäten zu erwarten wären. Weiterhin sprechen die ähnlichen Bleiaktivitäten der Proben des Muldesystems und aus Norddeutschland für eine atmosphärische Durchmischung.

Der uranbergbauliche Einfluss ist auch in den Bewuchsproben erkennbar. Vor allem die deutlich erhöhten massenbezogenen Aktivitäten von Radium-226 zeigen dies, aber auch erhöhte Aktivitäten der Aktinoiden Uran und Thorium-230 spiegeln ihn wider.

---

<sup>116</sup> Spelzen, Hülsen und Kolbenblätter

# 9. Vergleich der Umweltkompartimente

## 9.1. Einleitung

Die in den vorhergehenden Kapiteln einzelnen betrachteten Umweltkompartimente, Wasser, Sediment, Auenböden und Bewuchs, sind Bestandteile des Ökosystems Flussaue. Sie sind also eng miteinander verflochten und stehen in einem ständigen Stoffaustausch miteinander. Im Folgenden werden daher die Beziehungen und vor allem der Radionuklidtransfer zwischen den verschiedenen Umweltkompartimenten näher betrachtet, um den Expositionspfad vom Wasser und Sediment über die agrarisch genutzten Auenböden in den Bewuchs und damit in die Nahrungskette des Menschen zu untersuchen. Es ist jedoch zu beachten, dass ein Ökosystem ein komplexes System darstellt, das nicht in sich geschlossen ist, sondern wiederum selbst Teil eines übergeordneten Ökosystems ist. Die Untersuchungen dieses Projektes können daher kein tiefgehendes Verständnis des Ökosystems leisten. Vielmehr soll der Vergleich der untersuchten Umweltkompartimente dem Erkennen der wichtigsten Stoffströme im Sinne des Radionuklidtransfers dienen.

Für alle vier Umweltkompartimente könnten die Radionuklide Uran-238, Uran-235, Blei-210 und Thorium-230 bestimmt werden. Für die Uranisotope darf das natürliche Isotopenverhältnis angenommen werden. Die Abb. 9.1 und Abb. 9.2 zeigen die massenbezogenen Aktivitäten von Uran-238 und Blei-210 in den Proben der vier Umweltkompartimente aufgetragen gegen den Flusslauf der Zwickauer und Vereinigten Mulde. Zum Vergleich sind auch die Proben Nossen FM und Sermuth FM, die entlang der Freiburger Mulde (FM) genommen wurden, dargestellt. Die Angaben für den Boden basieren auf den Oberbodenmischproben, da sie die flächenmäßige Verteilung der Radionuklide im Boden abbilden. Die verschiedenen Oberbodenmischproben einer Testfläche sind einzeln dargestellt. Weiterhin berücksichtigen die Oberbodenmischproben nur die auch für den Bewuchs relevanten Bodenschichten. Die Angaben beim Bewuchs beziehen sich auf die Trockenmassen. Beim Weizen, Mais und Raps sind die Aktivitäten des Strohs bzw. Krauts angegeben, da diese am besten die Gesamtpflanze abbilden. Die dargestellten Bleiaktivitäten der Wasserproben sind um den mit der Unsicherheit gewichteten mittleren Blindwert von  $(1,544 \pm 0,098)$  mBq/kg korrigiert worden.

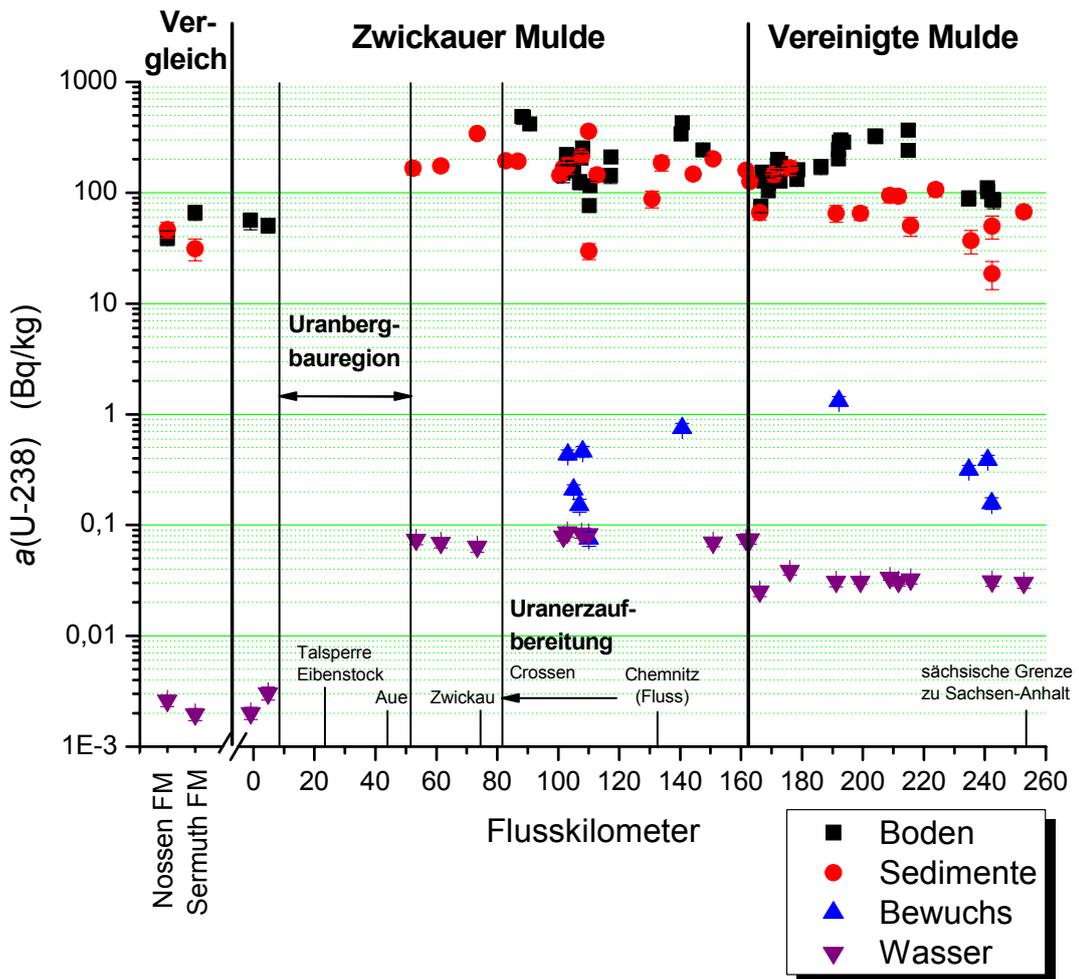


Abb. 9.1: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 in allen Umweltkompartimenten entlang der Mulde

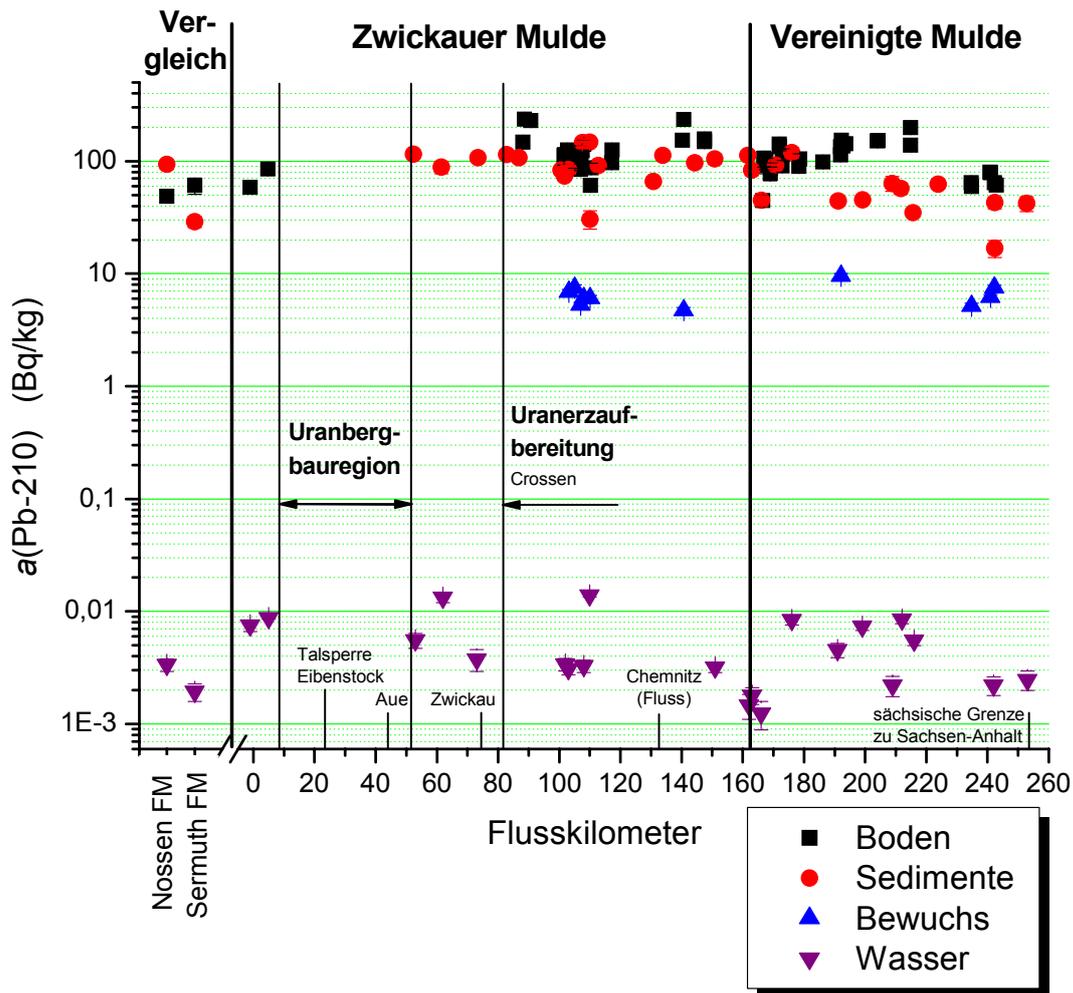


Abb. 9.2: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Pb-210 in allen Umweltkompartimenten entlang der Mulde

Die Aktivitäten der vier Umweltkompartimente Wasser, Sediment, Boden und Bewuchs erstrecken sich über einen Bereich von sechs Zehnerpotenzen. Der Boden und die Sedimente weisen dabei die höchsten Aktivitäten auf. Die Aktivitäten beider liegen in derselben Größenordnung. Auffällig ist dabei der Unterschied zur Vereinigten Mulde. Während die Aktivitäten entlang der Freiburger und Zwickauer Mulde im selben Bereich streuen, divergieren die Aktivitäten entlang der Vereinigten Mulde, wobei die Aktivitäten im Boden über denen der Sedimente liegen. Uran- und Bleiaktivitäten zeigen dasselbe Verhalten. Die geringsten Aktivitäten sind im Wasser zu beobachten. Die Aktivitäten der Bewuchsproben liegen dazwischen. Beim Uran-238 liegen die Aktivitäten des Bewuchses näher an den Aktivitäten im Wasser und teilweise sogar im selben Bereich (~ 110 km). Beim Blei-210 hingegen liegen die Aktivitäten des Bewuchses näher an den Aktivitäten der Böden und der Sedimente, was an den höheren Bleiaktivitäten im Bewuchs und den geringeren Bleiaktivitäten im Wasser im Vergleich zu den Uranaktivitäten liegt.

Der große Aktivitätsbereich, den die Proben überstreichen, erschwert den Vergleich aller Umweltkompartimente. Im Weiteren werden daher je zwei Kompartimente miteinander verglichen:

- Wasser – Sediment
- Sediment – Boden
- Boden – Bewuchs

Dieses Vorgehen ermöglicht außerdem in der Regel, mehr Radionuklide in die Betrachtung mit einzubeziehen.

Das Wasser nimmt als mobiles Kompartiment eine Sonderstellung ein. Es reagiert sehr viel schneller auf Veränderungen als die anderen quasi-stationären Kompartimente. Zusätzlich ist aufgrund der geringen Radionuklidkonzentrationen eher das dauerhafte Einwirken von Relevanz und damit die mittleren Aktivitäten über einen längeren Zeitraum. Wie im Kapitel Flusswasser (S. 59) dargestellt, sind die Aktivitäten im Wasser in den letzten Jahrzehnten stark abgesunken. Die aktuell bestimmten Aktivitäten im Wasser stellen daher ein vorläufiges Minimum dar und sind somit nicht für einen längeren Zeitraum repräsentativ. Die Aktivitäten der Sedimente und im Boden liegen in der Regel drei bis vier Zehnerpotenzen über denen im Wasser. Ein kurzfristiger Einfluss auf die wesentlichen Radionuklidströme durch gelösten Transport ist daher sehr unwahrscheinlich und wäre zudem bereits früher abgelaufen. Langfristige Effekte, diese werden mit hoher Wahrscheinlichkeit wesentlich sein, sind hingegen durch den Vergleich mit den aktuellen Aktivitäten des Wassers kaum fassbar. Auf den Vergleich der Umweltkompartimente Wasser – Boden und Wasser – Bewuchs wird daher verzichtet, da die Beziehungen Sediment – Boden und Boden – Bewuchs jeglichen Effekt überlagern dürften. Exemplarisch sei hier für die Aktivitäten von Uran-238 der Bereich zwischen Flusskilometer 100 und 120 betrachtet. Die Uranaktivitäten des Bewuchses zeigen eine deutliche Streuung, die auch bei den Aktivitäten im Boden und in den Sedimenten zu beobachten ist, während die Aktivitäten im Wasser näherungsweise konstant sind. Auf den Vergleich der Umweltkompartimente Wasser – Sediment wird hingegen aufgrund des sehr engen Kontaktes der Kompartimente nicht verzichtet.

## 9.2. Wasser – Sediment

Der Zustand eines Flusses wird durch sein Wasser und seine Sedimente bestimmt. Beide wechselwirken mit einander und stehen im stetigen Stoffaustausch über Lösungs- und Fällungsreaktionen, De- und Adsorption sowie Schwebstoffe [Lie95]. Dies gilt insbesondere für die hier untersuchten, rezenten (frischen) Oberflächensedimente, welche vom fließenden Wasser umspült werden und daher auch primär von Verlagerungen betroffen sind. Obwohl die Oberflächensedimente stetiger Verlagerungen durch die Strömung des Flusses unterworfen sind, können sie im Vergleich zum fließenden Wasserkörper als quasi-stationär betrachtet werden. Der Fluss wirkt daher als chromatographisches System mit dem Wasserkörper als mobile und dem Sediment als stationäre Phase. Der Wasserkörper reagiert folglich deutlich schneller auf Veränderungen als der Sedimentkörper. Das Wasser gibt daher eher den aktuellen Zustand des Flusses wider, während die Oberflächensedimente stärker die Einflüsse der näheren Vergangenheit widerspiegeln. Störungsfrei geschichtete Tiefensedimente können sogar als Archiv genutzt werden. Es ist aber zu berücksichtigen, dass nur ein kleiner Teil des Wasserkörpers direkten Kontakt mit dem Sediment hat und die Durchmischung mit dem gesamten Wasserkörper mitunter erheblich verzögert erfolgen kann.

Die Radionuklide Uran-238, Uran-235, Thorium-230 und Blei-210 wurden für beide Umweltkompartimente bestimmt. Dies ist darin begründet, dass die Untersuchung der Sedimente mittels Gamma-Spektrometrie erfolgte und die des Wassers mittel Alpha-Spektrometrie. Weiterhin weist das System Wasser – Sediment die höchste betrachtete Aktivitätsdifferenz auf. Die Sedimente weisen mit dem Boden die höchsten Aktivitäten auf, während im Wasser die geringsten Aktivitäten auftreten. Tab. 13.14 im Anhang (S. 213) zeigt eine Aufstellung der für beide Umweltkompartimente bestimmten Radionuklide. Die Abb. 9.3 und Abb. 9.4 zeigen die massenbezogenen Aktivitäten von Uran-238 und Blei-210 in den Wasser- und Sedimentproben aufgetragen gegen den Flusslauf. Weiterhin sind die Vergleichsproben der Freiburger Mulde (FM), Nossen FM und Sermuth FM, und des kleinen Baches nahe Testfläche 8, TF08Bach, welche den uranbergbaulich unbelasteten Hintergrund widerspiegeln, dargestellt.

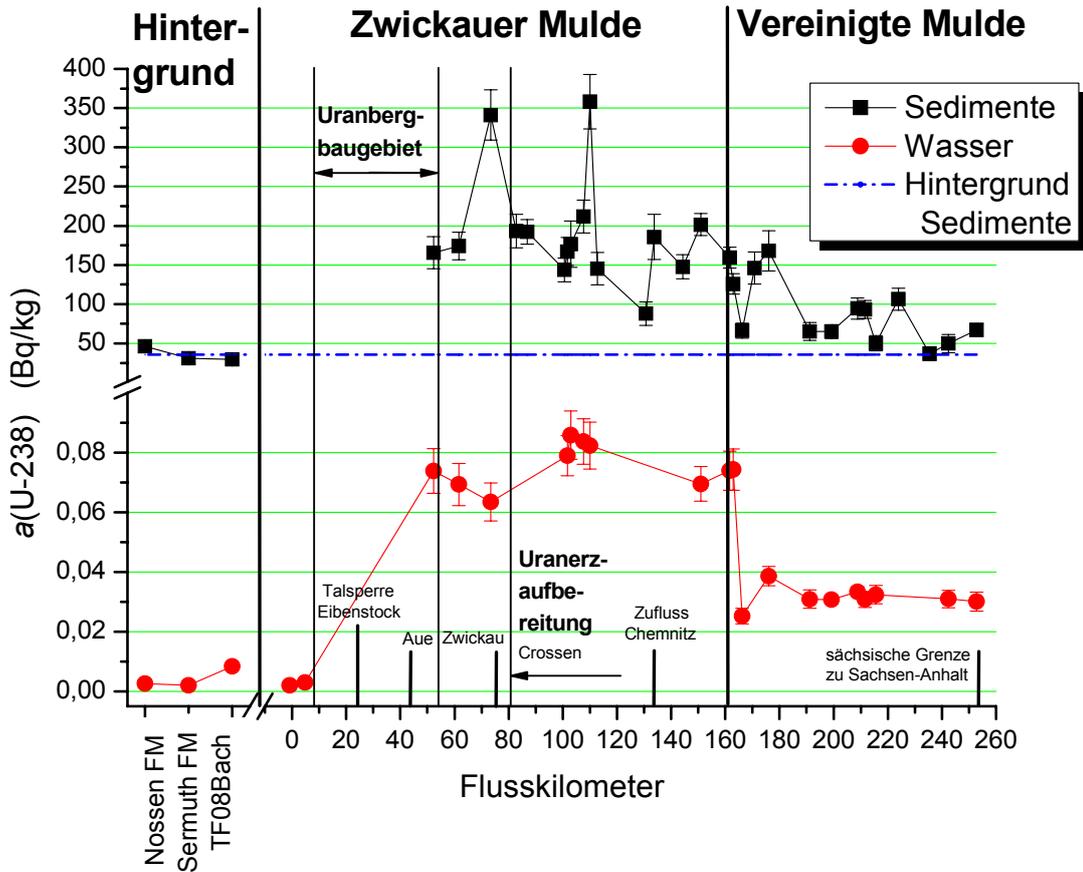


Abb. 9.3: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 im Wasser und den Sedimenten entlang der Mulde. Die blaue Hilfslinie gibt den arithmetischen Mittelwert der Vergleichsproben wieder.

Zunächst ist festzustellen, dass im Sediment deutlich höhere Uranaktivitäten, größer Faktor 1000, erreicht werden. Bei den primären Uranvorkommen im Erzgebirge handelt es sich um praktisch unlösliches Uranoxid ( $\text{UO}_2$  bis  $\text{U}_3\text{O}_8$ ), welches erst unter Sauerstoffeinfluss zum löslichen Uranylkatation ( $\text{UO}_2^{2+}$ ) oxidiert werden muss. Dieser Einfluss spiegelt sich hier im partikulären Urantransport wider. Das Uranylkatation ist zwar gut wasserlöslich, neigt aber zur Adsorption und Mitfällung, was ebenfalls eine Verlagerung in die feste Phase (Sediment) begünstigt. Dies bedingt auch, dass bei sinkender Uranzufuhr die Aktivität im Sediment deutlich länger erhalten bleibt als im Wasser. Wie oben bereits angesprochen, gibt das Wasser daher eher den aktuellen Zustand des Flusses wider, so dass der Einfluss der Sanierungsmassnahmen voll zum Tragen kommt. Die Oberflächensedimente spiegeln hingegen stärker die Einflüsse der näheren Vergangenheit wider, so dass die hohen Urankonzentrationen der letzten Jahrzehnte noch erkennbar sind.

Weiterhin ist zu erkennen, dass die gemessenen Uranaktivitäten im Wasser erheblich geringeren Schwankungen unterliegen als im Sediment. Der fließende Wasserkörper ist in erheblich größerem Maße Durchmischung- und damit Homogenisierungsprozessen unterworfen als dies im Sediment der Fall ist. Die Sedimentationsbedingungen können bereits kleinräumig stark variieren und somit auch deren Aktivitäten. Die Bindung von Schwermetallen an Sedimente ist abhängig von der Partikelgröße. Diese Abhängigkeit wird als Korngrößeneffekt bezeichnet. Adsorptionsreaktionen sind Oberflächenreaktionen und eine Verringerung der Korngröße bedingt eine erhebliche Erhöhung der reaktiven Oberfläche. Untersuchungen im Rahmen des Messprogramms „Sedimente und Auenböden“ [GRS96b] zeigten, dass sich Uran besonders in Sedimenten mit hohem Feinkornanteil anreichert. Die Anreicherung von Uran-238 in „schluffig-sandigen“ Sedimenten gegenüber „steinig-sandigen“ Sedimenten machte ungefähr einen Faktor drei bezogen auf den arithmetischen Mittelwert aus. Auch anhand der Untersuchungen dieses Projektes ist der Einfluss des Korngrößeneffektes erkennbar (siehe Sedimente S. 79). Die Korngröße der abgelagerten Sedimente wiederum ist abhängig von der Strömungsgeschwindigkeit, d.h. an Orten geringer Strömung lagern sich auch feinkörnigere Sedimente mit höherer Aktivität ab. Generell stellen die Uferbereiche Orte geringerer Strömungsgeschwindigkeit dar, wobei insbesondere der Uferbewuchs das Wasser bremsen kann. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass im Sediment vorhandenes organisches Material einerseits eine Verdünnung der Sedimente und damit zu einer Reduktion der massenbezogenen Aktivität führt. Auf der anderen Seite das verrottende Material dem Wasser Sauerstoff entzieht und somit im Sediment ein reduzierendes Milieu erzeugen kann, welches die Reduktion und Ausfällung von Uran begünstigt und somit die Aktivität anhebt. Weiterhin wird das Fällungs- und Absorptionsverhalten von Radionukliden durch komplexierende Abbauprodukte wie Huminstoffe stark beeinflusst. Letztlich können wie beim Wasser Sedimente von weniger belasteten Zuflüssen zur Verdünnung führen und auch der Einfluss von Erosion, z.B. bei Überschwemmungen von Ackerflächen, ist zu berücksichtigen.

Die deutlich gegen den Untergrund erhöhten Uranaktivitäten entlang der Zwickauer Mulde und das durch den Zufluss der uranbergbaulich unbelasteten Freiburger Mulde begründete Absinken der Aktivität entlang der Vereinigten Mulde sind sowohl im Wasser wie auch im Sediment deutlich erkennbar. Ein wesentlicher Stoffaustausch zwischen beiden Kompartimenten ist nicht erkennbar. Der Aktivitätsverlauf von Uran-238 im Wasser scheint maßgeblich durch die Urankonzentrationen der Zuflüsse bestimmt zu werden. Der Aktivitätsverlauf in den Sedimenten hingegen scheint vorrangig durch die lokalen Sedimentationsbedingungen beeinflusst zu werden.

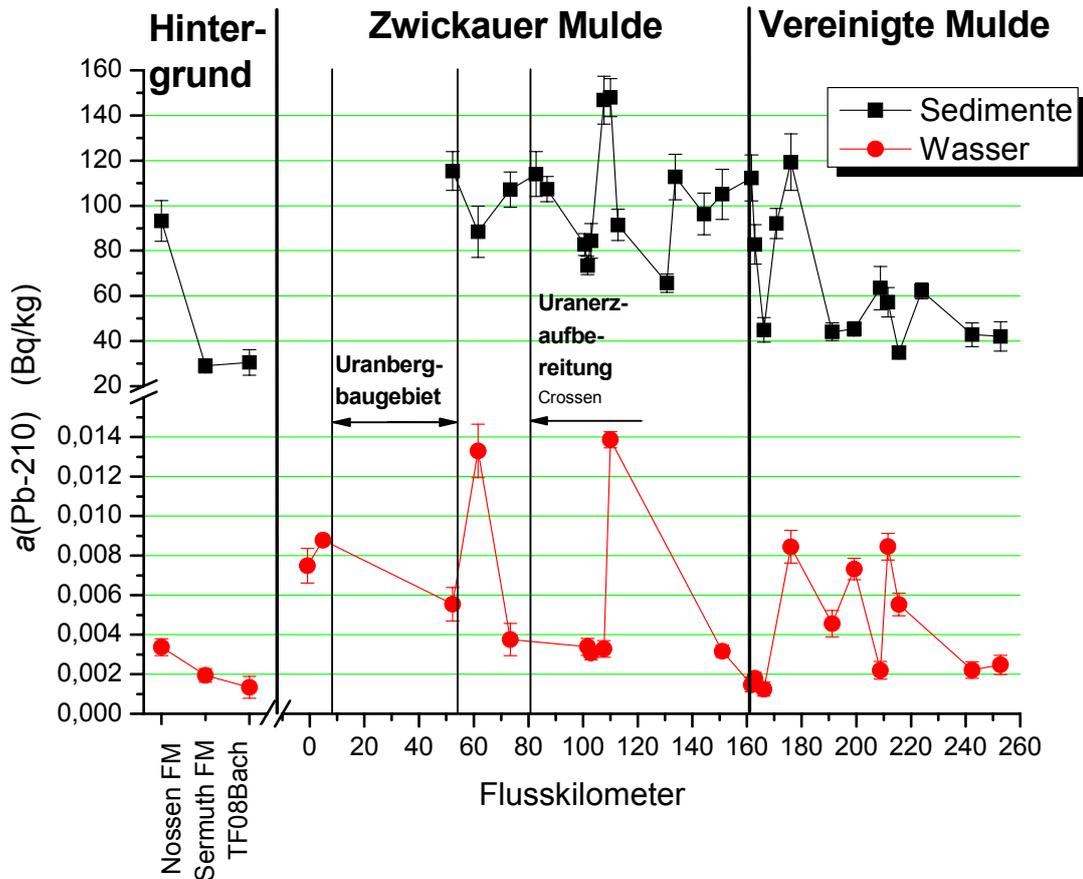


Abb. 9.4: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Pb-210 im Wasser und den Sedimenten entlang der Mulde

Im Vergleich mit dem Verlauf der Uranaktivitäten sticht vor allem die starke Streuung beim Wasser heraus. Blei weist unter natürlichen Bedingungen eine äußerst schlechte Wasserlöslichkeit auf, was sich in der früheren Anwendung als Wasserrohr widerspiegelt. In Übereinstimmung mit der schlechten Löslichkeit wird die starke Streuung als deutlicher Hinweis darauf gewertet, dass Blei-210 im Wesentlichen kolloidal gelöst im Wasser vorliegt (siehe S. 71). In beiden Umweltkompartimenten liegen die Bleiaktivitäten unter den Uranaktivitäten. Eine erhöhte Streuung der Bleiaktivitäten in den Sedimenten im Vergleich zu den Uranaktivitäten ist nicht erkennbar, wengleich ein Vergleichswert deutlich von den übrigen abweicht.

Wird ausgehend von diesen Werten angenommen, dass der löslichkeitsbedingte Bleitransport im Verhältnis zum partikulären Transport für die Bleiaktivität in den Sedimenten von untergeordneter Bedeutung ist, kann die Differenz zwischen Uran- und Bleiaktivität in den Sedimenten als Maß für die Bedeutung des gelösten Urantransport genutzt werden unter Annahme des radiochemischen Gleichgewichtes beim partikulären Transport. Es ist dabei zu berücksichtigen, dass es sich um ein Maß handelt und weitere wesentliche Faktoren zu berücksichtigen sind. So wirkt sich der Korngrößeneffekt maßgeblich auf den löslichkeitsbedingte Aktivitätstransport in die Sedimente aus, während praktisch kein Einfluss auf den partikulären Transport besteht. Weiterhin kann eine erhöhte Bleimobilisierung aufgrund der chemischen Behandlung beim Uranaufschluss bei der Uranerzaufarbeitung nicht ausge-

geschlossen werden, wengleich die üblichen Aufschlussreagenzien schwerlösliche Bleisalze<sup>117</sup> bilden. Abb. 9.5 stellt die Uran- und Bleiaktivitäten in den Sedimenten gegenüber.

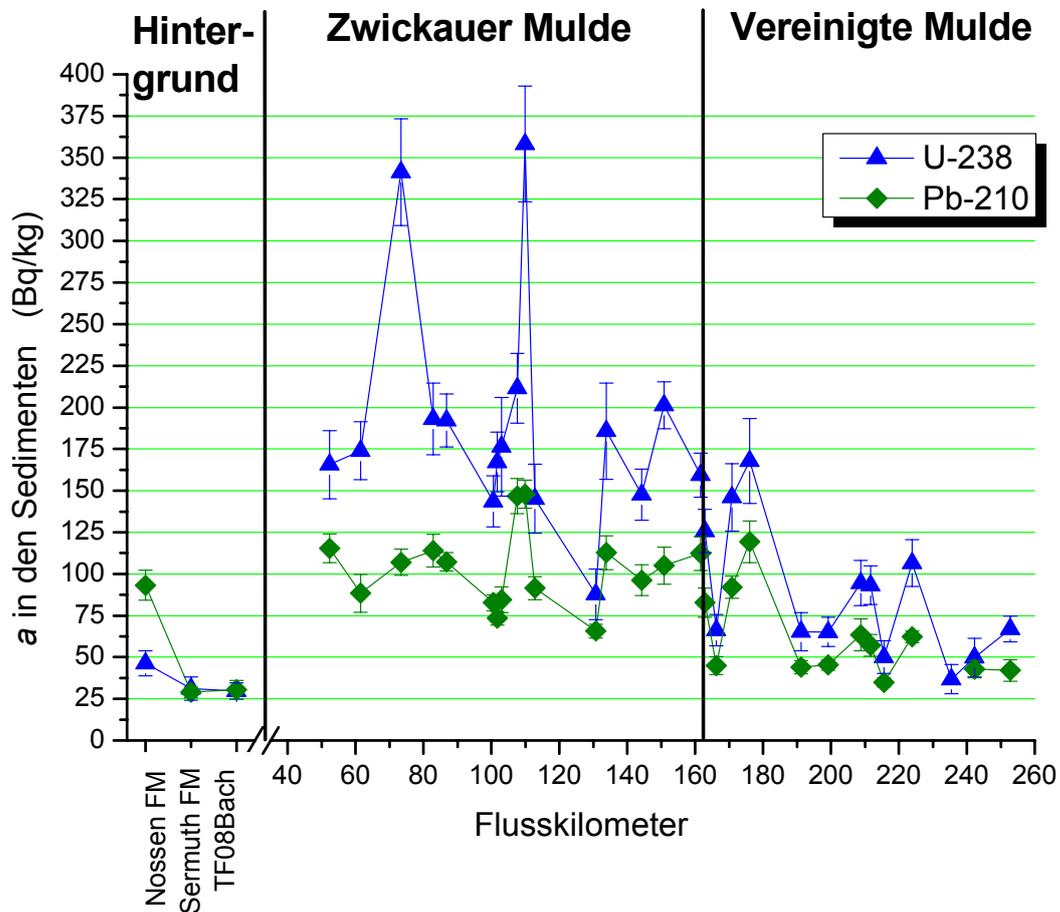


Abb. 9.5: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 und Pb-210 in den Sedimenten entlang der Mulde

Uran- und Bleiaktivitäten folgen in der Regel demselben Verlauf, was auf ein relativ konstantes Verhältnis zwischen gelöstem und partikulärem Transport für Uran in den Sedimenten hinweist. Die markanteste Abweichung ist bei der Probe ZM\_Zwi, Flusskilometer 73, bei Zwickau zu beobachten. Die Bedeutung des partikulären Transportes ist entlang der Vereinigten Mulde größer als entlang der Zwickauer Mulde. Zwar fallen beide Aktivitäten mit dem Zufluss der Freiberger Mulde, aber die Uranaktivität stärker als die Bleiaktivität, was auf einen stärkeren Einfluss des partikulären Transportes entlang der Vereinigten Mulde hindeutet. Entlang der Zwickauer Mulde (Flusskilometer 50 bis 163) sind im geometrischen Mittel 56 %<sup>118</sup> der Uranaktivität in den Sedimenten auf den partikulären Transport zurückzuführen. Der Anteil schwankt dabei zwischen einem Maximalwert von 75 % und einem Minimalwert von 31 %. Entlang der Vereinigten Mulde (Flusskilometer 180 bis 260)<sup>119</sup> liegt das geometrische Mittel bei 72 % bei einem Maximalwert von 86 % und einem Minimalwert von 58 %.

<sup>117</sup> Bleisulfat,  $\text{PbSO}_4$ , beim Einsatz von Schwefelsäure und Bleicarbonat,  $\text{PbCO}_3$ , bei alkalischem Aufschluss

<sup>118</sup> ausgedrückt als Verhältnis  $a(\text{Pb-210})/a(\text{U-238})$

<sup>119</sup> Der Bereich von Flusskilometer 163 bis 180 bleibt aufgrund der langsamen Durchmischung beider Flüsse (ZM und FM) unberücksichtigt.

### 9.3. Sediment – Boden

Die Flusssedimente sind für Auenböden ein maßgeblicher Bestandteil der Bodenbildung. Wie im Kapitel Auenböden (S. 90ff) erläutert, sind Auenböden durch die stark schwankenden Grundwasserstände mit periodischen Überschwemmungen gekennzeichnet. Das Maß der Beeinflussung durch den Fluss unterliegt somit starken Schwankungen und während der schwankende Wasserspiegel zunächst nur zur Wechselwirkung mit dem Wasser führt, führen die regelmäßigen Überschwemmungen zur Wechselwirkung mit den Sedimenten. Im Vergleich mit dem Wasser sind diese Wechselwirkungen selten und zeitlich eher kurz, aber aufgrund der viel höheren massenbezogenen Aktivitäten maßgeblicher Teil des Radionuklidtransportes. Abtrag und Ablagerung von Sediment, Boden und organischem Material führen dazu, dass Auenböden sehr variable und inhomogen sind und bereits kleinräumig stark variieren können. Hierbei hat sich deutlich gezeigt, dass die agrarische Nutzung als Grünland- oder Ackerlandfläche einen wesentlichen Einfluss auf das Ausmaß von Sedimentablagerung und Bodenerosion hat. Die Unterscheidung zwischen beiden Nutzungen ist daher dringend erforderlich.

Beide Umweltkompartimente, Sedimente und Auenböden, wurden mittels Gamma-Spektrometrie untersucht. Daher steht für dieses System die maximale Anzahl an Radionukliden für einen Vergleich zur Verfügung, nämlich alle gamma-spektrometrisch untersuchten Radionuklide: Uran-238, Thorium-230, Radium-226, Blei-210, Uran-235, Actinium-227, Radium-228, Thorium-228, Cäsium-137 und Kalium-40. Für die Auenböden werden die Messwerte der Oberbodenmischproben herangezogen, da diese die flächenmäßige Verteilung der Radionuklide im Boden abbilden. Die Abb. 9.6 zeigt die massenbezogenen Aktivitäten von Uran-238 der Grünland-, Ackerland- und Sedimentproben aufgetragen gegen den Flusslauf einschließlich der Vergleichsproben der Freiburger Mulde (FM), Nossen FM und Sermuth FM, welche den uranbergbaulich unbelasteten Hintergrund widerspiegeln. Die verschiedenen Oberbodenmischproben einer Testfläche sind einzeln dargestellt. Die Abb. 9.7 und Abb. 9.8 zeigen analoge Darstellungen für Radium-226 und Blei-210.

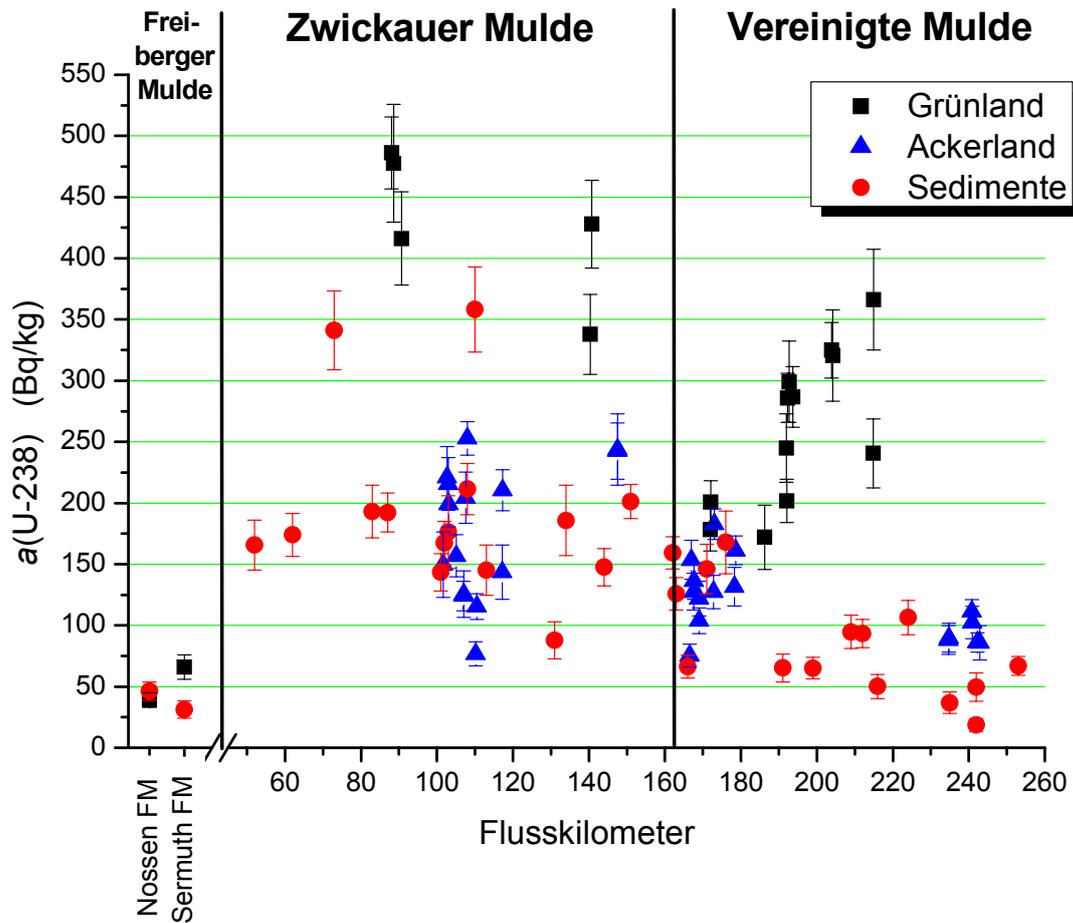


Abb. 9.6: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 im Boden und den Sedimenten entlang der Mulde

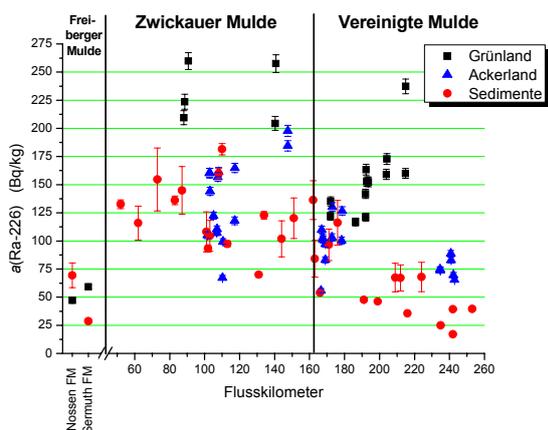


Abb. 9.7: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Ra-226 im Boden und den Sedimenten entlang der Mulde

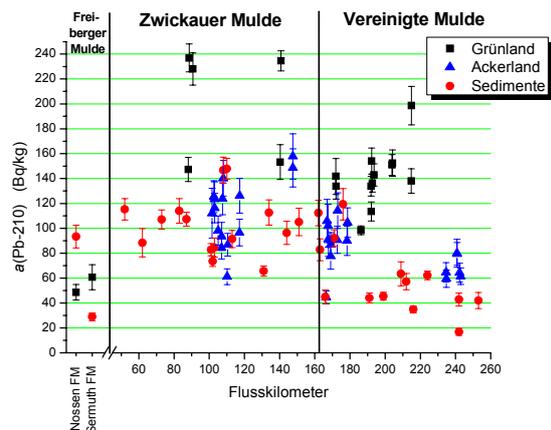


Abb. 9.8: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Pb-210 im Boden und den Sedimenten entlang der Mulde

Die verschiedenen Nuklide der Uran-Radium-Reihe zeigen einen grundsätzlich ähnlichen Aktivitätsverlauf entlang der Mulde. Die Aktivitäten der Ackerlandproben und Sedimentproben liegen entlang der Zwickauer Mulde im selben Bereich, während die Aktivitäten der Grünlandproben abgesetzt darüber liegen. Zu Beginn der Vereinigten Mulde, im Mischbereich von Zwickauer und Freiburger Mulde, liegen auch die Aktivitäten der Grünlandfläche nahe den Aktivitäten der Ackerland- und Sedimentproben. Im Weiteren Verlauf der Vereinigten Mulde scheinen die Aktivitäten der Probengruppen dann zu divergieren. Die Aktivitäten der Grünlandproben steigen an, während die der Ackerland- und Sedimentproben absinken. Die Aktivitäten der Sedimentproben sinken dabei stärker als die der Ackerlandproben, sodass die Aktivitäten der Ackerlandproben um Flusskilometer 240 von denen der Sedimentproben zu unterscheiden sind.

Interessant ist die Betrachtung der Aktivitäten von Radium-228. Abb. 9.9 zeigt den Aktivitätsverlauf. Radium-228 ist Vertreter der Thorium-Reihe. Diese wird im gesamten Muldesystem als näherungsweise konstant angenommen, so dass das Verhältnis der Zerfallsreihen als Maß für den uranbergbaulichen Einfluss genutzt werden kann (S. 54).

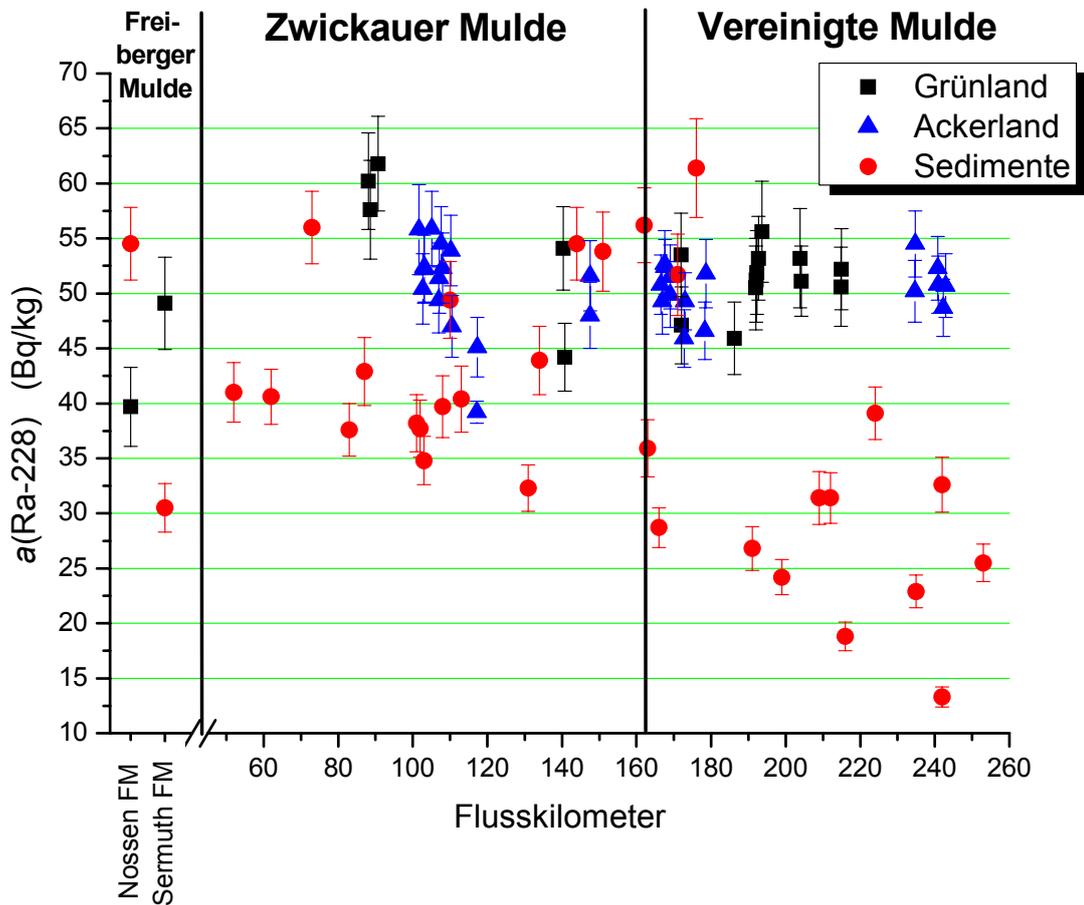


Abb. 9.9: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Ra-228 im Boden und den Sedimenten entlang der Mulde

Die Radium-228 – Aktivitäten der Bodenproben zeigen, wie im Kapitel Auenböden (siehe S. 103) beschrieben, eine enge Verteilung, sind über das gesamte Muldesystem näherungsweise konstant und Grünland- und Ackerlandflächen nicht zu unterscheiden. Die Radium-228 – Aktivitäten der Sedimente hingegen zeigen eine große Streuung und nehmen entlang des Flusslaufes ab. In deutlich schwächerer Ausprägung ist ein solcher Trend auch bei Kalium-40 zu beobachten, siehe Abb. 13.1 im Anhang (S. 189). Dies spricht für eine grundsätzliche Änderung der Beschaffenheit der Sedimente. Abb. 9.10 stellt das Verhältnis der Aktivitäten von Radium-228 und Uran-238 als Maß für den uranbergbaulichen Einfluss dar.

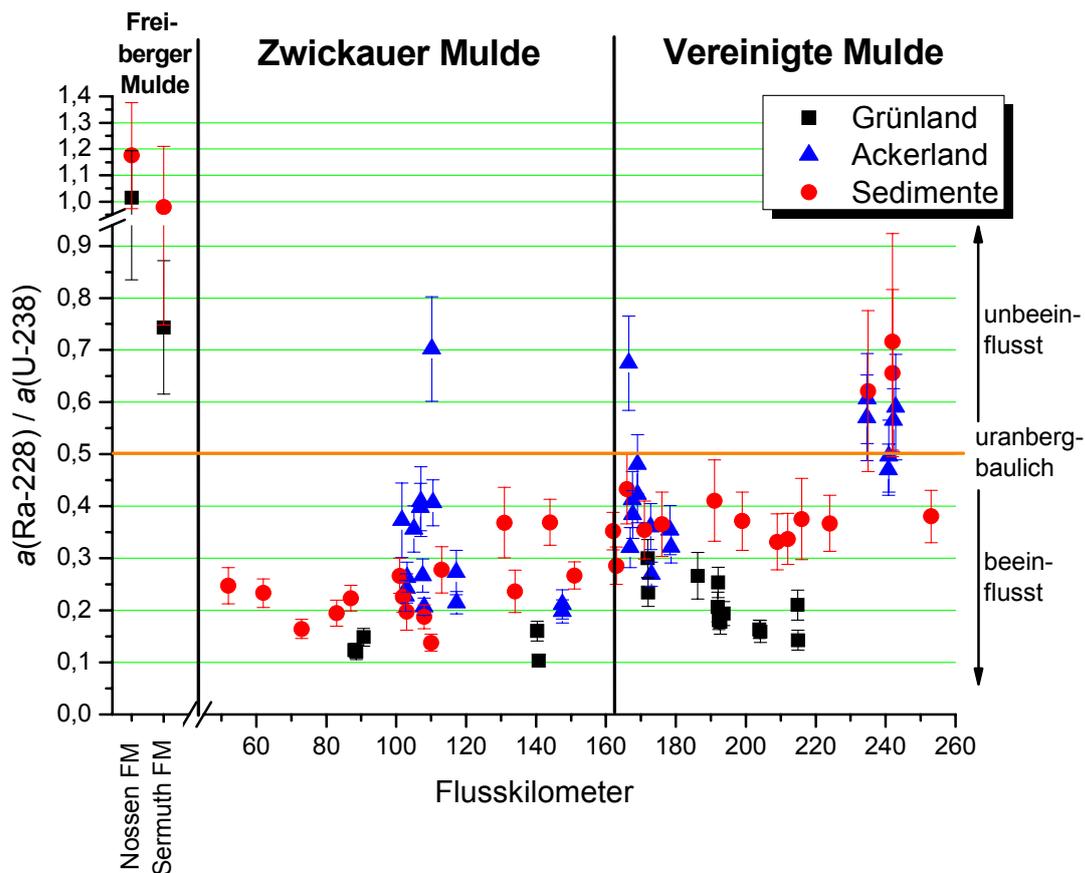


Abb. 9.10: Verlauf des Aktivitätsverhältnisses von Ra-228 und U-238 im Boden und den Sedimenten als Maß für den uranbergbaulichen Einfluss entlang der Mulde

Generell ist sowohl für die Böden, wie auch für die Sedimente ein deutlicher uranbergbaulicher Einfluss entlang des gesamten Flusslaufes festzustellen. Neben den einzelnen Probenahmeflächen, T08B und T18A, stellt der Bereich um Flusskilometer 240 eine Ausnahme dar. In diesem Bereich zeigen Sedimente und Böden übereinstimmend Werte größer 0,5. Für die Sedimente ist entlang der Zwickauer Mulde eine geringe Abnahme des uranbergbaulichen Einflusses erkennbar, entlang der Vereinigten Mulde ist das Aktivitätsverhältnis näherungsweise konstant, mit Ausnahme des Bereiches um Flusskilometer 240.

Die Ergebnisse belegen den engen Zusammenhang der Sedimente und Auenböden. Die uranbergbauliche Beeinflussung der Auenböden beweist die Wechselwirkung mit dem Fluss durch Sedimente und Wasser. Die Sedimente zeigen Aktivitäten vergleichbarer Größenordnung und bereits Lüllau [Lül09] hat aufgrund vergleichbarer Radionuklidverhältnisse auf den Zusammenhang hingewiesen. Die Aktivitäten der Auenböden werden durch Uran dominiert. Die Uranaktivitäten liegen dabei etwa doppelt so hoch wie die Aktivitäten der übrigen Nuklide der Uran-Radium-Reihe. Von Uran abgesehen unterscheiden sich die Aktivitäten der Nuklide der Uran-Radium-Reihe nur wenig und legen das häufige Vorliegen des radiochemische Gleichgewichtes nahe. Während für Uran somit eine erhebliche Bedeutung des gelösten Transportes angenommen werden kann, scheint bei den übrigen Radionukliden der natürlichen Zerfallsreihen der partikuläre Transport maßgeblich. Die Uranaktivitäten der Böden scheinen sich also in ähnlichem Maße auf die Wechselwirkung mit dem Wasser (gelöster Transport) und den Sedimenten (partikulärer Transport) zurückführen zu lassen. Bei den übrigen Radionukliden der natürlichen Zerfallsreihen hingegen scheint der Einfluss der Sedimente (partikulärer Transport) viel höher als der des Wassers (gelöster Transport). Der höhere Einfluss des gelösten Transportes von Uran bei den Auenböden mit etwa 50 % im Vergleich zu den Sedimenten mit etwa 33 % wird vermutlich der besseren Bindungsfähigkeit, z.B. durch die Huminstoffe des Humusanteils, aber auch der intensiveren Wechselwirkung<sup>120</sup> geschuldet sein.

Die aktuell bestimmten Aktivitäten der Sediment- und Wasserproben können die Aktivitäten der Auenböden jedoch nicht ausreichend erklären. Wie beim Wasser ist auch die Beeinflussung durch die Sedimente als lang andauernder Prozess zu betrachten. Wie in den vorhergehenden Kapiteln gezeigt wurde, konnten die Aktivitäten im Wasser und den Sedimenten in den vergangenen 20 Jahren infolge der Einstellung des Uranbergbaus und der Sanierungsmassnahmen deutlich gesenkt werden. Die aktuellen Aktivitäten beider Umweltkompartimente, Wasser und Sediment, geben daher nicht mehr den sich in den Böden noch widerspiegelnden Einfluss früherer Jahre wider. Der Radionuklidrückhalt ist in den Böden somit erwartungsgemäß höher als in den Sedimenten und im Wasser. Das Hochwasser im August 2002 stellt in diesem Zusammenhang einen besonderen Bruch dar.

Der Anstieg der Aktivitäten der Nuklide der Uran-Radium-Reihe der Grünlandproben entlang der Vereinigten Mulde, die nicht uranbergbauliche beeinflusste Entwicklung der Aktivitäten von Radium-228 und im geringeren Maße auch Kalium-40 in den Sedimenten entlang der Mulde oder die geringe uranbergbauliche Beeinflussung der Boden- und Sedimentproben um Flusskilometer 240 deuten auf einen erheblichen Einfluss anderer Faktoren, insbesondere der Boden- bzw. Sedimentbeschaffenheit hin. Dies erschwert die Interpretation der uranbergbaulichen Einflüsse. Für ein weitergehendes Verständnis ist daher eine intensive bodenkundliche Betrachtung unerlässlich.

---

<sup>120</sup> Das Wasser durchdringt den Boden langsam, während die Sedimente vergleichsweise schnell umspült werden.

## 9.4. Boden – Bewuchs

Der Bewuchs stellt die Schnittstelle zwischen den Auenböden und der menschlichen Nahrungskette dar. Er wird entweder direkt als Nahrungsmittel genutzt oder gelangt indirekt als Futtermittel über Milch und Fleisch in die Nahrungskette. Da die Vegetationsphase des Bewuchses sehr kurz verglichen mit der Bodenbildung ist, bilden im Gegensatz zu den bisher betrachteten Systemen die aktuell bestimmten Radionuklidkonzentrationen im Boden auch den tatsächlichen Einfluss auf den Bewuchs ab. Dies gilt insbesondere für die einjährigen Feldfrüchte Weizen, Raps und Mais. Eine wichtige Funktion der Böden ist die als Filter und Puffer für Schadstoffe. Hierbei sei insbesondere auf die Bedeutung für das Grundwasser als wichtigste Trinkwasserquelle verwiesen [Bod12]. D.h. der Boden bindet Schadstoffe. Entsprechend stehen nicht alle im Boden enthaltene Schadstoffe, dies umfasst auch die Radionuklide, für den Nährstoffkreislauf zu Verfügung. Sie sind bedingt durch ihre Bindungsform nicht pflanzenverfügbar. Bei der Wechselwirkung des Bodens mit dem Bewuchs kann also nur ein Teil der Radionuklide im Boden tatsächlich vom Bewuchs aufgenommen werden, während der Rest fest vom Boden gebunden ist. Bei dieser Betrachtung steht die Aufnahme über die Wurzeln im Mittelpunkt. Aber auch die atmosphärische Deposition ist zu beachten. Diese kann durch Anhaftung von Staub, Adsorption und Resorption (Absorption) von Stoffen oder Partikeln aus der Luft erfolgen. Es kann sich hierbei um aufgewirbelte Bodenpartikel (Resuspension) oder Aerosole<sup>121</sup> handeln. Bei den Aerosolen sind Radon und Radonfolgeprodukte von besonderer Bedeutung, d.h. im vorliegenden Fall Blei-210. Im Fall der Adsorption hat die Bindungsform praktisch keinen Einfluss, für die Resorption ist sie hingegen entscheidend. Der Uranbergbau wird den mit deutlichem Abstand größten Radionuklideintrag in die Auenböden verursachen, daneben existieren jedoch weitere. Unter diesen wird der Uraneintrag durch Phosphatdünger der Wichtigste sein. Die Bedeutung dieses Eintrages wurde im Kapitel „Grundlagen“, Abschnitt „Uran in Düngemitteln“ (S. 55ff) betrachtet und im Anhang (S. 252ff) ausführlich diskutiert.

Der Boden wurde mittels Gamma-Spektrometrie untersucht, die Bewuchsproben alpha- und gamma-spektrometrisch. Für einen Vergleich können die Radionuklide Uran-238, Thorium-230, Radium-226, Blei-210, Radium-228 und Kalium-40 herangezogen werden. Die ebenfalls für beide Umweltkompartimente bestimmten Radionuklide Cäsium-137 und Thorium-228 eignen sich nicht, aufgrund der Verluste von Cäsium-137 bei der Veraschung und des Einwachsens<sup>122</sup> von Thorium-228 in den Bewuchsproben. Auch Uran-235 eignet sich nicht, da die meisten der für die Bewuchsproben bestimmten Aktivitäten für Uran-235 unter der Nachweisgrenze liegen. Zudem ist ohnehin vom natürlichen Isotopenverhältnis für Uran auszugehen. Wie bei den bisher betrachteten Systemen werden für die Auenböden die Messwerte der Oberbodenmischproben herangezogen, da diese die flächenmäßige Verteilung der Radionuklide im Boden abbilden. Hier ist jedoch wesentlich, dass die Oberbodenmischproben die obere, durchwurzelte und damit für die Wechselwirkung mit dem Bewuchs relevante<sup>123</sup> Bodenschicht darstellt. Bei Weizen, Mais und Raps sind die Aktivitäten des Strohs bzw. Krauts angegeben, da diese am besten die Gesamtpflanze abbilden. Die Angaben beziehen sich auf die Trockenmassen.

<sup>121</sup> Aerosole sind Gemische (Dispersion) aus festen oder flüssigen Schwebeteilchen und einem Gas. Resuspendierte Partikel sind in der Regel größer und setzen sich schnell wieder ab. Eine strikte Abtrennung ist jedoch nicht möglich, da auch sie Aerosole bilden können.

<sup>122</sup> Die gemessenen Aktivitäten spiegeln nicht die Aufnahme von Thorium-228 wider. Zudem überlagert sich das Einwachsen während der Probenvorbereitung und der Vegetationsphase.

<sup>123</sup> Bei den Ackerlandflächen ist neben der Durchwurzelung die Tiefe der Bodenbearbeitung zu berücksichtigen.

Die Abb. 9.11, Abb. 9.12 und Abb. 9.13 zeigen die massenbezogenen Aktivitäten von Uran-238, Radium-226, Blei-210 und Kalium-40 in den Boden- und Bewuchsproben aufgetragen gegen den Flusslauf. Analoge Darstellungen für Radium-228 und Thorium-230 zeigen die im Anhang befindlichen Abb. 13.2 und Abb. 13.3 (S. 190). Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind nur den Bewuchsproben zugeordnete Bodenproben dargestellt. Aufgrund der Größe der Testflächen und die teilweise deutlichen Unterschiede in den Oberbodenmischproben (Probenahmeflächen) einer Testfläche wurde einer Bewuchsprobe jeweils die Oberbodenmischprobe zugeordnet, die deutlicher näher an der Probenahmestelle des Bewuchses lag. Ist kein wesentlicher Unterschied in der Entfernung vorhanden, wie bei den Testflächen 7 und 47 wurde der mit den Unsicherheiten gewichtete, arithmetische Mittelwert beider Oberbodenmischproben der entsprechenden Testfläche verwendet. Tab. 9.1 zeigt die Zuordnung von Bewuchs- und Bodenproben.

Tab. 9.1: Zuordnung von Bewuchs- und Bodenproben (Oberbodenmischproben)

Wird nur die Testfläche genannt (T07 und T47) handelt es um den Unsicherheiten gewichtete, arithmetische Mittelwert beider Oberbodenmischproben der entsprechenden Testfläche.

Nr.	Bewuchs	Boden
1	T05MaKraut	T05A
2	T05WeStroh	T05B
3	T06RaKraut	T06A
4	T07RaKraut	T07
5	T08WeStroh	T08B
6	T13Gras	T13A
7	T31Kräuter	T31A
8	T47WeStroh	T47
9	T50WeStroh	T50A
10	T51MaKraut	T51A

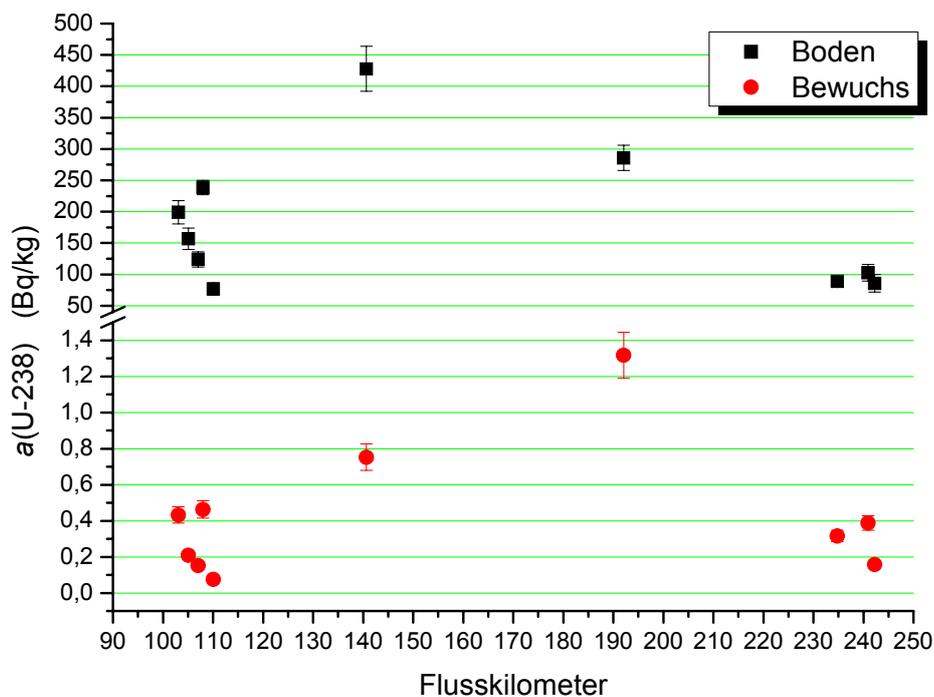


Abb. 9.11: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 im Boden und den Bewuchsproben entlang der Mulde

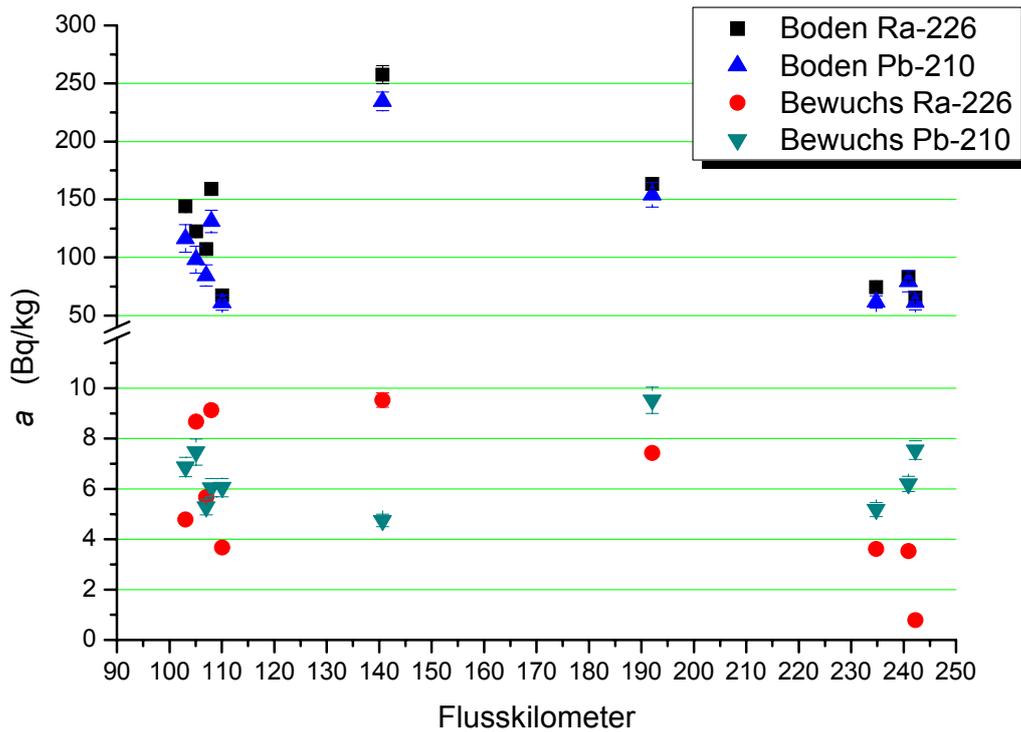


Abb. 9.12: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Ra-226 und Pb-210 im Boden und den Bewuchsproben entlang der Mulde

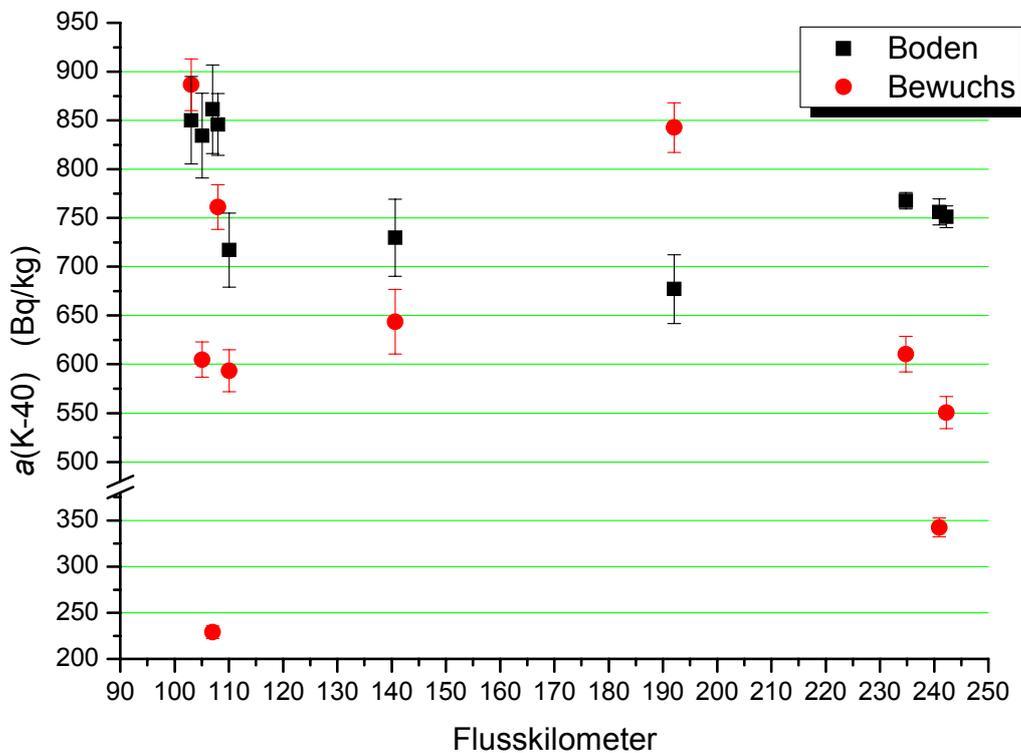


Abb. 9.13: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von K-40 im Boden und den Bewuchsproben entlang der Mulde

Die Actinoiden Uran-238 (Abb. 9.11) und Thorium-230 (Abb. 13.2) zeigen sehr ähnliche Aktivitätsverläufe in den Boden- und Bewuchsproben entlang der Mulde. Dies deutet auf einen linearen Zusammenhang mit einer direkten Korrelation der Aktivität im Bewuchs mit der im Boden. Das heißt, die Aktivität im Boden scheint der maßgebliche Faktor für Aktivität im Bewuchs zu sein. Bei den Radiumisotopen Radium-226 (Abb. 9.12) und Radium-228 (Abb. 13.3) sind ebenfalls ähnliche Aktivitätsverläufe in den Boden- und Bewuchsproben entlang der Mulde zu beobachten. Im Vergleich zu den Actinoiden sind jedoch mehr und größere Abweichungen festzustellen. Dies deutet darauf hin, die Aktivität im Boden zwar weiterhin der maßgebliche Faktor für Aktivität im Bewuchs ist, aber andere Faktoren im Vergleich mit den Actinoiden an Bedeutung gewinnen. Bei Blei-210 ist nur noch eine grobe Ähnlichkeit der Aktivitätsverläufe zu beobachten. Die Aktivität im Boden scheint daher weiterhin ein wichtiger Faktor für die Aktivität im Bewuchs zu sein, ist aber nicht mehr allein maßgeblich. Gerade bei Blei-210 ist ein erheblicher Einfluss der atmosphärischen Deposition zu vermuten. Für Kalium-40 ist keine Korrelation der Aktivitätsverläufe feststellbar. Die Kaliumaktivitäten im Bewuchs übersteigen teilweise die Aktivitäten im Boden. Die Aktivität im Boden ist kein wesentlicher Faktor für die Aktivität im Bewuchs. Kalium ist ein essentielles Mengenelement<sup>124</sup> für alle bekannten Spezies und wird daher in größerer Menge durch den Bewuchs aufgenommen. Die Aufnahme erfolgt vornehmlich passiv, jedoch spielen auch teilweise aktive Regelmechanismen eine Rolle. Kalium ist insbesondere in den Zwischenschichten von Schichtsilikaten (Feldspate und Glimmer) in nicht pflanzenverfügbarer Form gebunden. Die Verwitterung dieser Tonminerale führt zur Freisetzung von Kalium in eine pflanzenverfügbare Form und stellt die wichtigste natürliche Kaliumzufuhr der Böden dar. Kaliumgehalt und Pflanzenverfügbarkeit im Boden hängen von der Zufuhr, dem Kaliumfixierungs- und dem Kaliumpufferungsvermögen<sup>125</sup> des Bodens ab [Men84]. Auch anthropogene Einflüsse, insbesondere durch Düngung, sind zu beachten.

Im Besonderen ist auf den Wechsel der in den natürlichen Zerfallsreihen aktivitätsbestimmenden Nuklide zu verweisen, welcher bei Betrachtung der absoluten Aktivitäten deutlich wird. Während im Boden die Aktivität der Nuklide der natürlichen Zerfallsreihe durch Uran dominiert wird, wird die Aktivität im Bewuchs durch Radium und Blei bestimmt, während Uran eine untergeordnete Rolle spielt. Die Actinoiden Uran und Thorium werden also in sehr viel geringerem Umfang aufgenommen als Blei und Radium. Kalium wird dann nochmals deutlich besser aufgenommen.

---

<sup>124</sup> Mengenelemente sind im Gegensatz zu Spurenelementen Mineralstoffe die in verschiedenen Medien in Massenanteilen von mehr als 50 mg pro Kilogramm vorkommen; hierzu zählen: Ca, K, Na, Mg, P, S und Cl.

<sup>125</sup> Kaliumpufferungsvermögen meint die Fähigkeit Kalium in pflanzenverfügbarer Form zurückzuhalten, also einer Auswaschung entgegen zu wirken. Bei der Kaliumfixierung wird das Kalium in nichtpflanzenverfügbarer Form gebunden. Beides hängt mit den Tongehalten und –zusammensetzung im Boden zusammen. Für die Kaliumfixierung ist insbesondere der Gehalt an Illiten wesentlich. [Men84]

### Transferfaktor

Der Transferfaktor beschreibt den Radionuklidtransfer, indem er den Anteil der im Boden vorhandenen Aktivität nennt, der vom Bewuchs aufgenommen wird. Allgemein drückt ein Transferfaktor die Wechselwirkung eines beliebigen Stoffes zwischen zwei Kompartimenten innerhalb eines Kompartimentenmodells aus. Grundannahme eines solchen Modells ist, dass jede Änderung der Konzentration in einem Kompartiment eine proportionale Änderung im Folgekompartiment bewirkt. Zur Betrachtung indirekter Beziehungen, d.h. einer Kette mehrerer Kompartimente, fasst man die einzelnen Transferfaktoren zu „aggregierten“ Transferfaktoren zusammen. Zweck von Transferfaktoren ist grundsätzlich, anhand von Werten für ein Kompartiment Folgen für ein anderes Kompartiment bzw. ein größeres oder übergeordnetes System abzuschätzen. Im Strahlenschutz handelt es sich hierbei in der Regel um Dosisabschätzungen. So ist z.B. im Fall eines Unfalls auf Basis weniger Messungen und Immissionsdaten die potentielle Strahlenbelastung der Bevölkerung möglichst früh abzuschätzen, um daraus die erforderlichen Maßnahmen ableiten zu können. Andere Beispiele sind unter anderem in der Toxikologie zu finden. Dort ist auf Basis einer inkorporierten Giftstoffmenge die Giftstoffkonzentration in kritischen Organen abzuschätzen, um daraus die notwendigen Maßnahmen abzuleiten.

Hier wird der Radionuklidtransfer zwischen den Umweltkompartimenten Boden und Bewuchs betrachtet. Mit Transferfaktor ist daher im vorliegenden Fall der Boden-Pflanze-Transferfaktor von Radionukliden gemeint. Im einfachsten Fall kann ein linearer Zusammenhang angenommen werden, der auch hier zugrunde gelegt wird:

$$T(i) = \frac{\text{massenbezogene Aktivität des Nuklides } i \text{ im Bewuchs in Bq/kg}}{\text{massenbezogene Aktivität des Nuklides } i \text{ im Boden in Bq/kg}}$$

Die allgemeine Anwendbarkeit und Konzentrationsgrenzen eines linearen Zusammenhangs werden intensiv diskutiert, wie in der Arbeit von Vahlbruch [Vah04] dargestellt. Die Aufnahme von Stoffen durch die Pflanze aus dem Boden ist ein komplexer Vorgang mit sehr vielen beeinflussenden Faktoren. Die Annahme eines linearen Zusammenhangs stellt daher eine erhebliche vereinfachte Betrachtung dar. So bleibt z.B. eine aktive Regulierung des Nährstoff- und Elektrolythaushaltes unberücksichtigt, wie er für bestimmte Nährstoffe angenommen werden darf. Auch sehr hohe oder niedrige Konzentrationen können zu spezifischen oder allgemeinen Regulierungsmechanismen führen, sodass ein linearer Zusammenhang nur innerhalb bestimmter Konzentrationsbereiche zu erwarten ist. In diesem Zusammenhang ist auch das chemische analoge Verhalten bestimmter nicht essentieller Stoffe zu essentiellen Nährstoffen zu berücksichtigen, wie die Ähnlichkeit von Cäsium (Cs-137) zu Kalium (K-40). So ist z.B. bei geringem Kaliumangebot mit einer erhöhten Aufnahme von Cäsium zu rechnen. Weiterhin ist die Pflanzenverfügbarkeit von Stoffen im Boden von der Bodenbeschaffenheit abhängig und kann ihrerseits abhängig von Wetter, Wassergehalt, Jahreszeit und anthropogener Beeinflussung (z.B. Düngung und landwirtschaftliche Bearbeitung) stark schwanken. Auch Art und Vegetationsphase der Pflanze spielen eine Rolle. Entsprechend existiert eine Vielzahl komplexerer Ansätze um diese Abhängigkeiten besser zu beschreiben.

Der Vorteil der Annahme eines linearen Zusammenhanges liegt primär in der Einfachheit. Gerade bei umfangschwacher Datenlage, wie im vorliegenden Fall, ist die Bestimmung zusätzlicher Parameter sehr schwierig, so dass die Annahme eines linearen Zusammenhanges oft den einzig praktikablen Ansatz darstellt. Zudem stellt sie für die meisten nicht essentiellen Stoffen in den für das jeweilige System üblichen Konzentrationsbereichen im Allgemeinen eine gute Näherung dar. Die Transferfaktoren können dennoch erheblichen Schwankungen bis zu mehreren Größenordnungen unterliegen. Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass beeinflussende Faktoren bereits innerhalb des betrachteten Bereiches stark schwanken können, hier sei insbesondere auf die hohe Variabilität der Auenböden verwiesen. Weiterhin ist zu beachten, ob sich Transferfaktoren auf

Trocken- oder Frischmasse (Feuchtmasse) beziehen, unter welchen Bedingungen getrocknet wurde und ob nur der Wurzelpfad oder auch Resuspension<sup>126</sup> berücksichtigt wurde. Angesichts der ohnehin hohen Schwankungsbreite sollten diese Faktoren aber auch nicht überbewertet werden.

Die Tab. 13.15 im Anhang zeigt eine Aufstellung der für die Bewuchsproben ermittelten Boden-Pflanze-Transferfaktoren und Tab. 13.16 die als Grundlage dienenden massenbezogenen Aktivitäten der entsprechenden Boden- und Bewuchsproben. Die ermittelten Transferfaktoren beziehen sich auf die Trockenmasse der Bewuchsproben. Die jeweiligen Trocknungsbedingungen sind den Kapiteln der entsprechenden Umweltkompartimente zu entnehmen. Die Zuordnung der Bodenproben wurde zuvor erläutert und ist in Tab. 9.1 dargestellt. Die Resuspension wird als Kontaminationspfad berücksichtigt. Eine Aufstellung von Boden-Pflanze-Transferfaktoren verschiedener Literaturstellen, die im Folgenden als Vergleich herangezogen werden, zeigt Tab. 13.17 im Anhang.

Die bereits oben angesprochene, unterschiedliche Aufnahme von Radionukliden aus dem Boden durch den Bewuchs spiegelt sich auch in den Transferfaktoren wider. Tab. 9.2 zeigt den geometrischen und arithmetischen Mittelwert der Transferfaktoren eines Radionuklids über alle Bewuchsproben mit den jeweiligen Standardabweichungen.

Tab. 9.2: Mittelwerte der Transferfaktoren eines Radionuklids

Geo. MW  $T$  ist der geometrische Mittelwert der Transferfaktoren und  $\sigma(\text{geo.})$  die geometrische Standardabweichung. Ari. MW  $T$  ist der arithmetische Mittelwert der Transferfaktoren und  $\sigma(\text{ari.})$  die arithmetische Standardabweichung (berechnet gemäß Excel-Funktion STBWN).

Nuklid	geo. MW $T$	$\sigma(\text{geo.})$	ari. MW $T$	$\sigma(\text{ari.})$
U-238	1,62E-03	3,69	3,00E-03	3,31E-03
Th-230	2,50E-03	2,49	3,60E-03	3,09E-03
Ra-226	2,11E-02	3,22	3,27E-02	2,27E-02
Pb-210	1,52E-02	7,54	4,66E-02	4,43E-02
Ra-228	1,91E-02	2,27	2,51E-02	1,60E-02
K-40	5,18E-01	1,77	5,99E-01	2,98E-01

Die Aktinoiden Uran und Thorium werden kaum von der Pflanze aufgenommen. Nur wenige Promille der im Boden enthaltenen Aktivitäten werden durch die Pflanze aufgenommen. Die Aufnahme von Radium und Blei ist etwa um den Faktor 10 höher als bei den Actinoiden und die von Kalium nochmals 28mal<sup>127</sup> höher als bei Radium und Blei. Geometrische und arithmetische Mittelwerte der Nuklide der Uran-Radium-Reihe (U-238, Th-230, Ra-226 und Pb-210) weichen deutlich von einander ab und legen somit erwartungsgemäß eine logarithmische Normalverteilung nahe. Für Radium-228 und Kalium-40 ist diese Differenz der Mittelwerte deutlich kleiner. Die Verteilung ihrer Transferfaktoren nähert sich einer Normalverteilung an. Dies spiegelt die gleichmäßigere Verteilung dieser Radionuklide im Boden wider (siehe Tab. 13.16, S. 215). Uran und Thorium weisen recht ähnliche mittlere Transferfaktoren auf. Während die meisten Uranylverbindungen gut löslich sind, sind praktisch alle Thoriumverbindungen sehr schwer löslich. Dies deutet darauf hin, dass entweder auch gut lösliche Uranverbindungen nur selten durch die Pflanze aufgenommen werden können (pflanzenverfügbar sind) (siehe S. 140) oder dass das vorhandene Uran fest im Boden gebunden ist, während lösliche Verbindungen schon längst ausgewaschen wurden.

<sup>126</sup> Kontamination durch aufgewirbelte Bodenpartikel

<sup>127</sup> auf Basis der geometrischen Mittelwerte; werden die arithmetischen Mittelwerte zugrunde gelegt, ist die Aufnahme 17mal höher

## Grünlandbewuchs

Abb. 9.14 zeigt die Transferfaktoren der Grünlandproben des Muldesystems und Vergleichswerte. Die Werte sind in den Tab. 13.15 (S. 214) (Proben des Muldesystems) und Tab. 13.17 (S. 216) (Vergleichswerte) im Anhang angegeben.

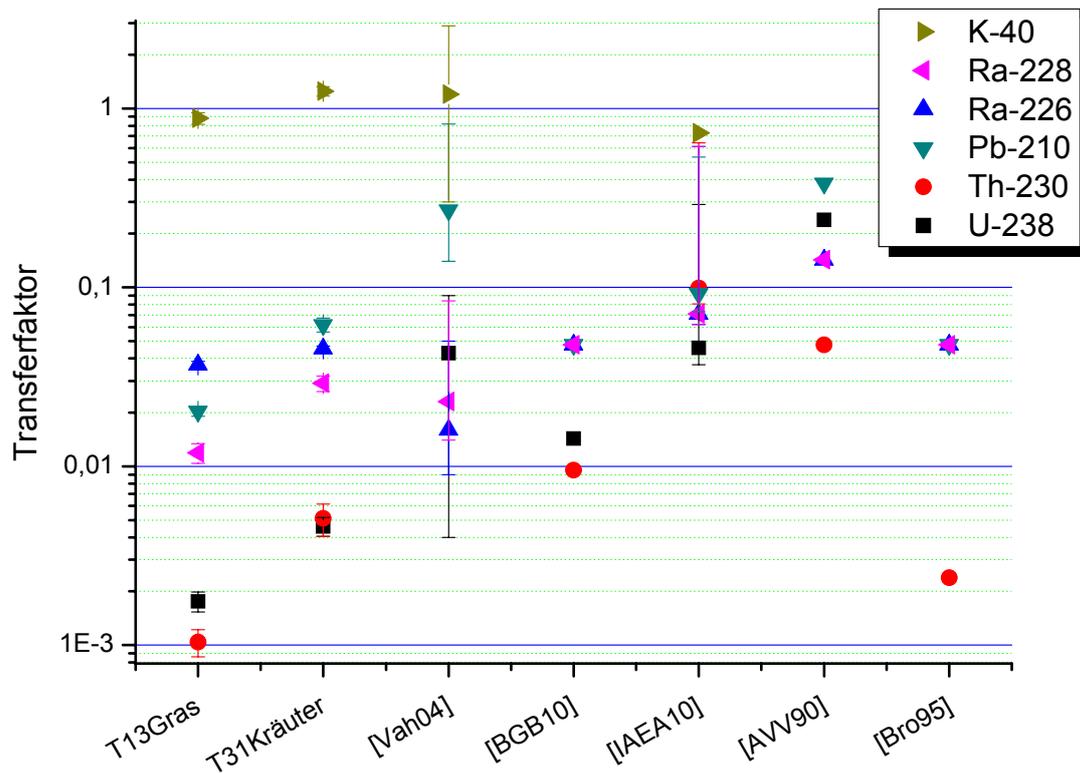


Abb. 9.14: Transferfaktoren der Grünlandproben und Vergleichswerte

Die Transferfaktoren der beiden Muldeproben variieren teilweise beträchtlich, wie auch die Literaturgaben. Es gilt weiterhin zu beachten, dass es sich bei Weide- und Wiesenbewuchs um Gemische verschiedener Gräser und Wiesenkräuter in variierenden Zusammensetzungen handelt. Die hier ermittelten Transferfaktoren der Aktinoiden (Uran und Thorium) liegen deutlich unter den Literaturwerten mit Ausnahme von [Bro95]. Für Radium und Kalium ist eine vergleichsweise gut Übereinstimmung zu beobachten. Bei Blei liegen die Werte von [Vah04] und [AVV90] deutlich über denen der anderen Proben und Quellen. Insgesamt zeigt [AVV90] höhere Transferfaktoren als die anderen Proben und Quellen. Darin spiegelt sich der Charakter einer konservativen Abschätzung gegenüber realistischeren Werten wider.

Weizen

Abb. 9.15 zeigt die Transferfaktoren der Weizenproben des Muldesystems und Vergleichswerte. Abb. 9.16 stellt die Transferfaktoren der Weizenkörner Vergleichswerten gegenüber. Die Werte sind in den Tab. 13.15 (S. 214) (Proben des Muldesystems) und Tab. 13.17 (S. 216) (Vergleichswerte) im Anhang angegeben.

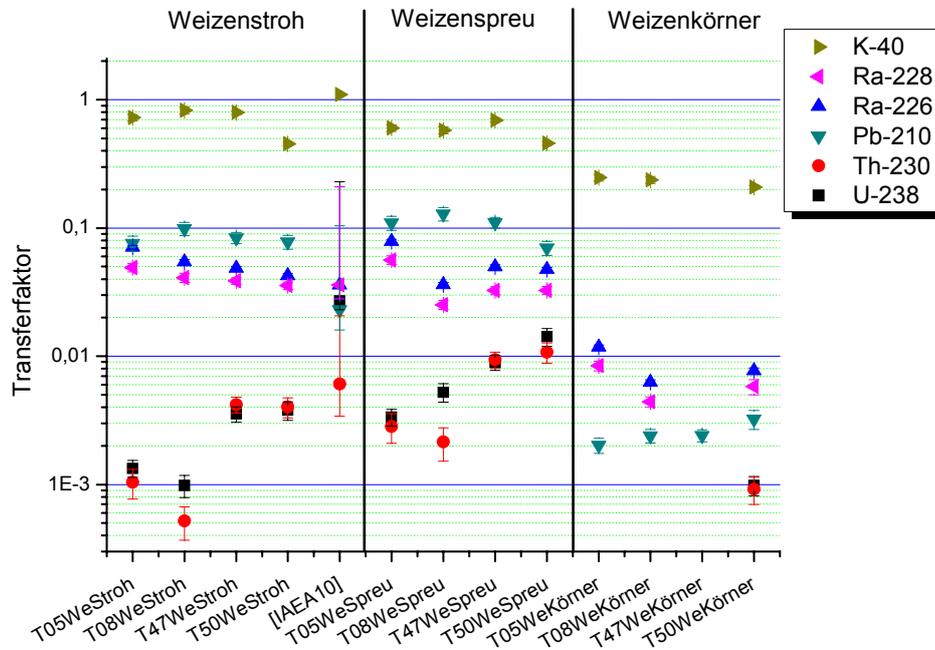


Abb. 9.15: Transferfaktoren der Weizenproben und Vergleichswerte

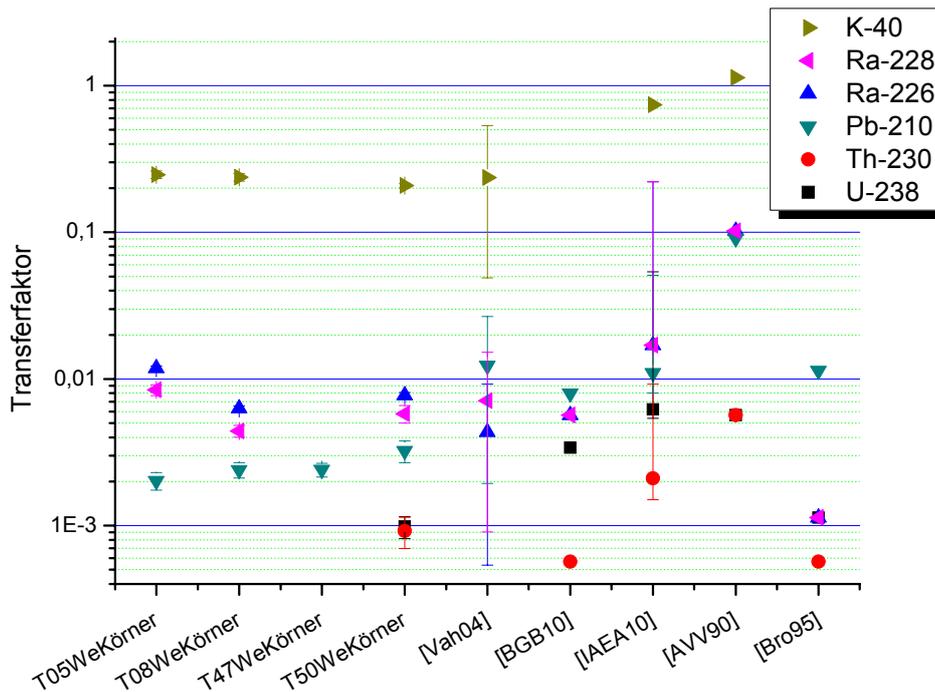


Abb. 9.16: Transferfaktoren der Weizenkörner und Vergleichswerte

Die Schwankungen der Transferfaktoren gleicher Pflanzenteile sind bei den Weizenproben etwas geringer als bei den übrigen Bewuchsarten. Bei den Actinoiden sind sie relativ am größten. Die Werte der Proben der Testflächen 05 und 08 sowie der Testflächen 47 und 50 liegen dabei bei einigen Nukliden jeweils etwas näher zusammen, wobei dies bei den Actinoiden am deutlichsten hervortritt. Ein Zusammenhang mit der räumlichen Nähe ist zu vermuten. Auffällig ist, dass die Transferfaktoren der Testfläche 08 sich nicht von den übrigen abheben. Die bei der Diskussion des Bewuchses beobachteten geringeren Aktivitäten dieser Testfläche (S. 135ff) sind folglich auf geringere Ausgangsaktivitäten im Boden zurückzuführen. Da der gleiche Boden Grundlage ist, spiegeln sich die beim Bewuchs diskutierten Aktivitätsunterschiede in den verschiedenen Pflanzenteilen auch in den Transferfaktoren wider. Weizenstroh und Weizenspreu zeigen große Ähnlichkeit. Die Weizenkörner weisen geringere Transferfaktoren auf. Während bei Kalium und den Actinoiden nur ein marginaler Unterschied erkennbar ist, sind die Transferfaktoren für Radium und Blei erheblich geringer. Der sehr viel kleinere Transferfaktor für Blei wird auch dadurch zu begründen sein, dass aufgrund der Umhüllung der Weizenkörner im Gegensatz zu Stroh und Spreu die atmosphärische Deposition als Kontaminationspfad praktisch ausgeschlossen ist. Beim Stroh zeigt die Literaturangabe geringfügig höhere Transferfaktoren für Thorium und Kalium, während der Faktor für Uran erheblich höher liegt. Die Faktoren für Radium stimmen recht gut überein. Der geringere Faktor für Blei wird vermutlich darin begründet sein, dass die Literaturquelle nur den Wurzelpfad berücksichtigt. Bei den Weizenkörnern ist die Streuung der Literaturwerte deutlich größer als bei den hier ermittelten Transferfaktoren. Die Literaturangaben zeigen wieder deutlich höhere Transferfaktoren für Uran. Die Transferfaktoren für Thorium schwanken in einem großen Bereich um den hier ermittelten Faktor. [AVV90] zeigt wie beim Grünlandbewuchs höhere Werte als die übrigen Quellen, was auf das Ziel der konservativen Abschätzung zurückzuführen ist. Die Transferfaktoren für Kalium liegen leicht über den hier ermittelten, ebenso wie die Faktoren für Blei, während die meisten Faktoren für Radium eine recht gute Übereinstimmung zeigen.

Mais

Abb. 9.17 zeigt die Transferfaktoren der Maisproben des Muldesystems und Vergleichswerte. Die Werte sind in den Tab. 13.15 (S. 214) (Proben des Muldesystems) und Tab. 13.17 (S. 216) (Vergleichswerte) im Anhang angegeben.

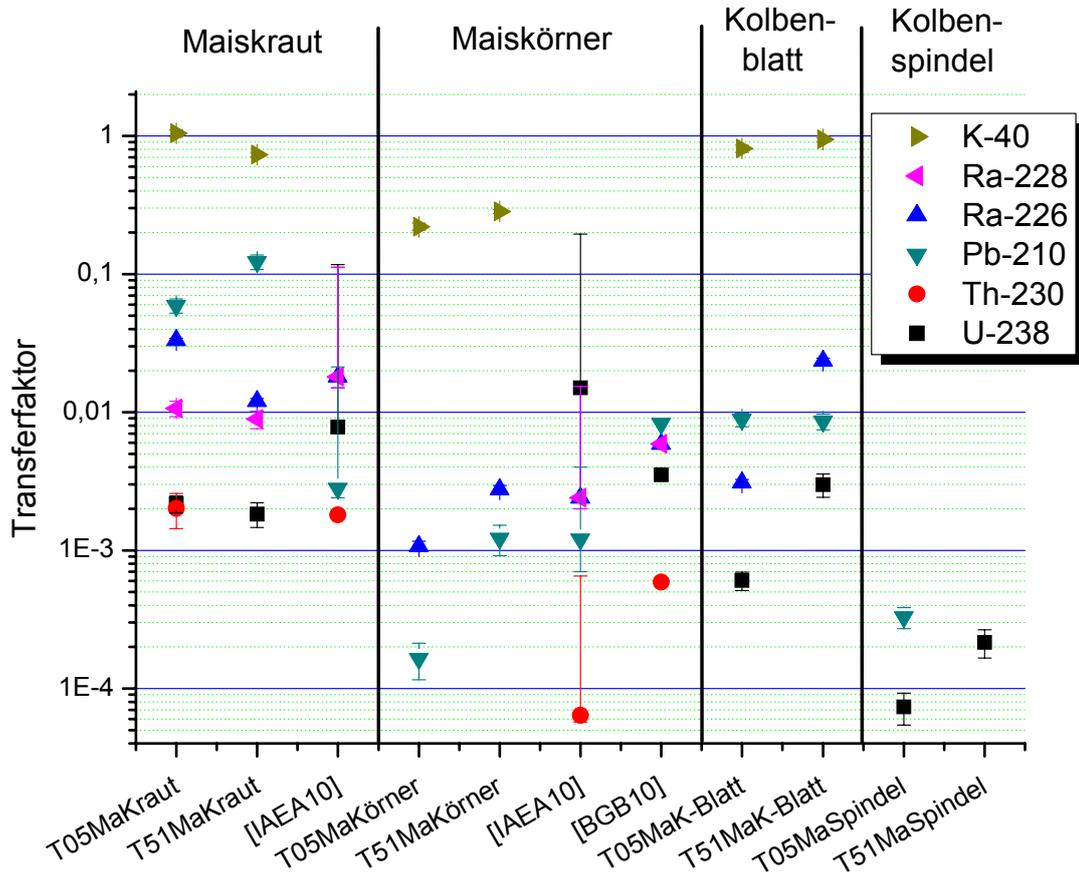


Abb. 9.17: Transferfaktoren der Maisproben und Vergleichswerte

Die Schwankungen der Transferfaktoren der Proben des Muldesystems sind im Vergleich zu den anderen Bewuchsarten beim Mais besonders ausgeprägt. Wie beim Weizen festgestellt, finden sich die beim Bewuchs diskutierten Aktivitätsunterschiede in den verschiedenen Pflanzenteilen auch in den Transferfaktoren wieder. Die Körner zeigen geringere Transferfaktoren als das Kraut. Die Spindel ähnelt mehr den Körnern, während das Kolbenblatt zwischen Kraut und Korn liegt. Der Vergleich mit den Literaturwerten zeigt dieselben Ergebnisse wie beim Grünlandbewuchs und Weizen. Die Transferfaktoren für Uran sind deutlich höher als die hier ermittelten Faktoren, während bei Radium recht gute Übereinstimmungen festzustellen sind. Die Transferfaktoren für Blei stimmen beim Korn relativ gut überein. Beim Kraut wird der Unterschied wie beim Stroh vermutlich maßgeblich darin begründet sein, dass die Literaturquelle nur den Wurzelpfad berücksichtigt.

## Raps

Abb. 9.18 zeigt die Transferfaktoren der Rapsproben des Muldesystems und Vergleichswerte. Die Werte sind in den Tab. 13.15 (S. 214) (Proben des Muldesystems) und Tab. 13.17 (S. 216) (Vergleichswerte) im Anhang angegeben.

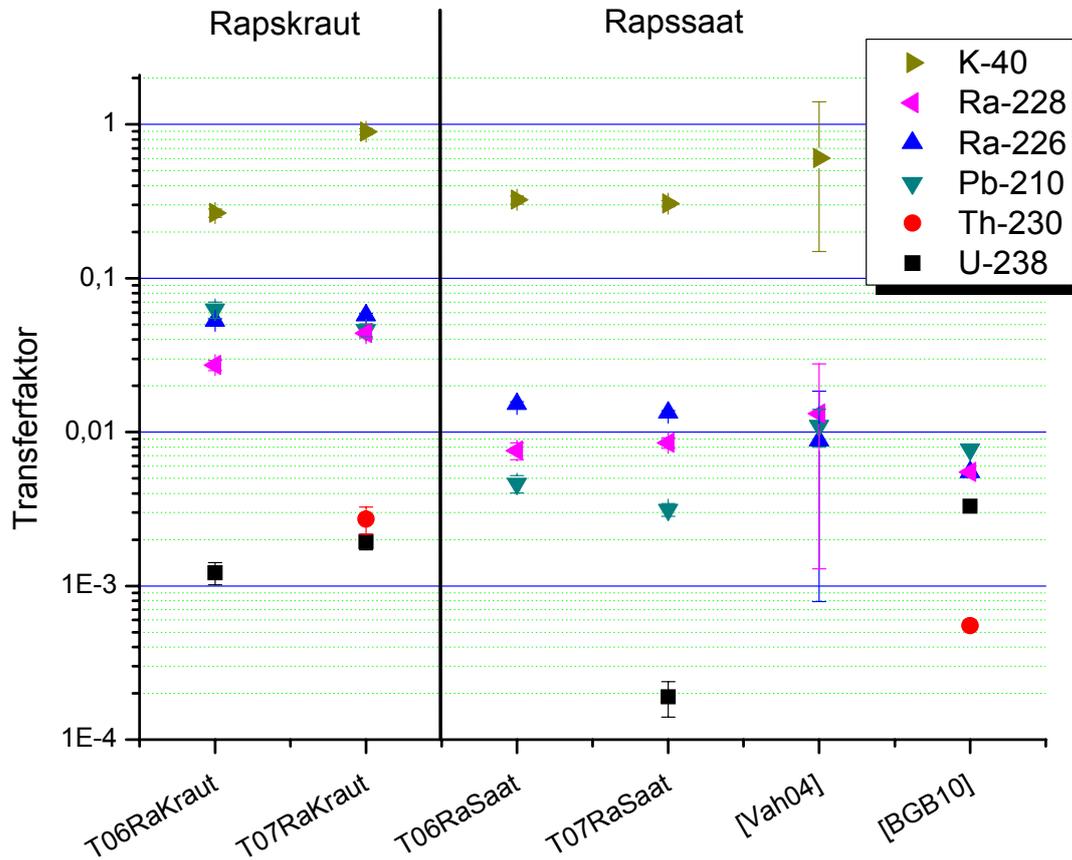


Abb. 9.18: Transferfaktoren der Rapsproben und Vergleichswerte

Wie beim Weizen schwanken die Transferfaktoren der Proben des Muldesystems im Vergleich zu den anderen Bewuchsarten beim Raps relativ wenig. Wahrscheinlich wird die räumliche Nähe der Proben hierbei eine Rolle spielen. Wie zuvor schon mehrfach festgestellt, finden sich die beim Bewuchs diskutierten Aktivitätsunterschiede in den verschiedenen Pflanzenteilen auch in den Transferfaktoren wieder. Die Transferfaktoren der Saat liegen unter denen des Krauts. Die Literaturwerte zeigen zumeist eine gute Übereinstimmung mit den hier ermittelten Transferfaktoren. Nur für Uran liegt der hier ermittelte Transferfaktor, wie bei den anderen Bewuchsarten, deutlich unter dem Literaturwert.

Abb. 9.19 vergleicht die Transferfaktoren der verschiedenen Bewuchsarten. Bei Weizen, Mais und Raps sind die Transferfaktoren des Strohs bzw. Krauts angegeben, da diese am besten die Gesamtpflanze abbilden.

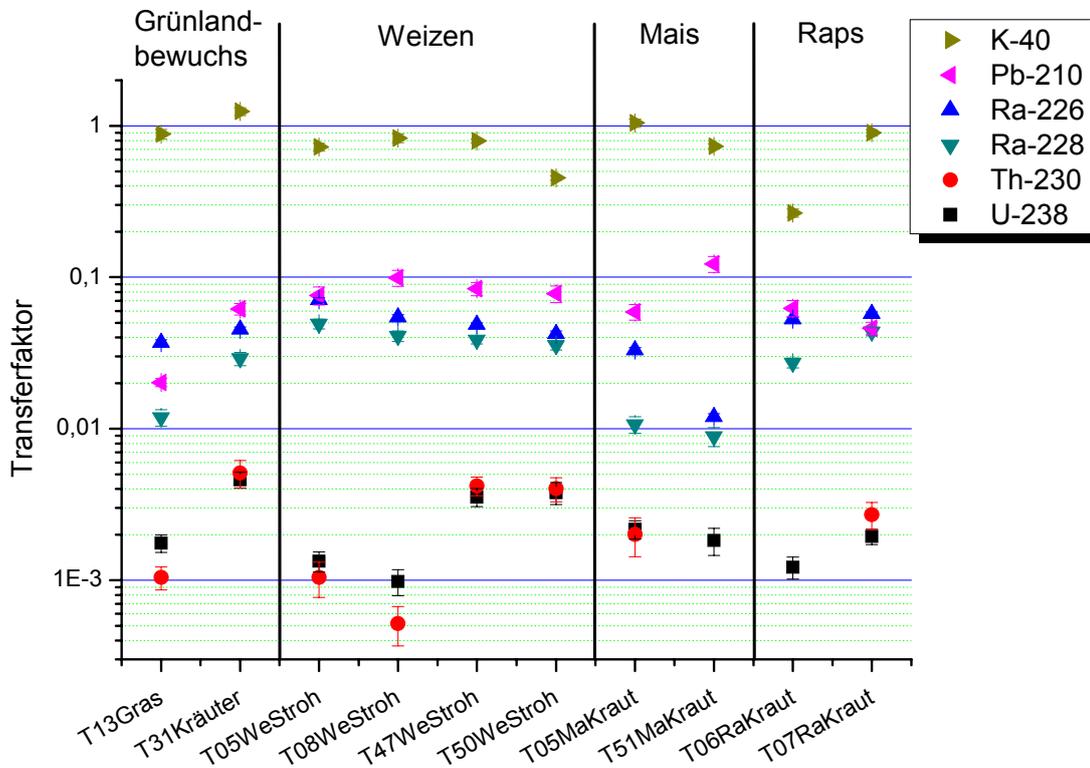


Abb. 9.19: Transferfaktoren der verschiedenen Bewuchsarten

Der Vergleich der Bewuchsarten zeigt, dass sich die Transferfaktoren eines Nuklids der verschiedenen Bewuchsarten praktisch nicht unterscheiden. Die Schwankungen innerhalb derselben Bewuchsart übersteigen die Unterschiede zwischen den verschiedenen Bewuchsarten. Die Transferfaktoren sind erwartungsgemäß deutlich vom Radionuklid bzw. dessen Chemie abhängig, während eine Abhängigkeit von der Bewuchsart hier nicht feststellbar ist.

Es gilt festzuhalten, dass über alle Bewuchsarten in der Literatur höhere Transferfaktoren für Uran angegeben wurden als für die gemessenen Proben bestimmt wurde. Die Transferfaktoren für Radium zeigten hingegen durchweg gute Übereinstimmungen. Es ist daher anzunehmen, dass sich in Folge des Uranbergbaus unlösliches bzw. nicht pflanzenverfügbares<sup>128</sup> Uran im Boden angereichert hat, während der lösliche bzw. pflanzenverfügbare Teil größtenteils bereits von den Pflanzen aufgenommen oder durch Wasser ausgewaschen wurde. Hierdurch wurde das anderorts übliche Verhältnis zwischen pflanzenverfügbarem und nicht pflanzenverfügbarem Uran gestört und spiegelt sich in geringeren Transferfaktoren wider. Die erhöhten Uranaktivitäten im Boden führen daher praktisch nicht zu erhöhten Uranaktivitäten im Bewuchs, bedingen aber als stetige Radiumquelle langfristig erhöhte Radiumaktivitäten im Bewuchs. Wie im Kapitel Bewuchs

<sup>128</sup> Löslichkeit ist Bedingung für die Pflanzenverfügbarkeit, aber nicht jede lösliche Verbindung ist auch pflanzenverfügbar.

diskutiert, weist der Bewuchs erhöhte Radiumwerte auf, die als Folge des Uranbergbaus identifiziert werden können (siehe S. 133). Die Annahme steht im Einklang mit der aufgrund der sehr ähnlichen mittleren Transferfaktoren für Uran und Thorium zuvor getroffenen Aussage.

Die Transferfaktoren für Blei deuten auf eine nicht zu vernachlässigende Bedeutung der atmosphärischen Deposition als Kontaminationspfad hin. Hinweise darauf sind die deutlichen Unterschiede zwischen den hier ermittelten Transferfaktoren und denen von [IAEA10], die nur den Wurzelpfad berücksichtigt und das im Vergleich zum Radium überproportionales Absinken des Transferfaktors zwischen Kraut bzw. Stroh und den Körnern bzw. der Saat. Dagegen ist der Unterschied zwischen den hier ermittelten Transferfaktoren und dem von [IAEA10] bei den Grünlandproben gering. Dies wird durch die aufgrund der geschlossenen Grasdecke geringere Bedeutung der Resuspension zu erklären sein.

# 10. Radiologische Bewertung

## 10.1. Einleitung

Einen wesentlichen Aspekt des Projektes bildet die radiologische Beurteilung einschließlich der Bestimmung der potentiellen Strahlenexposition des Menschen durch die agrarische Nutzung der Auenböden.

Die Modellierung der Strahlenexposition wurde im Wesentlichen durch Christian Röbbeln im Rahmen seiner Diplomarbeit „Probabilistische Modellierung der Strahlenexposition durch Radionuklide“ [Röb10] durchgeführt. Malte Görlich hat sich in seiner Diplomarbeit „Die  $\gamma$ -spektrometrische Untersuchung des Bewuchses von Auenböden entlang der Zwickauer und Vereinigten Mulde“ [Gör10] mit der Modellierung der Strahlenexposition auf Basis des untersuchten Bewuchses befasst.

### Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von kontaminierten Flächen [SSK91]

Die Strahlenschutzkommission (SSK) hat nach der Wiedervereinigung Deutschlands eine Reihe von Empfehlungen zur Nutzung von durch Uranbergbau kontaminierten Flächen erarbeitet. Zur radiologischen Beurteilung der landwirtschaftlichen Auenflächen werden die Richtwerte der Empfehlung „Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von durch Uranbergbau kontaminierten Flächen zu forst- und landwirtschaftlichen Zwecken sowie als Grünanlage (Parkanlage) und Wohngebiet“ [SSK91] herangezogen. Zur Beurteilung und Begrenzung der individuellen Strahlenexposition werden Richtwerte empfohlen, die sich an einer zusätzlichen potentiellen Strahlenexposition von 1 mSv/a als Folge des Uranbergbaus orientiert. Die Aktivität der Uran-Radium-Reihe wird als entscheidend betrachtet, wobei Radium-226 in der Regel das Leitnuklid darstellt und vom radiochemischen Gleichgewicht ausgegangen werden kann. Bei Ungleichgewicht ist das Radionuklid mit der höchsten Aktivität zu betrachten. Bei der Aktivitätsbestimmung ist die Mittelung über eine Fläche von 100 m<sup>2</sup> zulässig, und zwar in den Schichten 0,0 m bis 0,1 m, 0,1 m bis 0,5 m und ab 0,5 m bis zur nicht durch den Bergbau kontaminierten Bodenschicht in 1 m-Schritten. Folgende Kriterien für die Nutzung werden empfohlen:

- Bei mittleren Aktivitäten von unter 200 Bq/kg in jeder Schicht kann das Gelände ohne Einschränkung genutzt werden.
- Bei mittleren Aktivitäten zwischen 200 Bq/kg und 1000 Bq/kg wird die Nutzung als landwirtschaftliche Grünfläche oder als Forstwirtschaft empfohlen. Andere Nutzungen sollten weiteren Einschränkungen unterliegen.
- Bei mittleren Aktivitäten über 1000 Bq/kg in einer der Schichten soll unter Beachtung der standortspezifischen Bedingungen die Notwendigkeit von Maßnahmen geprüft werden.

Berechnungsgrundlage Bergbau

[BGB10]

Grundlage der Dosismodellierung ist die vom Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) herausgegebene „Berechnungsgrundlage zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität“, kurz Berechnungsgrundlage Bergbau. Sie dient der „Ermittlung der bergbaubedingten Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung und von Beschäftigten und gelten sowohl für die Nutzung, Stilllegung, Sanierung, und Folgenutzung von Grundstücken, die durch bergbauliche Anlagen und Einrichtungen kontaminiert sind“. Es werden Verfahren und Parameter zur Berechnung der effektiven Dosis für den Aufenthalt in Gebäuden, an unterirdischen Arbeitsplätzen und im Freien sowie für den Verzehr von Muttermilch und lokaler Nahrung beschrieben. Die aktuelle Version der Berechnungsgrundlage Bergbau vom März 2010 [BGB10] ist das Ergebnis einer Überarbeitung und Zusammenfassung der beiden bisher separat geltenden „Berechnungsgrundlage zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität“ und „Berechnungsgrundlage zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität“. Beide wurden im praktischen Vollzug überwiegend bei den Sanierungsvorhaben der Wismut GmbH angewendet und haben sich in den letzten zehn Jahren bei der Abschätzung der Strahlenexposition durch bergbaubedingte Umweltradioaktivität erfolgreich etabliert. Dies liegt auch darin begründet, dass hier erstmalig Berechnungsmodelle und –parameter vorgegeben werden, die im Sinne der SSK eine „realistische, aber ausreichend konservative“ Bewertung ermöglichen.

Die Berechnungsgrundlage berücksichtigt die Expositionsszenarien:

- Aufenthalt in Gebäuden,
- Aufenthalt an unterirdischen Arbeitsplätzen,
- Aufenthalt im Freien,
- Verzehr von Muttermilch und lokal erzeugter Lebensmittel

und die Expositionspfade:

- Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens,
- Exposition durch Inhalation von Staub,
- Exposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten,
- Exposition durch Ingestion von Muttermilch und lokal erzeugter Lebensmittel und
- Exposition durch Direktingestion von Boden.

## 10.2. Allgemeine radiologische Beurteilung

### Wasser

Die im Wasser aufgefundenen massenbezogenen Aktivitäten sind radiologisch von untergeordneter Bedeutung. Die mit 86 mBq/kg höchste gemessene Aktivität von Uran-238 entspricht<sup>129</sup> 6,88 µg(U<sub>nat</sub>)/L und liegt damit unter dem Grenzwert von 10 µg/L für Uran im Trinkwasser gemäß Trinkwasserverordnung (Stand 19.10.2011; in Kraft getreten am 01.11.2011). 10 mBq/kg Uran-238 entsprechen 0,8 µg/L Natururan und 10 µg/L entsprechen 125 mBq/kg. In der EU-Empfehlung (2001/928/Euratom) über den Schutz der Öffentlichkeit vor der Exposition gegenüber Radon im Trinkwasser [EUK01] werden die Referenzwerte von 0,1 Bq/L für Polonium-210 und 0,2 Bq/L für Blei-210 im Trinkwasser genannt. Auch diese Werte werden in allem Proben deutlich unterschritten. Zur Beurteilung der Wasserqualität ist neben der radiologischen Belastung insbesondere die Belastung mit Schwermetallen<sup>130</sup> wie Cadmium, Blei, Zink und Kupfer sowie im Besonderen mit Arsen zu berücksichtigen.

### Sediment

Die Sedimente selbst sind für die Strahlenexposition nur von untergeordneter Bedeutung, da die Strahlung durch die Wassersäule weitgehend abgeschirmt wird. Sie sind jedoch durch Ablagerung auf den Auenflächen infolge von Überschwemmungen von wesentlicher Bedeutung für den Eintrag von Radionukliden in die Auenböden, so dass ihr Einfluss bei Betrachtung der Böden Berücksichtigung findet.

### Auenböden

Zur radiologischen Beurteilung der landwirtschaftlichen Auenflächen werden die Richtwerte der Empfehlung „Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von durch Uranbergbau kontaminierten Flächen zu forst- und landwirtschaftlichen Zwecken sowie als Grünanlage (Parkanlage) und Wohngebiet“ [SSK91] herangezogen. Es jedoch zu beachten, dass die Aktivitätsermittlung nicht den Vorgaben der Empfehlung entspricht. In Tab. 13.18 im Anhang (S. 217) ist für jede Bodenprobe die höchste Aktivität in der Uran-Radium-Reihe und das entsprechende Nuklid aufgeführt.

Die maximalen Aktivitäten innerhalb der Uran-Radium-Reihe<sup>131</sup> werden bei den Nukliden Uran-238 und Thorium-230 erreicht. Bei einigen Vergleichsproben ist Blei-210 das Nuklid mit der höchsten Aktivität. Nur in einem Fall weist Radium-226 die höchste Aktivität auf. Die Vergleichsproben weisen erwartungsgemäß immer Maximalaktivitäten unter 200 Bq/kg, in der Regel unter 100 Bq/kg, auf und unterliegen somit keinen Nutzungseinschränkungen. Bei der Bewertung der uranbergbaulich belasteten Proben ist zu beachten, dass die Auswahl der Testflächen insbesondere Gebiete potenziell hoher Belastung berücksichtigt hat und die Probenahme von tiefenorientierten Proben auf den Flächen und an den Orten mit hoher Ortsdosisleistung durchgeführt wurde, so dass eine höhere Anzahl von Proben an Stellen, die hohe Aktivitäten erwarten ließen, genommen wurden. Somit spiegeln die Proben eine konservative Betrachtung für die gesamten Muldeauen wider.

<sup>129</sup> Umrechnung erfolgt unter Berücksichtigung des Massenanteils von 0,993 von Uran-238 in Natururan mittels der spezifische Aktivität von  $1,24 \cdot 10^4$  Bq/g [BMU06a]. Weiterhin wird die Dichte von 1 kg/L angenommen.

<sup>130</sup> Die Schwermetallbelastung schließt ebenfalls Uran ein.

<sup>131</sup> Die Gesamtaktivität wird in der Regel durch Kalium-40 dominiert.

Tab. 10.1 zeigt eine Übersicht über die Richtwertüberschreitungen der uranbergbaulich belasteten Bodenproben. Tab. 10.2 zeigt die Einstufung der einzelnen Testflächen gemäß [SSK91]. Grundlage der konservativen Betrachtung ist der arithmetische Mittelwert über die Maximalaktivitäten aller Proben derselben Testfläche.

Tab. 10.1: Einstufung der belasteten Bodenproben gemäß [SSK91]

Proben	Anzahl	< 200 Bq/kg	> 200 Bq/kg	> 1000 Bq/kg
Insgesamt	68	25	39	4
Testflächen	24	14	9	1
Grünland	29	2	23	4
Ackerland	39	23	16	0
Zwickauer Mulde	31	7	21	3
Vereinigte Mulde	37	18	18	1

Tab. 10.2: Einstufung der Testflächen gemäß [SSK91]

ZM ist das Kürzel für Zwickauer Mulde, VM für Vereinigte Mulde, GL für Grünland und AL für Ackerland

Nr.	Testfläche	Fluss	Profil	Kat.	< 200 Bq/kg	> 200 Bq/kg	> 1000 Bq/kg
1	1	ZM		GL		X	
2	2	ZM		GL		X	
3	4	ZM		AL	X		
4	5	ZM		AL	X		
5	6	ZM		AL	X		
6	7	ZM	X	AL		X	
7	8	ZM		AL	X		
8	10	ZM		AL	X		
9	13	ZM	X	GL			X
10	14	ZM		AL		X	
11	18	VM		AL	X		
12	19	VM		AL	X		
13	21	VM		AL	X		
14	22	VM		GL	X		
15	23	VM		AL	X		
16	26	VM	X	AL		X	
17	27	VM		GL	X		
18	31	VM	X	GL		X	
19	34	VM		GL		X	
20	36	VM		GL		X	
21	40	VM		GL		X	
22	47	VM		AL	X		
23	50	VM		AL	X		
24	51	VM		AL	X		

Gut ein Drittel der Proben (37 %) liegt unter dem Richtwert von 200 Bq/kg. 39 Proben (57 %) weisen Aktivitäten zwischen den 200 Bq/kg und 1000 Bq/kg und für vier Proben (6 %) konnte Aktivitäten über 1000 Bq/kg festgestellt werden. Der Großteil der Proben liegt allerdings in der Nähe des Richtwertes von 200 Bq/kg. So liegen mit 45 Proben 66 % der Proben im Bereich zwischen 100 Bq/kg und 300 Bq/kg. Von der 39 Proben die den Richtwert von 200 Bq/kg überschreiten, liegen 20 Proben unter 300 Bq/kg, 11 zwischen 300 Bq/kg und 500 Bq/kg und nur drei Proben weisen Aktivitäten zwischen 500 Bq/kg und 1000 Bq/kg auf. Auffällig ist, dass die tiefenorientierten Proben höhere Maximalaktivitäten aufweisen als die entsprechenden Oberbodenmischproben. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass es sich bei den Oberbodenproben um Mischproben von 20 oder 40 Einzelproben handelt. Alle Aktivitäten über 500 Bq/kg wurden bei tiefenorientierten Proben gefunden. Ansonsten sind die bereits bei den Bodenproben diskutierten Trends zu erkennen. So weisen Grünlandproben auch höhere Maximalaktivitäten auf als die Ackerlandproben und die Proben entlang der Zwickauer Mulde höhere Maximalaktivitäten als die Proben entlang der Vereinigten Mulde.

Zur Beurteilung der Testflächen wird der arithmetische Mittelwert der Maximalwerte aller Proben<sup>132</sup> der jeweiligen Fläche genutzt. Von den 24 untersuchten Testflächen liegen 14 unter dem Richtwert von 200 Bq/kg. Dies liegt vor allem daran, dass die Richtwertüberschreitungen vieler Proben nur gering sind und sich daher oft herausmitteln. Für 9 Testflächen ist gemäß dieser Kriterien eine eingeschränkte Nutzung zu empfehlen. Davon werden bereits sechs als Grünlandflächen genutzt. Allerdings gehören auch drei Ackerlandflächen dazu. Für diese wäre eine Überprüfung gemäß [SSK91] mit entsprechender Probenahme zu empfehlen. Bei einer Beurteilung nach [SSK91] sollte allerdings berücksichtigt werden, dass aufgrund der Vertriebswege der modernen Agrarindustrie für Getreide eine Verteilung bzw. Verdünnung anzunehmen ist, die keinen dosisrelevanten Einfluss mehr erwarten lässt. Es wird daher seitens der Strahlenschutzkommission angestrebt, den Getreideanbau von der Betrachtung auszunehmen<sup>133</sup>. Raps ist hier aufgrund derselben Argumentation dem Getreide gleichzustellen. Da auf den untersuchten Ackerlandflächen ausschließlich Getreide<sup>134</sup> und Raps angebaut wurde, stünde deren Anbau folglich mit einer eingeschränkten Nutzung nicht im Widerspruch. Testfläche 13 weist als einzige Testfläche eine mittlere Maximalaktivität von über 1000 Bq/kg auf, so dass eine genauere Untersuchung mit entsprechender Probenahme gemäß [SSK91] bzw. die Prüfung möglicher Gegenmaßnahmen zu empfehlen ist.

---

<sup>132</sup> flächen- wie auch tiefenorientierte Proben

<sup>133</sup> gemäß mündlicher Aussage von Prof. Dr. Michel, der zu diesem Zeitpunkt SSK-Vorsitzenden war (Jan 2008 – Dez. 2011)

<sup>134</sup> Weizen, Mais, Gerste sowie eine Weizen-Gerste-Kreuzung (GeWeMix)

## 10.3. Dosismodellierung

### Modellierungsbedingungen

Die Modellierung berücksichtigt die Expositionsszenarien Aufenthalt im Freien sowie Verzehr von Muttermilch und lokal erzeugter Lebensmittel (pflanzliche und tierische Produkte sowie Wasser) für die kontaminierten Acker- und Grünlandflächen entlang der Zwickauer und der Vereinigten Mulde. Dazu werden die Ergebnisse der Oberbodenmischproben und der Wasserproben sowie die bei der Probennahme gemessenen Ortsdosisleistungen (ODL) (S. 98) verwendet. Es werden dabei für die Böden die Nuklide der Uran-Radium- (U-238, U-234, Th-230, Ra-226, Pb-210 und Po-210), der Uran-Actinium- (U-235, Pa-231 und Ac-227) und der Thorium-Reihe (Th-232, Ra-228 und Th-228) sowie für das Wasser die Urannuklide (U-238, U-235 und U-234) und Polonium-210 berücksichtigt. Die Ergebnisse der verschiedenen Oberbodenmischproben einer Testfläche werden durch Bildung des arithmetischen Mittelwertes zusammengefasst. Die Ortsdosisleistung wurde an jedem Probenahmepunkt und auf Testflächen mit tiefenorientierten Proben zusätzlich verteilt über die gesamte Testfläche gemessen. Für die Modellierung erfolgte eine flächengewichtete Mittelwertbildung. Hierzu wurde ein Gitternetz mit dem Abstand von 1m über jede Testfläche gelegt und jedem Gitterpunkt die Ortsdosisleistung des am nächsten liegenden Messpunktes zugeordnet. Anschließend wurde von den Werten aller Gitterpunkte der arithmetische Mittelwert bestimmt. Im Rahmen der oben genannten Expositionsszenarien kommen die Expositionspfade:

- Äußere Exposition durch Gamma-Strahlung des Bodens,
- Exposition durch Inhalation von Staub,
- Exposition durch Direktingestion von Boden und
- Exposition durch Ingestion von Muttermilch und lokal erzeugter Lebensmittel

als tatsächlich auftretende Expositionen zur Anwendung. Als relevante, lokal erzeugte Lebensmittel werden Fisch, Fleisch, Fleischwaren, Milch und Milchprodukte berücksichtigt. Der Anteil an lokal erzeugtem Getreide ist gemäß Berechnungsgrundlagen Bergbau mit 0% anzusetzen. Dementsprechend wird Getreide nicht berücksichtigt. Auch der Expositionspfad des Trinkwassers kann ausgeschlossen werden, da im untersuchten Gebiet keine Trinkwassergewinnung aus dem Flusswasser erfolgt. Bei allen Berechnungen wurde die natürliche Umweltradioaktivität gemäß der in den Berechnungsgrundlagen Bergbau genannten Werte abgezogen.

### Effektive Dosis anhand der Mittelwerte

Um für das gesamte Gebiet des Muldesystems eine Einschätzung der uranbergbaubedingten jährlichen Strahlenexposition zu erhalten, wurde eine Modellierung auf der Grundlage der geometrischen Mittelwerte durchgeführt. Die Mittelwerte und ihre Standardabweichungen sind im Anhang in Tab. 13.19 (S. 218) aufgeführt. Die für die Referenzpersonen berechneten jährlichen effektiven Dosen sind in Abb. 10.1 dargestellt. Die Werte sind in Tab. 13.20 (S. 219) im Anhang aufgeführt.

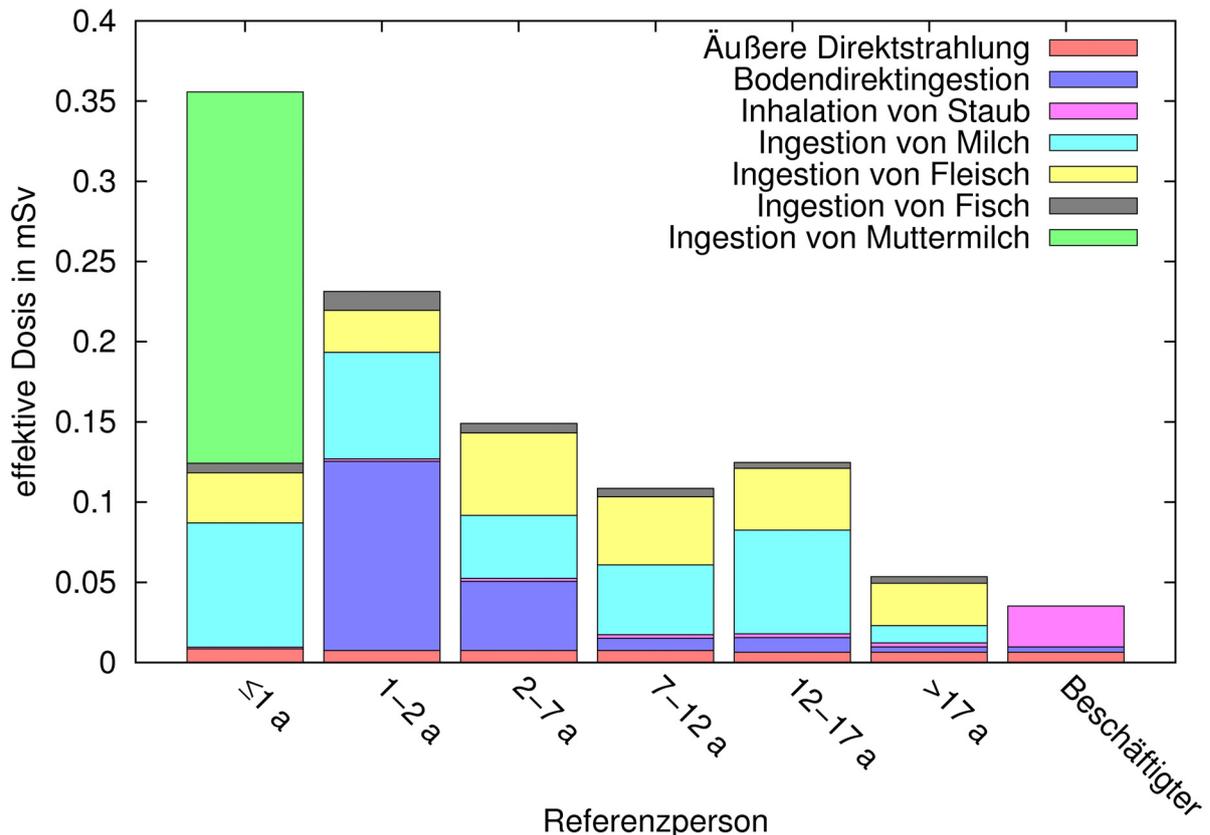


Abb. 10.1: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet aus den geometrischen Mittelwerten [Röb10]

Die mit den geometrischen Mittelwerten bestimmten Strahlenexpositionen liegen deutlich unter dem Richtwert von 1 mSv. Effektiver Jahresdosis für die Referenzperson  $\leq 1$  a beträgt 0,35 mSv, 0,23 mSv für die Referenzperson 1-2 a, 0,15 mSv für die Referenzperson 2-7 a, 0,11 mSv für die Referenzperson 7-12 a, 0,12 mSv für die Referenzperson 12-17 a, 0,05 mSv für die Referenzperson  $> 17$  a und 0,04 mSv für die Referenzperson Beschäftigter. Generell ist eine Abnahme der Dosis mit zunehmenden Alter zu beobachten, mit Ausnahme der Referenzperson 7-12 a.

Die Referenzperson  $\leq 1$  a gilt als besonders schutzbedürftig, was sich in entsprechend hohen Dosiskoeffizienten widerspiegelt. Sie weist daher allgemein die höchste effektive Dosis auf und ist als kritische Referenzperson zu sehen. Der Expositionspfad Ingestion durch Muttermilch ist dabei mit etwa 65 % der Gesamtdosis dominierend. Von dieser Exposition stammen circa 75% aus der Ingestion von Fleisch und Fleischwaren der Mutter. Der Rest stammt etwa zu gleichen Anteilen aus den Ingestionen der Mutter von Milch und Milchprodukten sowie von Fisch. Der zweitwichtigste Expositionspfad für die Referenzperson  $\leq 1$  a mit etwa 22 % der Gesamtdosis ist die Ingestion von Milch und Milchprodukten. Ingestion von Fleisch und

Fleischwaren macht 8,8 % und die Ingestion von Fisch 1,6 % der Gesamtdosis aus. Die Inhalation von Staub ist mit 0,3 % der Gesamtdosis praktisch vernachlässigbar. Die auf die äußeren Direktstrahlung zurückzuführende Dosis ist für alle Referenzpersonen ähnlich und macht für die Referenzperson  $\leq 1$  a 2,4 % der Gesamtdosis aus.

Bei der Referenzperson 1-2 a stellt die Direktingestion von Boden mit 51 % den dominierenden Expositionspfad dar. Der zweitwichtigste Expositionspfad mit etwa 28 % der Gesamtdosis ist wieder die Ingestion von Milch und Milchprodukten, gefolgt von der Ingestion von Fleisch und Fleischwaren mit 11 % und der Ingestion von Fisch mit 5,1 %. Bei der Referenzperson 2-7 a ist Ingestion von Fleisch und Fleischwaren mit 34 % der Gesamtdosis der bedeutendste Expositionspfad, gefolgt von der Direktingestion von Boden mit 30 % und der Ingestion von Milch und Milchprodukten mit 26 %. Bei der Referenzperson 7-12 a bestimmen vor allem die Expositionspfade Ingestion von Milch und Milchprodukten und Ingestion von Fleisch und Fleischwaren mit jeweils etwa 40 % die Gesamtdosis. Für die Referenzperson 12-17 a wird ein erhöhtes Knochenwachstum angenommen, welchem neben einer erhöhten Lebensmittelmenge durch höhere Dosiskoeffizienten, insbesondere für Radium, Rechnung getragen wird. Dies begründet die Sonderstellung im Trend der den Alter abnehmenden Dosis und führt dazu dass die Ingestion von Milch und Milchprodukten mit 52 % der Gesamtdosis der wichtigste Expositionspfad für diese Referenzperson ist. Dem folgt die Ingestion von Fleisch und Fleischwaren mit 31 %. Bei der Referenzperson  $>17$  a stellt die dann die Ingestion von Fleisch und Fleischwaren mit 49 % gefolgt von der Ingestion von Milch und Milchprodukten mit 20 % der Gesamtdosis der wichtigste Expositionspfad dar. Bei der Referenzperson Beschäftigter stellt die Nahrungsmittelaufnahme keinen Expositionsweg dar, so dass nur noch die Expositionspfade äußere Direktstrahlung des Bodens, Direktingestion von Boden und Inhalation von Staub zu berücksichtigen sind. Hierbei stellt die Inhalation von Staub mit 73 % der Gesamtdosis den wichtigsten Expositionspfad dar. Die Direktingestion von Boden macht 9 % und die Direktstrahlung 18 % der Gesamtdosis aus.

#### Effektive Dosis anhand der 95 % Perzentile und an der ungünstigsten Einwirkstelle

Im Sinne einer konservativeren Dosisabschätzung wurde die Dosis ebenfalls auf Basis der 95 % Perzentile und an den ungünstigsten Einwirkstellen modelliert. Die 95 % Perzentile sind im Anhang in Tab. 13.19 (S. 218) aufgeführt. Grundlage der Berechnung an den ungünstigsten Einwirkstellen sind die Testfläche und die Wasserprobe mit den höchsten gemessenen Aktivitäten. Dies sind die Testfläche 2 (Probe T02A; Flusskilometer 91) und die Wasserprobe TF04 (Flusskilometer 102). Die für die Referenzpersonen anhand der 95 % Perzentile berechneten jährlichen effektiven Dosen sind in Abb. 10.2 dargestellt. Abb. 10.3 zeigt die jährlichen effektiven Dosen an den ungünstigsten Einwirkstellen. Die Werte sind in Tab. 13.21 (95 % Perzentile) und Tab. 13.22 (ungünstigste Einwirkstellen) im Anhang (S. 219) aufgeführt.

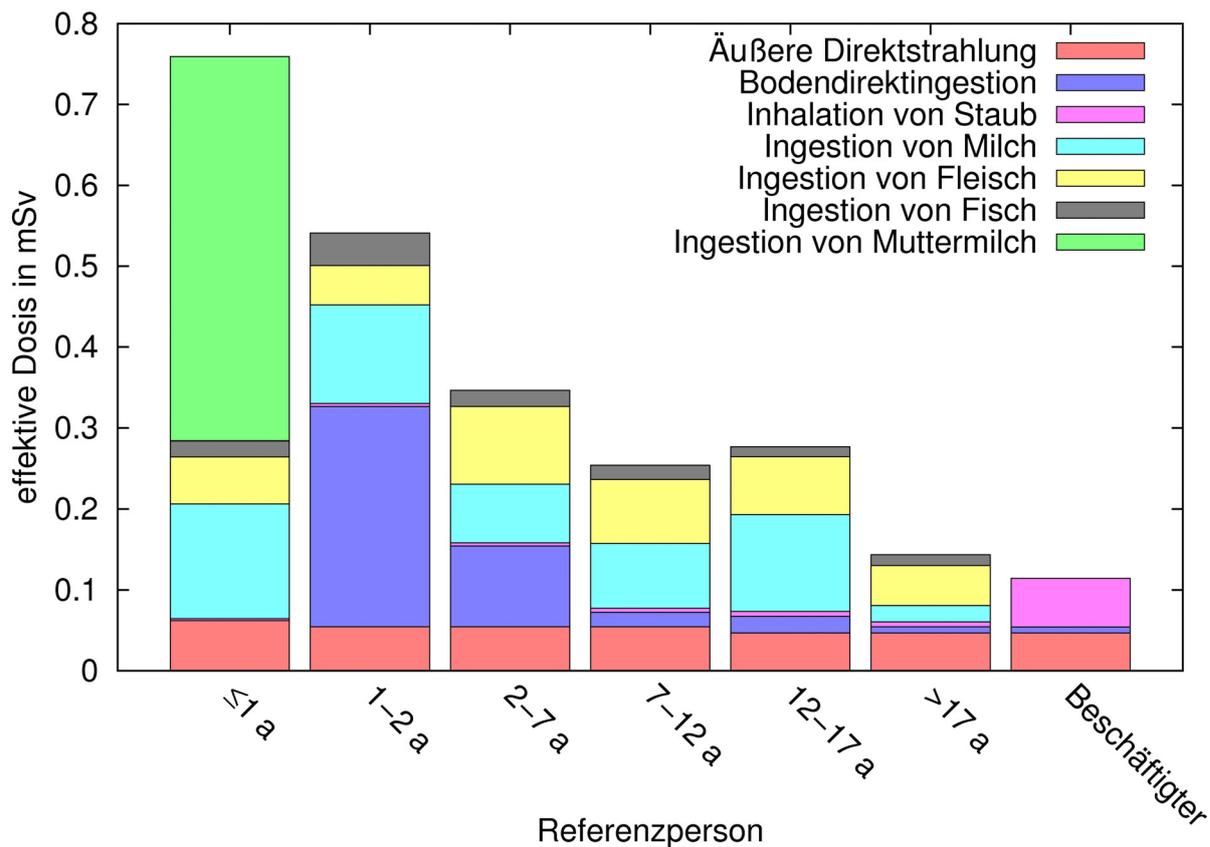


Abb. 10.2: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet mit den 95 % Perzentilen [Röb10]

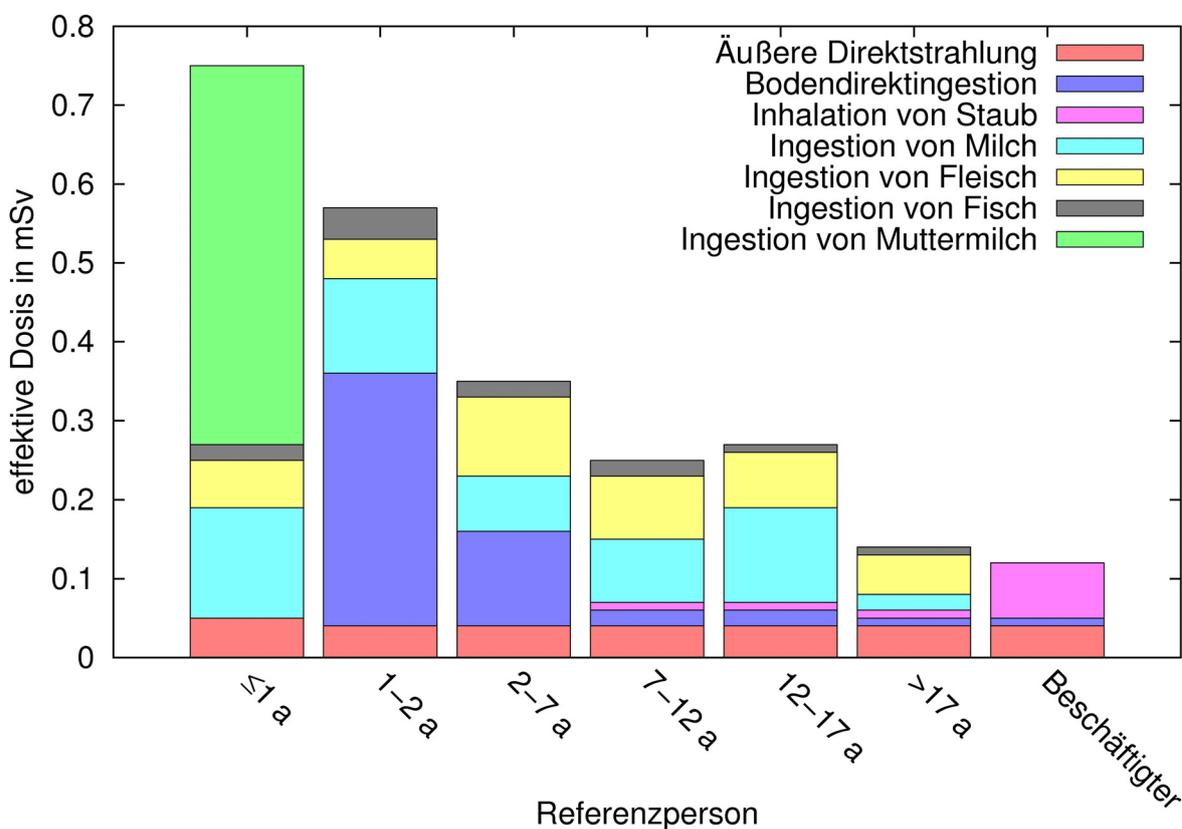


Abb. 10.3: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen an den ungünstigsten Einwirkstellen [Röb10]

Beide Modellansätze liefern sehr ähnliche Ergebnisse. Die berechneten effektiven Jahresdosen liegen um den Faktor zwei bis drei über den anhand der geometrischen Mittelwerte berechneten Dosen. Für die kritische Referenzperson  $\leq 1$  a liegt die effektive Jahresdosis auf Basis der 95 % Perzentile bei 0,76 mSv und an den ungünstigsten Einwirkstellen bei 0,75 mSv. Die Ingestion von Muttermilch stellt dabei nach der Berechnung stets den bedeutendsten Expositionspfad dar. Auch im Rahmen dieser konservativeren Abschätzungen wird der Richtwert von 1 mSv nicht überschritten. Hinsichtlich des Verhältnisses der Anteile an der Gesamtexposition und der Relation zwischen den Referenzpersonen stimmen die Modellierungen anhand der geometrischen Mittelwerte, der 95 % Perzentile und an dem ungünstigsten Einwirkstellen weitgehend überein. Der Expositionspfad äußere Direktstrahlung des Bodens erhält in den konservativeren Abschätzungen, insbesondere anhand der 95 % Perzentile, eine deutlich höhere Bedeutung. Der Anteil an der Gesamtexposition auf Basis der 95 % Perzentile steigt z.B. für die Referenzperson  $\leq 1$  a um den Faktor 3,4 und für Referenzperson Beschäftigter um den Faktor 2.

#### Effektive Dosis für die einzelnen Testflächen

Weiterhin werden die einzelnen Testflächen separat betrachtet. Dabei bleibt die gegenwärtige Nutzung unberücksichtigt. Die berechneten effektiven Jahresdosen sind im Abb. 10.4 dargestellt und in Tab. 13.23 im Anhang (S. 220ff) aufgeführt.

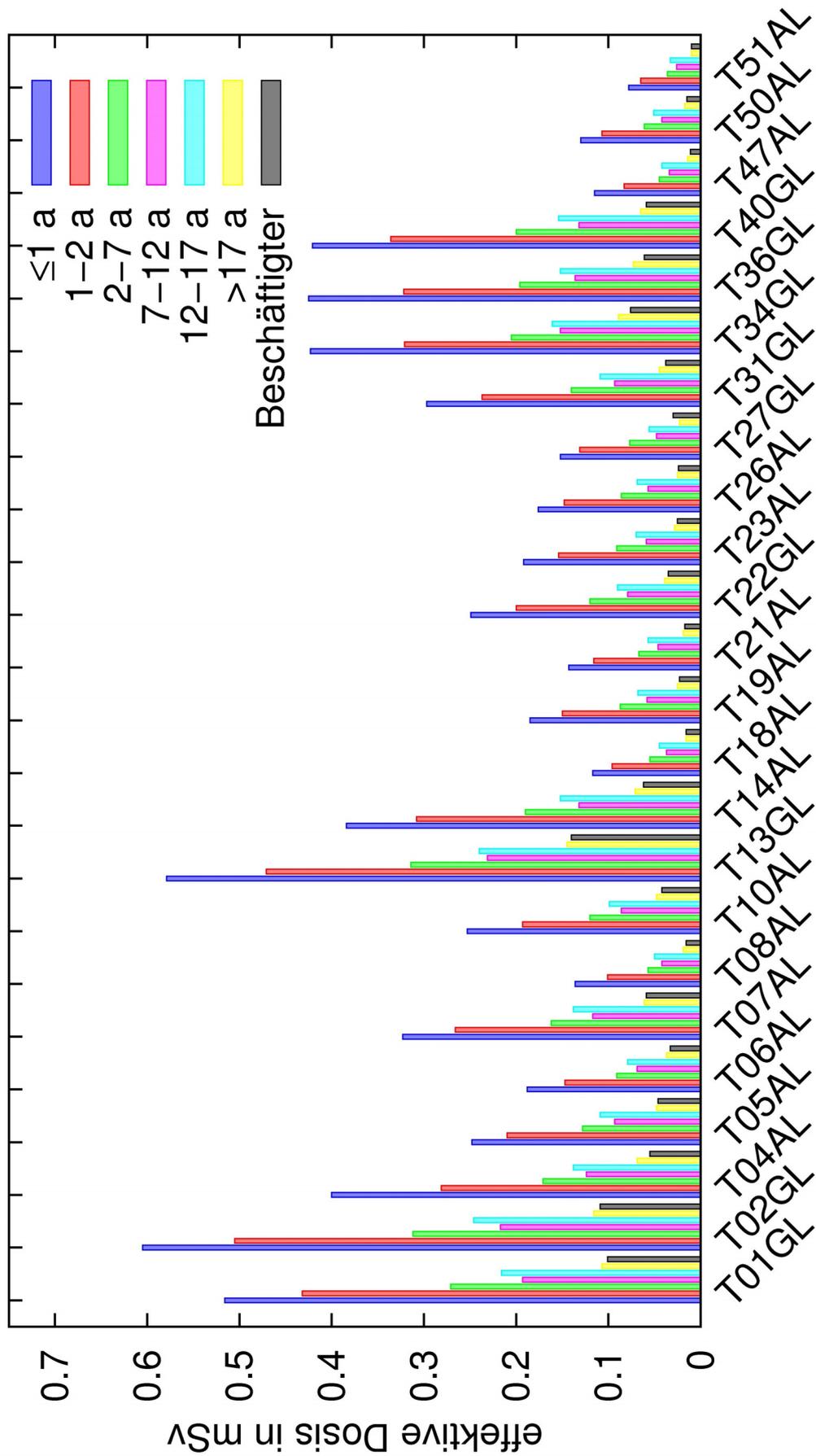


Abb. 10.4: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen für die einzelnen Testflächen [Röb10] ungeachtet der aktuellen Nutzung; AL kennzeichnet Ackerlandflächen, GL Grünlandflächen

Die ermittelten, durch den Uranbergbau bedingten, jährlichen Strahlenexpositionen liegen zwischen 0,61 mSv für die Referenzperson  $\leq 1$  a auf der Testfläche 2 und 0,01 mSv für die Referenzperson  $> 17$  a auf der Testfläche 51 und damit stets unter dem Richtwert von 1 mSv. Die unterschiedlichen Jahresdosen auf den einzelnen Testflächen werden im Wesentlichen durch die unterschiedlichen massenbezogenen Aktivitäten bestimmt. Die Schwankungen spiegeln daher im Wesentlichen die beim Boden diskutierten Trends und Abhängigkeiten wider (siehe Abschnitt 7.4, S. 99ff). Die Strahlenexposition auf Grünlandflächen ist höher als auf Ackerlandflächen und nimmt entlang der Mulde ab. Die mittleren effektiven Jahresdosen entlang der Vereinigten Mulde sind geringer als die entlang der Zwickauer Mulde. Dabei ist zu beachten, dass die gemittelten Aktivitäten der verschiedenen Probenahmeflächen<sup>135</sup> einer Testfläche in die Berechnung eingegangen sind, also die Testfläche betrachtet wird, während im Kapitel Auenböden die verschiedenen Probenahmeflächen einer Testfläche separat betrachtet wurden. Die effektive Dosis bzw. die massenbezogenen Aktivitäten der verschiedenen Probenahmeflächen einer Testfläche können dabei stark von einander abweichen. Die beobachteten Trends erfahren daher durch die Mittlung eine leichte Glättung.

#### Effektive Dosis anhand von Monte-Carlo-Simulationen

Modellierungen auf Basis von Monte-Carlo-Simulationen zeigen mit den auf Basis von Punktgrößen durchgeführten Modellierungen vergleichbare Ergebnisse. Für keine der Referenzpersonen ist eine Überschreitung des Richtwertes von 1 mSv festzustellen. Dabei sind die mittleren Dosen auf Basis der Monte-Carlo-Simulationen größer als die über die geometrischen Mittelwerte berechneten Dosen, während die 95 % Perzentile auf Basis der Monte-Carlo-Simulationen geringer sind als die auf Basis der 95 % Perzentile der Punktgrößenberechnungen. Mittlere Dosis und 95 % Perzentil nähern sich also an. Die Abweichung zu den Berechnungen anhand von Punktgrößen nimmt dabei mit sinkender Gesamtdosis zu. Das Verfahren und die expliziten Ergebnisse sind ausführlich in der Arbeit von Röbbeln [Röb10] dargestellt.

#### Dosismodellierung bei erweiterter Nutzung

Um den Einfluss in der Zukunft eventuell geänderter Nutzungen der Muldeauen abzuschätzen, wurde neben den zuvor diskutierten Berechnungen, die nur die aktuellen Nutzungsarten beachteten, auch die jährliche Strahlenexposition der Referenzpersonen bei erweiterter Nutzung, d.h. unter Berücksichtigung aller Ingestionspfade berechnet. Dabei wurde angenommen, dass das Flusswasser ohne weitere Aufarbeitung als Trinkwasser verwendet wird. Der Anteil an lokaler Produktion wird für Trinkwasser und Muttermilch mit 100 %, für die restlichen Lebensmittel inklusive Getreide und Getreideprodukten mit 50% angesetzt. In Abb. 10.5 sind die jährlichen effektiven Dosen für die Referenzpersonen berechneten anhand der geometrischen Mittelwerte unter Berücksichtigung aller Ingestionspfade dargestellt. Die Werte sind in Tab. 13.24 im Anhang (S. 223) aufgeführt. Abb. 10.6 zeigt die anhand der 95 % Perzentile berechneten Dosen. Die Werte sind in Tab. 13.25 im Anhang (S. 224) aufgeführt.

---

<sup>135</sup> Auf der jeweils eine Oberbodenmischprobe genommen wurde

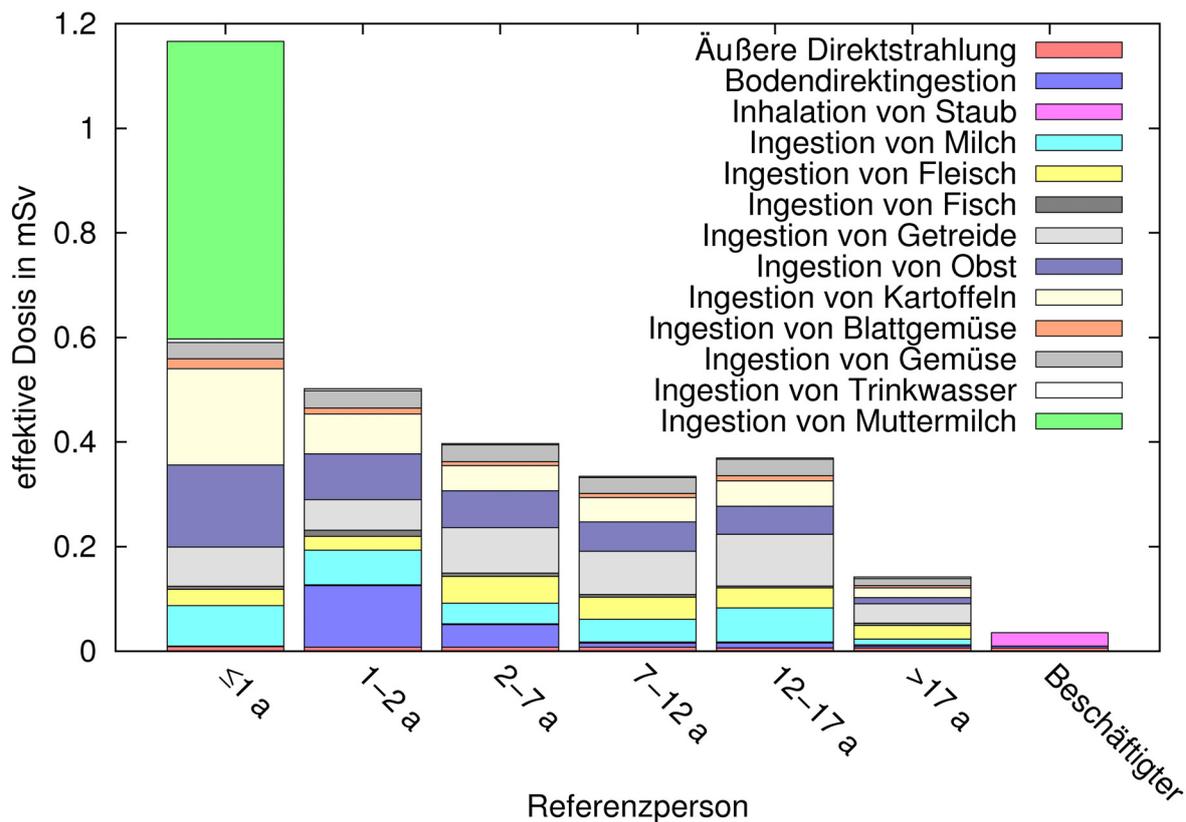


Abb. 10.5: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen für den kompletten Ingestionspfad; berechnet aus den geometrischen Mittelwerten [Röb10]

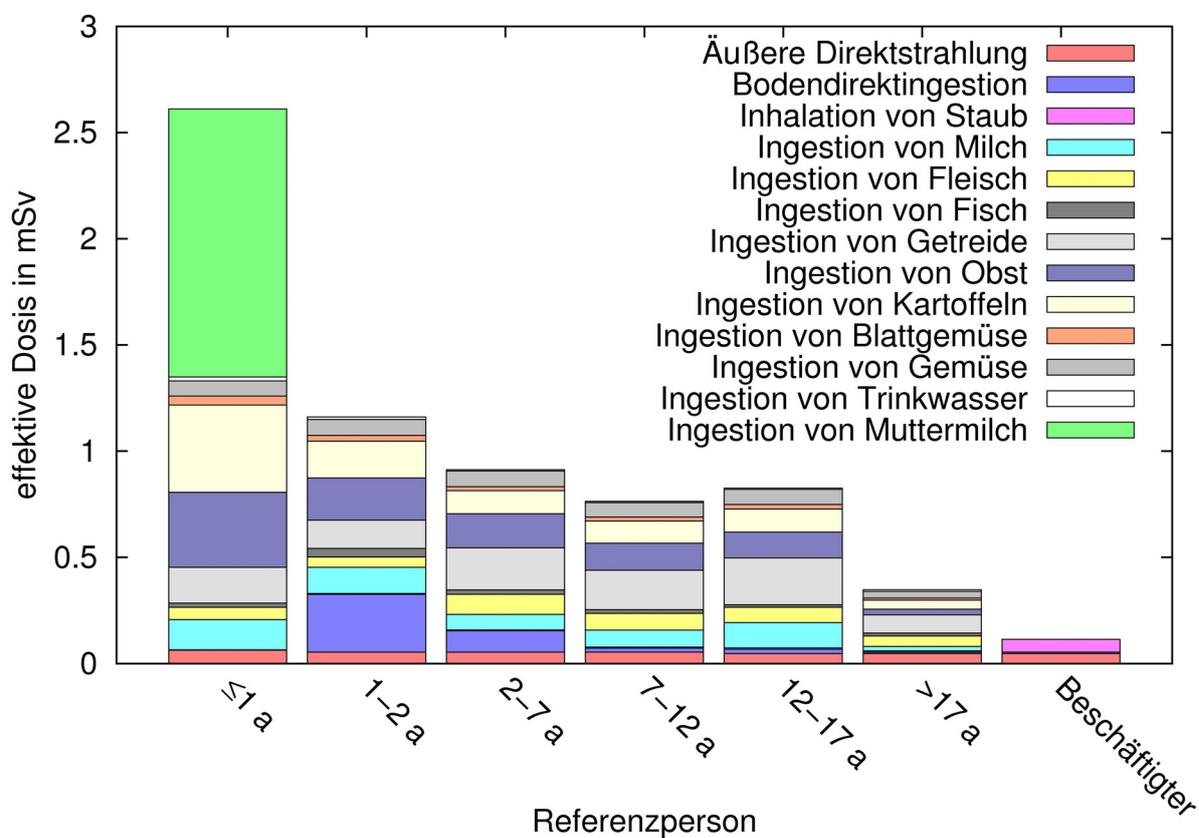


Abb. 10.6: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen für den kompletten Ingestionspfad; berechnet anhand der 95 % Perzentile [Röb10]

Unter diesen extrem konservativen Bedingungen ist eine Überschreitung des Richtwertes festzustellen. Bei der Berechnung mit den geometrischen Mittelwerten gilt dies für die kritische Referenzperson  $\leq 1$  a mit 1,2 mSv. Die anderen Referenzpersonen liegen mit einer maximalen Strahlenexposition von 0,5 mSv deutlich unter dem Richtwert. Bei Berechnung anhand der 95 % Perzentile sind erhebliche Richtwertüberschreitungen festzustellen. Die kritische Referenzperson  $\leq 1$  a überschreitet den Richtwert mit 2,6 mSv um mehr als das Doppelte. Auch die Referenzperson 1-2 a überschreitet den Richtwert mit 1,2 mSv und die Referenzperson 2-7 a liegt mit 0,91 mSv nur knapp darunter. Überschreitungen des Richtwertes bei erweiterter Nutzung, d.h. unter Berücksichtigung aller Ingestionspfade, waren zu erwarten, da wie oben diskutiert (S. 171ff) für mehrere Testfläche nur ein eingeschränkte Nutzung gemäß [SSK91] empfohlen wird.

Für die Referenzperson  $\leq 1$  a stellt die Ingestion von Muttermilch mit 47 % (Mittelwerte) bzw. 50 % (95 % Perzentile) weiterhin den dominanten Expositionspfad dar. Für alle Referenzpersonen<sup>136</sup> sind die Ingestion von Kartoffeln, die Ingestion von Obst und Obstprodukte und die Ingestion von Getreide und Getreideprodukten als wesentliche Expositionspfade neu hinzugekommen. Diese führen zu höheren Dosen als die zuvor wesentlichen Expositionspfade Ingestion von Milch und Milchprodukten und Ingestion von Fleisch und Fleischwaren. Für die Referenzpersonen 2-7 a, 7-12 a, 12-17 a und  $> 17$  a stellt die Ingestion von Getreide und Getreideprodukten den bedeutendsten Expositionspfad dar. Hierbei ist zu beachten, dass diese Modellrechnung diesen Expositionspfad gleichrangig mit anderen Lebensmittelpfaden mit 50 % lokal erzeugter Lebensmittel ansetzt, während ansonsten, wie zuvor auch, dieser Expositionspfad mit 0 % lokal erzeugter Lebensmittel gemäß Berechnungsgrundlage Bergbau unberücksichtigt bliebe. Für die Referenzperson Beschäftigte gibt es keine Änderungen, da für sie kein Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel angenommen wird. Die Nutzung von Flusswasser als Trinkwasser führt zu lediglich 0,0064 mSv bei Berechnung anhand der geometrischen Mittelwerte bzw. 0,0188 mSv bei Berechnung anhand der 95 % Perzentile für die kritische Referenzperson  $\leq 1$  a. Dies entspricht gerade 0,5 % bzw. 0,7 % der Gesamtdosis und ist damit praktisch vernachlässigbar klein. Gemäß dieser Dosisabschätzung würde die Gesamtrichtdosis von 0,1 mSv/a gemäß Trinkwasserverordnung (Stand 19.10.2011; in Kraft getreten am 01.11.2011) deutlich unterschritten.

Bei Erweiterung der Nutzung der Auenböden mit Anbau und Verzehr von Gemüse, Kartoffeln, Getreide und Obst ist ein Überschreiten des Richtwertes von 1 mSv für einzelne Referenzpersonen nicht auszuschließen. Dies gilt insbesondere für Säuglinge, die gestillt werden.

---

<sup>136</sup> außer Referenzperson Beschäftigte

## 10.4. Dosismodellierung Bewuchs

Bei den bisherigen Berechnungen basierten die effektiven Dosen für Lebensmittel auf den im Boden und Wasser gemessenen Aktivitäten. Grundlage der folgenden Modellierungen sind die im Bewuchs gemessenen Aktivitäten. Es wird dabei nur die Ingestion von Radionukliden durch Lebensmittel aus dem Getreide der beprobten Flächen und von Fleisch, Fleischwaren, Milch und Milchprodukten von Tieren, die auf den Grünlandflächen weiden, berücksichtigt. Die Referenzperson Beschäftigter ist somit nicht weiter zu berücksichtigen. Im Sinne der ungünstigsten Einwirkstellen werden die Aktivitäten des Getreides und des WeidebewUCHS mit den höchsten gamma-spektrometrisch gemessenen Werten als Eingangsgrößen gewählt. Es handelt sich hierbei um den Weidebewuchs der Testfläche 31 (T31Kräuter) und den Weizen der Testfläche 5 (T05WeKörner). Der Anteil lokal erzeugter Lebensmittel wird mit 50 % angesetzt. Es wird jeweils eine Modellierung mit einem Anteil von lokal erzeugtem Getreide und Getreideprodukten von 0 % und 50 % durchgeführt.

Die jährlichen effektiven Dosen für die Referenzpersonen, berechnet anhand der Bewuchsaktivitäten, sind in Abb. 10.7 mit einem Anteil von 0 % an lokal erzeugtem Getreide und Getreideprodukten und in Abb. 10.8 mit einem Anteil von 50 % an lokal erzeugtem Getreide und Getreideprodukten dargestellt. Die Werte sind im Anhang in Tab. 13.26 (ohne Getreide) und Tab. 16.27 (mit Getreide) (S. 224) aufgeführt.

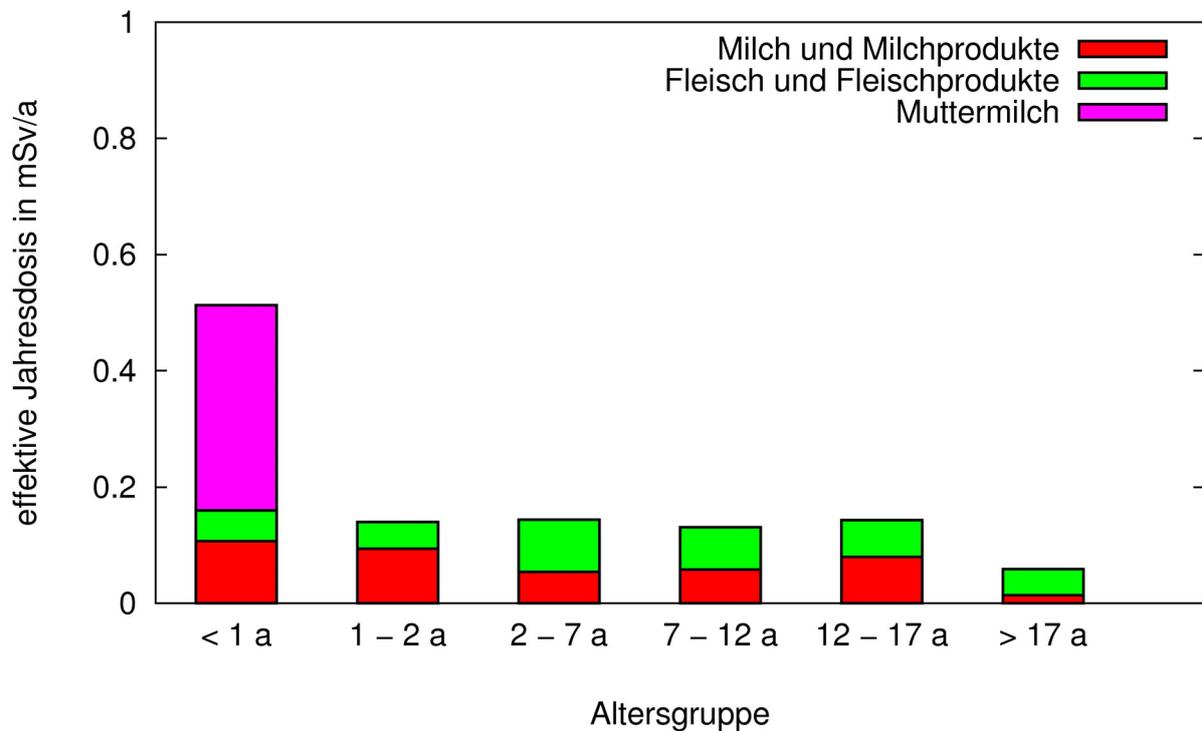


Abb. 10.7: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet anhand der Bewuchsaktivität; mit 0 % lokal erzeugtem Getreide [Gör10]

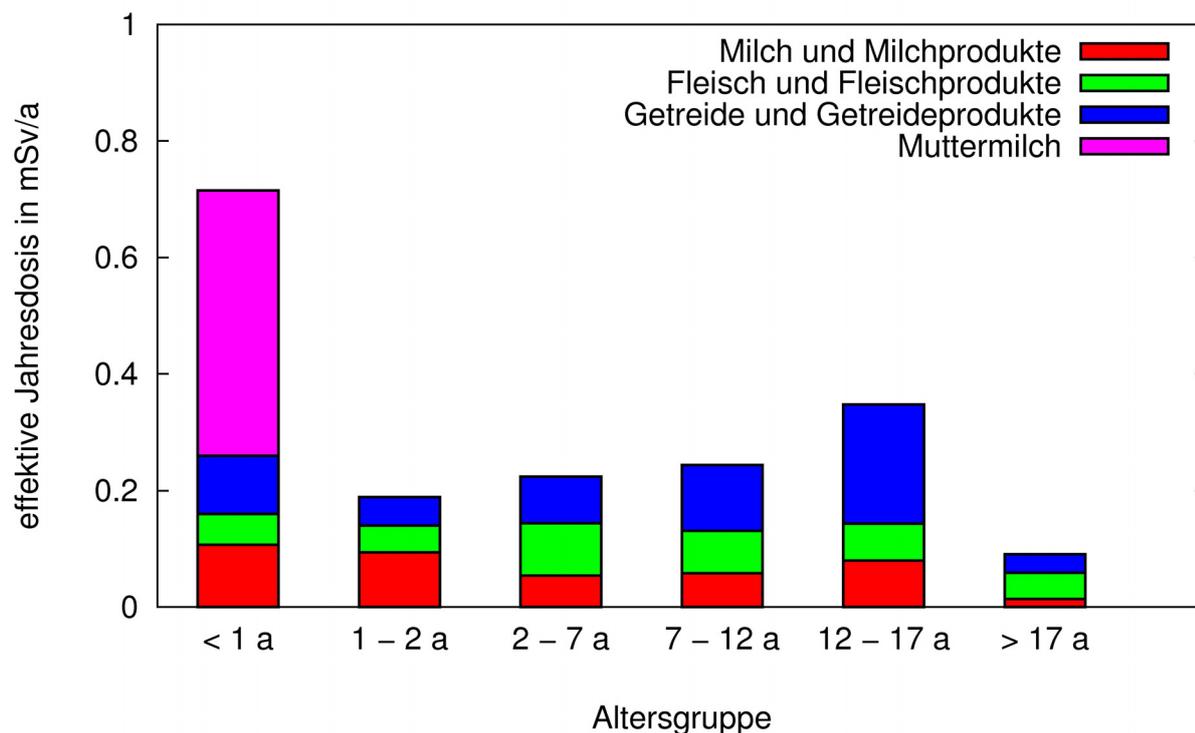


Abb. 10.8: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet anhand der Bewuchsaktivität; mit 50 % lokal erzeugtem Getreide [Gör10]

Die Strahlenexposition aller Referenzpersonen aufgrund der Expositionspfade Ingestion von Milch und Milchprodukten und Ingestion von Fleisch und Fleischwaren liegt unter 0,2 mSv pro Jahr. Bei der Referenzperson  $\leq 1$  a ist die Ingestion von Muttermilch der dominante Expositionspfad. Für Referenzpersonen 1-2 a und 12-17 a ist die Ingestion von Milch und Milchprodukten der wichtigste Expositionspfad, bei den Referenzpersonen 2-7 a, 7-12 a und  $> 17$  a die Ingestion von Fleisch und Fleischwaren. Das Verhältnis der Expositionspfade Ingestion von Milch und Milchprodukten und Ingestion von Fleisch und Fleischwaren, sowie Ingestion von Muttermilch stimmt mit den vorhergehenden Modellierungen weitgehend überein. Die berechneten effektiven Dosen liegen über den zuvor anhand der geometrischen Mittelwerte berechneten Dosen, aber unter den für die ungünstigsten Einwirkstellen berechneten Dosen. Dies ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die geringe Anzahl der Stichproben zurückzuführen, so dass die Modellierungen als verträglich betrachtet werden können.

Bei der Berücksichtigung von 50 % lokal erzeugtem Getreide stellt die Ingestion von Getreide und Getreideprodukten für die Referenzpersonen 7-12 a und 12-17 a den wichtigsten Expositionspfad dar. Verglichen mit den Modellierungen für die erweiterte Nutzung kommt dem Expositionspfad Ingestion von Getreide und Getreideprodukten eine geringere Bedeutung zu. So ist dieser dort z.B. zusätzlich auch für die Referenzperson 2-7 a der wichtigste Expositionspfad. Die Ingestion von Muttermilch ist nicht sinnvoll vergleichbar, da die höhere Anzahl an Expositionspfaden durch Ingestion zu höheren Dosen führt. Die effektiven Dosen der Expositionspfade Ingestion von Milch und Milchprodukten und Ingestion von Fleisch und Fleischwaren liegen erwartungsgemäß zwischen den anhand der geometrischen Mittelwerte bei erweiterter Nutzung und anhand der 95 % Perzentile bei erweiterter Nutzung berechneten Dosen. Die effektiven Dosen des Expositionspfades Ingestion von Getreide und Getreideprodukte hingegen schwanken um die anhand der geometrischen

Mittelwerte bei erweiterter Nutzung berechneten Werte und liegen unter den anhand der 95 % Perzentile bei erweiterter Nutzung berechneten Dosen. Lediglich der Wert für die Referenzperson 12-17 a liegt nahe dem anhand der 95 % Perzentile bei erweiterter Nutzung berechneten Wert.

Die Modellierungen anhand der Böden der Grünlandflächen<sup>137</sup> und Modellierung anhand des Bewuchses der Grünlandflächen liefern vergleichbare Werte. Die berechneten Werte geben keinen Hinweis auf Inkonsistenzen. Die Modellierung anhand der Böden der Ackerlandflächen<sup>137</sup> hingegen führt zu höheren Dosen als die Modellierung anhand der Weizenkörner.

---

<sup>137</sup> der Dosisbeitrag über das Flusswasser ist dem gegenüber vernachlässigbar klein

# 11. Zusammenfassung

Es wurden die Umweltkompartimente der Muldeauen Flusswasser, Oberflächensedimente des Flusses, Auenböden und Bewuchs beprobt und radiometrisch untersucht. In allem Kompartimenten ist der Einfluss des ehemaligen Uranbergbaus weiterhin erkennbar. Die radiologische Bedeutung ist jedoch gering. So liegen die Urangelhalte des Flusswassers stets unter dem Grenzwert der novellierten<sup>138</sup> Trinkwasserverordnungen. Dosiskalkulationen anhand der Berechnungsgrundlage Bergbau [BGB10] zeigen bei der derzeitigen Nutzung auch unter ungünstigsten Bedingungen keine Überschreitung des Richtwertes von 1 mSv zusätzlicher potentieller Strahlenbelastung im Jahr. Bei einer erweiterten Nutzung mit Anbau und Verzehr von Gemüse, Kartoffeln, Getreide und Obst kann eine Überschreitung des Richtwertes jedoch nicht mehr ausgeschlossen werden. Dies gilt insbesondere für die kritische Referenzperson  $\leq 1$  a, wobei die Muttermilch den dominierenden Expositionspfad darstellt. Unter ungünstigsten Bedingungen ist auch bei der Referenzperson 1-2 a eine geringe Überschreitung des Richtwertes festzustellen.

Das Flusswasser nimmt im Ökosystem Flussaue als mobiles Umweltkompartiment eine Sonderstellung gegenüber den anderen quasi-stationären Kompartimenten ein. Es reagiert daher sehr viel schneller auf Veränderungen, hier die Einstellung des Uranbergbaus und die Sanierungsmaßnahmen, als diese. Die Aktivität im Wasser wird durch Uran dominiert. Der Aktivitätsverlauf des Urans korreliert gut mit dem Flussverlauf, d.h. Anstiege sind gut mit potenziellen Aktivitätszutritten und ein Absinken mit unbelasteten Zuflüssen in Verbindung zu bringen. Uranaktivitäten aus den frühen 90er Jahren zeigen einen praktisch identischen Verlauf bei deutlich höheren Werten. Seither ist die Uranbelastung im Mittel um den Faktor 3,4 abgesunken. Die Aktivitätsverläufe der ebenfalls untersuchten Radionuklide Blei-210 und Polonium-210 zeigen sehr starke Schwankungen und lassen keine Korrelation mit dem Flusslauf erkennen. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass Blei und Polonium in hohem Maße an kolloidal gelöste Partikel gebunden sind.

Die rezenten (frischen) Oberflächensedimente werden vom fließenden Wasser umspült und stehen daher am intensivsten mit dem Wasser in Kontakt. Die Sedimente als stationäre und das Wasser als mobile Phase bilden eine Art chromatographisches System. Die Sedimente reagieren dabei deutlich langsamer auf Veränderungen als das Wasser und spiegeln daher mehr die Einflüsse der näheren Vergangenheit wider. Zudem werden die Aktivitäten der Sedimente neben dem gelösten Transport auch vom partikulären Transport von Radionukliden beeinflusst. Die Aktivitäten in den Sedimenten liegen etwa drei bis vier Zehnerpotenzen über denen im Wasser. Die Aktivität in den Sedimenten wird ebenfalls durch Uran dominiert. Der Verlauf der Uranaktivität entlang des Flusslaufes schwankt deutlich stärker als beim Wasser, was die starke Anhängigkeit von den lokalen Sedimentationsbedingungen widerspiegelt. Der Vergleich zu Messreihen von 1993 und 2003 zeigt auch bei den Sedimenten ein deutliches Absinken der Aktivität. Seit 1993 ist die Uranbelastung im Mittel um den Faktor 5,6 abgesunken, die Radiumbelastung hingegen nur um den Faktor 2,6. Die Aktivitätsverläufe legen weiterhin einen starken Einfluss des Hochwassers 2002 nahe, insbesondere im Bereich Oberrothenbach und im Mischungsbereich von Zwickauer und Freiburger Mulde (Sedimentfahnen). Die Verhältnisse der Uran-Blei-Aktivitäten deuten darauf hin, dass etwas mehr als die Hälfte der Aktivität in den Sedimenten entlang der

---

<sup>138</sup> Stand 19.10.2011

Zwickauer Mulde partikulär transportiert wird, entlang der Vereinigten Mulde fast drei Viertel der Gesamtaktivität. Dabei scheint die gelöst transportierte Aktivität durch Auswaschung schneller abzusinken als die partikulär transportierte Aktivität, wie die deutlich höhere Abnahme der Uranbelastung im Vergleich zur Radiumbelastung andeutet.

Auenböden sind durch die stark schwankenden Grundwasserstände mit periodischen Überschwemmungen gekennzeichnet. Die dabei abgelagerten Flusssedimente sind maßgeblicher Bestandteil der Bodenbildung. Die Auenböden variieren bereits kleinräumig sehr stark, wie insbesondere die tiefenorientierten Proben belegen. Eine Unterscheidung zwischen Zwickauer und Vereinigter Mulde ist kaum möglich. Hingegen ist eine Unterscheidung zwischen Grünlandflächen und Ackerland dringend erforderlich. Dabei weisen Grünlandproben höhere Aktivitäten auf als Ackerlandproben, was im Wesentlichen auf die Bodenbearbeitung der Ackerlandflächen, den Kammeffekt des Grases und den Erosionsschutz durch das Gras zurückgeführt wird. In den Aktivitäten ähneln die Auenböden stark den Sedimenten, wobei eine größere Nähe zu den Ackerlandproben besteht. Die Aktivitäten werden ebenfalls durch Uran dominiert und das Aktivitätsverhältnis Uran-238 und Radium-228 belegt für fast alle Proben einen uranbergbaulichen Einfluss.

Der Bewuchs stellt die Schnittstelle zwischen den Auen und der menschlichen Nahrungskette dar. Die Aktivität wird dabei nicht durch Uran sondern durch Radium und Blei dominiert. Dabei liegen die Aktivitäten im Bewuchs (bezogen auf die Trockenmasse) etwa eine Zehnerpotenz unter der Aktivität im Boden. Getreidekörner und Rapssaat zeigen generell geringer Aktivitäten als die restliche Pflanze. Die höchsten Aktivitäten wurden im Grünlandbewuchs gefunden. Die Aktivitätsverhältnisse der Radiumisotope (Ra-226 und Ra-228) belegen auch im Bewuchs einen uranbergbaulichen Einfluss. Die Aktivitäten im Boden und Bewuchs einiger Radionuklide, wie Uran, korrelieren sehr gut, während die anderer, wie Blei-210, nur eine geringe Korrelation zeigen. Insbesondere für Blei als Radonfolgeprodukt deuten die Ergebnisse auf eine wesentliche Bedeutung atmosphärischer Deposition hin. Die hier ermittelten Transferfaktoren weisen im Rahmen der hohen Streuung in der Regel eine gute Übereinstimmung mit den Literaturwerten auf.

Die Aktivitäten der vier Umweltkompartimente erstrecken sich über einen Bereich von sechs Zehnerpotenzen, wobei die Aktivitäten im Wasser am kleinsten und im Boden am größten sind. In allem Kompartimenten ist der uranbergbauliche Einfluss weiterhin erkennbar. Der Vergleich mit früheren Messungen zeigt jedoch beim Wasser und den Sedimenten eine erhebliche Abnahme der Radionuklidbelastung. So können die relativ hohen Aktivitäten im Boden (die eine Art Langzeitgedächtnis des Flusses darstellen) nicht mehr durch Aktivitäten in den Sedimenten (die eine Art Kurzzeitgedächtnis des Flusses darstellen) und im Wasser (welches eher die aktuellen Einflüsse widerspiegelt) erklärt werden.

### Ausblick

Weiterführende Untersuchungen könnten zunächst darauf abzielen, die Datenlage zu verbessern, d.h. mehr Proben und Nuklide zu untersuchen. Hierbei wären sicherlich die Bestimmung von Radium-226 im Wasser und mehr Bewuchsproben von besonderem Interesse. Ebenso wäre eine analoge Untersuchung der Weißen Elster als Vergleichssystem von Interesse. Ein tiefergehendes Verständnis wird es letztlich jedoch erfordern, die damaligen Aktivitätsverhältnisse im Wasser und den Sedimenten abzuschätzen. Hierfür wären die Ableitungsdaten der Wismut notwendig. Zudem wird für ein weitergehendes Verständnis der Transportprozesse zunehmend die chemische Form berücksichtigen werden müssen, so dass eine Speziesanalyse notwendig sein wird.

## 12. Danksagungen

An erster Stelle möchte ich Herrn Prof. Dr. Rolf Michel für die interessante Thematik, die Betreuung und die Möglichkeit diese Dissertation am IRS anfertigen zu können, danken. Ebenso danke ich Frau Prof. Dr. Carla Vogt für die Betreuung dieser Arbeit. Weiterhin gilt mein Dank Prof. Dr. Clemens Walther für die Möglichkeit meine Arbeit über die Projektlaufzeit hinaus zu Ende zu führen.

Ein besonderer Dank gilt natürlich meinen Kolleginnen und Kollegen Dr. Beate Riebe, Jonny Birkhan, Torben Lüllau, Florian Koenn, Maruta Bunka, Alexander Solle, Christian Stieghorst, Malte Görlich und Christian Röbbeln, die mit mir an diesem Projekt gearbeitet haben. Ich durfte eine intensive und fruchtbare Zusammenarbeit in einer hervorragenden Atmosphäre erleben. Ich danke für tatkräftige Unterstützung und viele anregende Fachgespräche. Besonders hervorheben möchte ich die gute und effektive Zusammenarbeit bei den Probenahmefahrten und das ich mich auch lange nach Fertigstellung der eigenen Arbeiten beim Schreiben dieser Dissertation im Fall von Fragen an Euch wenden konnte.

Weiterhin möchte Frau Gabriele Erb-Bunnenberg danken, die mir in allen Belangen des Labors eine wertvolle und hilfsbereite Ansprechpartnerin war, Herrn Karl-Heinz Iwannek für das Erstellen vieler Zeichnungen für diverse Poster, Vorträge, Veröffentlichungen und dieser Dissertation, sowie allen Mitarbeitern der Werkstatt für viele Reparaturen und Anfertigungen, ohne deren Hilfe ich mir im wahrsten Sinne des Wortes die Finger verbrannt hätte. Ebenso habe ich Unterstützung, Hilfe und Motivation durch alle Mitarbeiter des Instituts erfahren, sei es bei fachlichen Problemen, verwaltungstechnischen Verfahren, oder einfach einem persönlichen Gespräch. Ich möchte mich daher bei allen Mitarbeitern des Instituts für zahlreiche Formen der Unterstützung und insbesondere für das Gefühl willkommen zu sein, bedanken.

Ein besonderer Dank gilt weiterhin den Mitarbeitern des Arbeitskreises Analytische Chemie von Frau Prof. Dr. Carla Vogt für die Ermöglichung der ICP-MS – Messungen und der Mikrowellenaufschlüsse sowie der dabei erfahren Unterstützung und guten Zusammenarbeit.

Ich danke Frau Kristin Nickstadt von der Ingenieurgesellschaft FUGRO-HGN GmbH und Herrn Dr. Stefan Ritzel vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie für die gute und erfolgreiche Zusammenarbeit.

Weiterhin möchte ich verschiedenen Stellen der Wismut GmbH, insbesondere vertreten durch Herrn Dr. Peter Schmidt, Herrn Frank Wolf, Herrn Detlef Rach, Herrn Dr. Reinhard Raschke und Herrn Dr. Stephan Roeder, meinen Dank aussprechen für diverse Besichtigungen, Auskünfte, Fachgespräche und die Erlaubnis Abb. 3.11 nutzen zu dürfen.

Schließlich möchte ich dem Bundesministerium für Bildung und Forschung für die Finanzierung des Projektes danken.

# 13. Anhang

## 13.1. Abbildungen

### 9. Vergleich der Umweltkompartimente

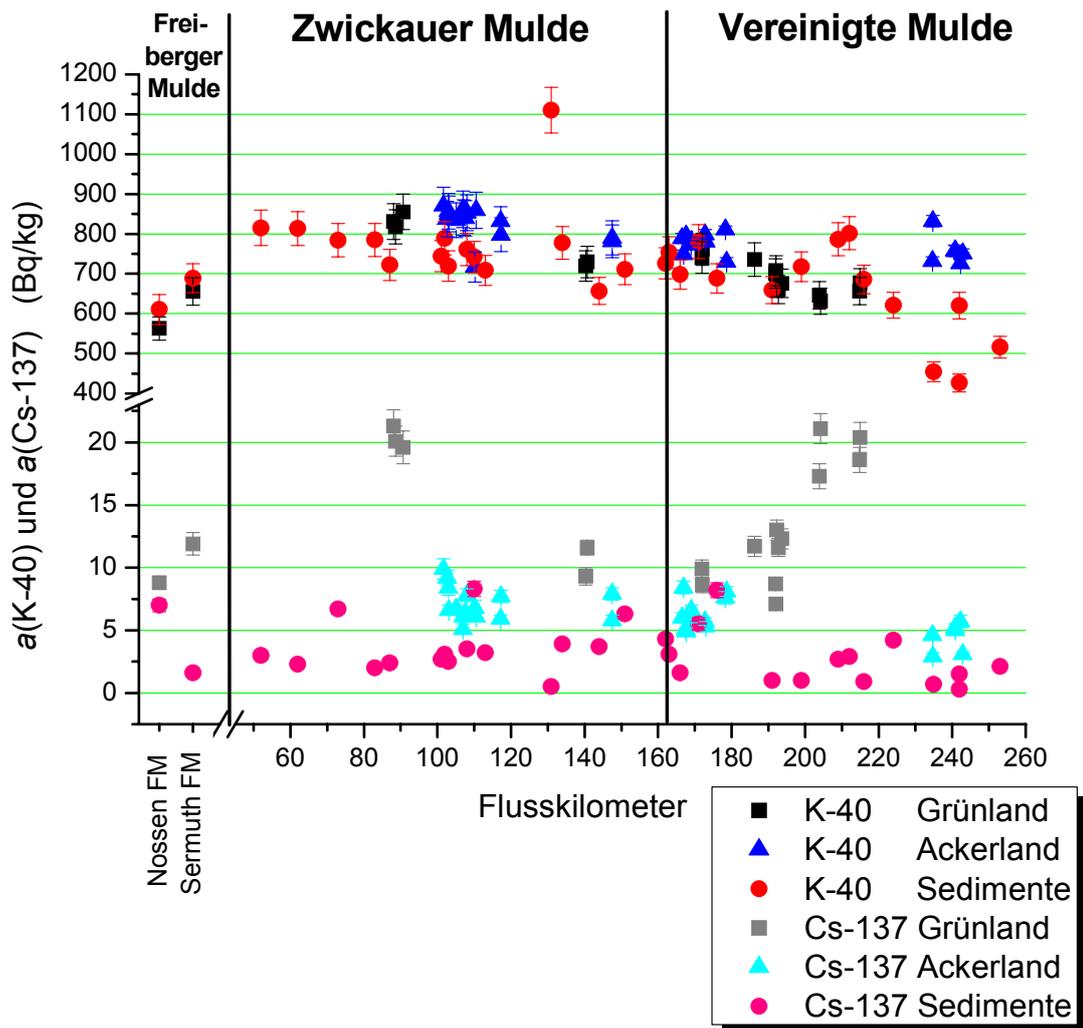


Abb. 13.1: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von K-40 und Cs-137 im Boden und den Sedimenten entlang der Mulde

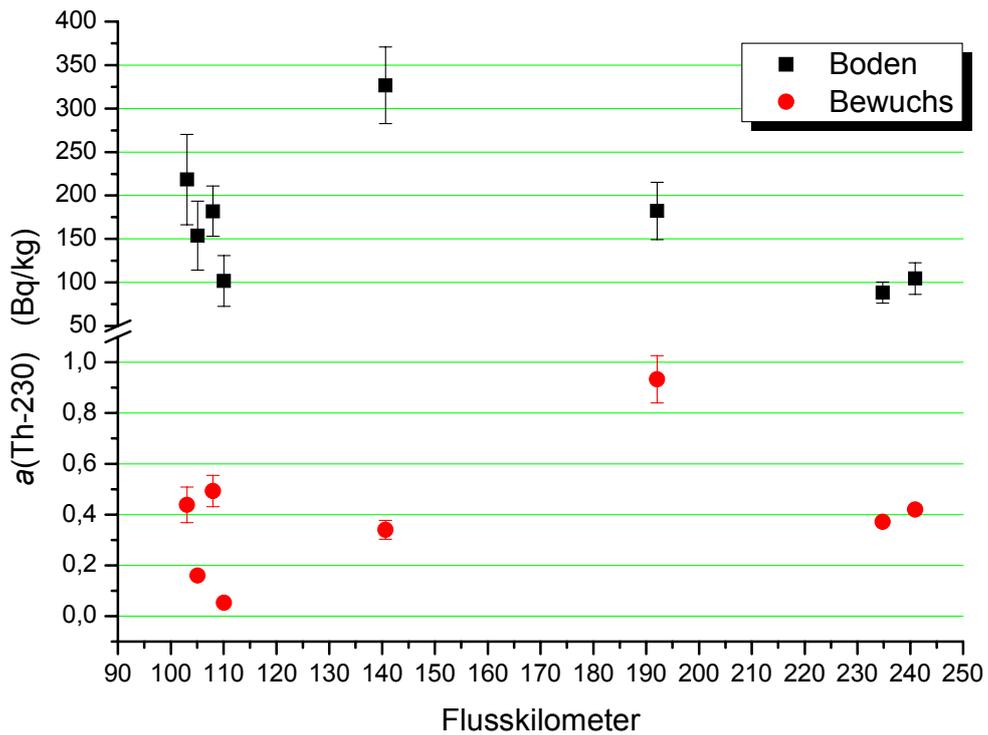


Abb. 13.2: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Th-230 im Boden und den Bewuchsproben entlang der Mulde

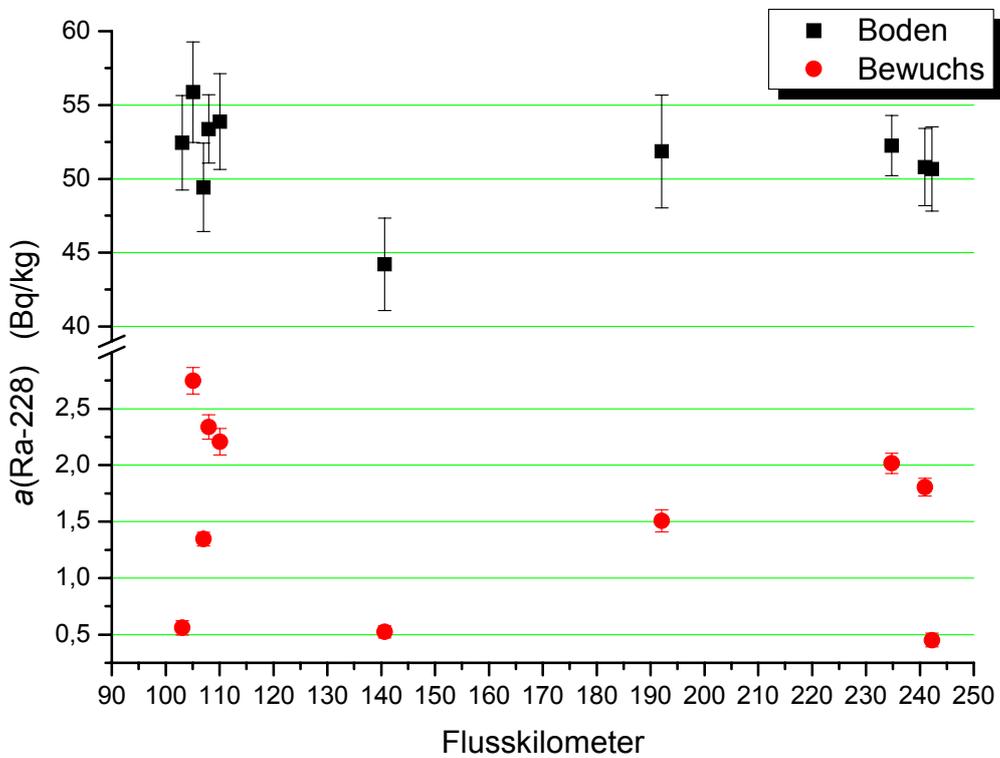


Abb. 13.3: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Ra-228 im Boden und den Bewuchsproben entlang der Mulde

## **13.2. Tabellarische Aufstellungen**

### 5. Flusswasser

Tab. 13.1: massenbezogene Aktivitäten der Wasserproben  
 $a$  ist die massenbezogene (spezifische) Aktivität und  $u(a)$  deren Messunsicherheit. Bei der Angaben „< NWG“ liegt der Messwert unter der nach dem <-Zeichen genannten Nachweisgrenze. Bei der Angaben „< EG“ (rot) liegt der Messwert unter der nach dem <-Zeichen genannten Erkennungsgrenze. ZM ist das Kürzel für Zwickauer Mulde, VM für Vereinigte Mulde und FM für Freiburger Mulde.

Nr.	Fluss- kilo- meter	Proben- bezeichnung	U-238 $a$ (mBq/kg)	U-238 $u(a)$ (mBq/kg)	U-234 $a$ (mBq/kg)	U-234 $u(a)$ (mBq/kg)	U-235 $a$ (mBq/kg)	U-235 $u(a)$ (mBq/kg)	Pb-210 $a$ (mBq/kg)	Pb-210 $u(a)$ (mBq/kg)	Po-210 $a$ (mBq/kg)	Po-210 $u(a)$ (mBq/kg)	Th-230 $a$ (mBq/kg)	Th-230 $u(a)$ (mBq/kg)	Th-232 $a$ (mBq/kg)
1	-1	Muldenberg	2,01	0,25	3,43	0,37	0,51	0,10	9,04	0,87	< 5,02	---	0,021	0,006	< 0,027
2	5	Hammerbrücke	3,04	0,40	3,51	0,45	< 0,30	---	10,33	0,11	4,03	1,32	---	---	< 0,043
3	52	Stein	73,86	7,51	73,98	7,54	1,98	0,69	7,08	0,84	10,68	2,55	1,845	0,590	< 0,044
4	62	Grünau	69,33	7,07	64,10	6,62	< 1,94	---	14,84	1,34	13,20	3,08	2,046	0,620	< 0,039
5	73	Zwickau	63,51	6,36	68,46	6,81	1,88	0,60	5,29	0,82	3,76	0,77	< 0,045	---	< 0,064
6	102	TF04	78,97	6,77	84,15	7,21	2,86	0,38	4,93	0,42	10,91	1,09	0,044	0,007	---
7	103	TF05	85,93	8,13	86,64	8,20	3,48	0,70	4,62	0,33	2,78	0,32	0,040	0,007	< 0,019
8	108	TF6/7	83,74	7,66	95,16	8,64	4,39	0,69	4,82	0,40	4,19	0,37	0,033	0,009	< 0,022
9	110	TF08	82,35	7,84	87,69	8,32	3,54	0,64	15,40	0,40	4,86	0,89	0,815	0,140	---
10	151	TF15	69,53	5,80	79,99	6,66	4,87	0,44	4,71	0,29	4,24	0,41	< 0,011	0,002	---
11	162	Sermuth ZM	73,98	6,57	78,88	6,99	3,41	0,45	3,01	0,35	2,56	0,35	---	---	< 0,026
12	163	Sermuth VM	74,35	6,93	81,37	7,55	3,01	0,51	3,34	0,29	3,52	0,48	---	---	---
13	166	TF18	25,20	2,62	31,56	3,20	0,58	0,25	2,79	0,34	2,59	0,53	---	---	---
14	176	TF24	38,63	3,27	45,97	3,88	1,80	0,20	9,99	0,82	2,06	0,38	< 0,043	---	< 0,043
15	191	TF30/31	30,92	3,08	39,99	3,89	1,03	0,27	6,10	0,66	3,49	0,39	0,046	0,018	< 0,058
16	199	TF34/35 (Grubnitz)	30,75	1,44	38,64	1,68	1,30	0,26	8,86	0,53	7,31	0,64	0,351	0,044	---
17	209	TF37	33,39	1,55	34,07	1,57	0,99	0,21	3,74	0,43	3,77	0,47	---	---	< 0,026
18	212	TF38	30,82	2,64	36,90	3,15	1,67	0,20	9,99	0,67	10,96	0,85	< 0,019	---	< 0,076
19	216	TF40	32,40	3,06	36,84	3,45	1,26	0,28	7,07	0,57	4,75	1,11	---	---	---
20	242	TF51	30,95	2,90	36,37	3,36	1,00	0,23	3,75	0,41	2,33	0,41	< 0,009	---	< 0,022
21	253	TF54	30,08	3,23	34,16	3,61	0,85	0,32	4,01	0,48	3,08	0,38	< 0,020	---	---
22	110	TF08Bach	8,40	1,03	11,78	1,35	< 0,65	---	2,88	0,55	3,58	0,49	< 0,060	---	< 0,069
23	FM 5	Quellgebiet FM	2,60	0,31	2,68	0,32	0,18	0,07	4,91	0,42	2,99	0,34	0,077	0,025	< 0,025
24	FM 67	Nossen FM	1,96	0,24	2,18	0,26	< 0,07	---	3,48	0,33	2,77	0,56	< 0,016	---	< 0,022
25	FM 122	Sermuth FM	12,16	1,22	16,61	1,60	0,79	0,18	3,48	0,36	1,12	0,28	< 0,019	---	< 0,023
26	Leine 22	Leine	13,37	1,34	26,26	2,44	0,62	0,16	2,25	0,24	4,34	0,89	< 0,010	---	< 0,023
27	---	Blind_FK1	---	---	---	---	---	---	1,78	0,24	1,10	0,09	< 0,023	---	< 0,030
28	---	Blind_FK2	< 0,21	---	< 0,36	---	< 0,23	---	1,75	0,29	4,12	0,17	---	---	---
29	---	Blind_MB1	< 0,04	---	< 0,07	---	< 0,03	---	1,54	0,19	1,09	0,10	< 0,016	---	< 0,020
30	---	Blind_MB2	0,16	0,05	< 0,08	---	< 0,02	---	1,41	0,15	0,26	0,04	0,060	0,020	< 0,023

Bezugsdatum der ermittelten Aktivitäten ist der Zeitpunkt der radiochemischen Trennung. Bei der Auswertung der Thorium-Spektren ist zu beachten, dass die Analytenpeaks sehr viel kleiner sind als der höherenergetische Tracerpeak. Dessen Tailing stellt somit das Hauptproblem der Auswertung dar, so dass gegebenenfalls Korrekturen erforderlich sind. Weiterhin führt eine teilweise unvollständige Abtrennung von Uran, ebenfalls durch die große Aktivitätsdifferenz bedingt, zu Interferenzen zwischen Peaks, nämlich zwischen den Tracerpeaks Thorium-228 und Uran-232, sowie zwischen Thorium-230 und Uran-234. Um eine mögliche Interferenz mit Uran-232 auszuschließen, wird der Peak von Radium-224, als direkte Tochter von Thorium-228, als Tracersignal genutzt, soweit eine hinreichend lange Zeit zwischen Deposition und Messung dies erlaubt. Als hinreichend werden dabei 30 Tage, dies entspricht 8 Halbwertszeit, betrachtet. Bei einigen Proben kann daher für ein oder beide Thoriumnuklide kein Wert angegeben werden, da aufgrund des zu ausgeprägtem Tailings oder zu großer Interferenzen keine sinnvolle Auswertung mehr möglich ist.

Blindmessungen geben den Hintergrund des Analyseverfahrens wider. Hierbei erfolgt die Analyse statt mit Probenwasser mit dem im Labor verwendeten dreifach deionisierten Wasser ( $< 18,2 \text{ M}\Omega \cdot \text{cm}$ ). Für den Blindwert Blind\_FK1 ist eine sinnvolle Auswertung des Uran-Spektrums nicht möglich, da die potentiellen Analytenpeaks vom ausgeprägten Tailing des Tracerpeaks überlagert werden. Die Probe Blind\_FK3 wurde bereits von Koenn aufgrund wahrscheinlicher Kontamination nicht berücksichtigt [Koe09]. Auch die Probe Blind\_FK4 wird nicht weiter berücksichtigt, da ein unrealistisch hoher Wert für Blei-210 (12,66 mBq/kg) hinreichende Zweifel begründet.

Tab. 13.2: Vergleichswerte von Beuge et al. [Beu99], angegeben ist der Probenahmeort mit Flusskilometer und der Urangehalt als Massenkonzentration ( $\beta$ ) und massenbezogenen Aktivität ( $a$ ) für U-238

Probenahmeort	Flusskilo- meter	$\beta$ (Uran) ( $\mu\text{g/L}$ )	$a$ (U-238) (mBq/kg)
Wehr Hartenstein	55	27	335
kurz vor Crossen	80	16	198
bei Glauchau	94	23	285
bei Sermuth	161	14	174

Die Messung der Urankonzentration erfolgte mittels Totalreflexions-Röntgenfluoreszenzanalyse (TRFA) und wurde als Massenkonzentration  $\beta$  in  $\mu\text{g/L}$  angegeben. Die Umrechnung der Massenkonzentration von Uran ( $U_{\text{nat}}$ ) in die massenbezogene Aktivität von Uran-238 erfolgte unter der Annahme einer Dichte von 1 g/mL mittels der spezifischen Aktivität<sup>139</sup>.

<sup>139</sup> spezifische Aktivität [Bq/kg]: Aktivität bezogen auf Masse des Elementes

Tab. 13.3: Feldparameter der Wasserproben

ZM steht für Zwickauer Mulde, VM für Vereinigte Mulde und FM für Freiburger Mulde.  $\vartheta$  ist die Temperatur, Leitfähigk. die Abkürzung für Leitfähigkeit und Redox-Pot. für das Redox-Potential.

Nr.	Fluss- kilometer	Proben- bezeichnung	Fluss- abschnitt	Luft- $\vartheta$ (°C)	Wasser- $\vartheta$ (°C)	pH-Wert	Mess- $\vartheta$ (°C)	Leitfähigk. ( $\mu$ S/cm)	Mess- $\vartheta$ (°C)	Redox-Pot. (mV)	Mess- $\vartheta$ (°C)	Carbonat (°dH)
1	-1	Muldenberg	ZM	-0,5	6	6,76	5,6	76	6,2	274	4,9	0-4
2	5	Hammerbrücke	ZM	2	5	6,80	4,7	125	4,8	162	4,3	0-4
3	52	Stein	ZM	12,5	6,5	7,30	13,9	248	13,9	274	18,1	~1-2
4	62	Grünau	ZM	18	8	7,31	10,8	240	10,8	---	---	~3
5	73	Zwickau	ZM	9	10	7,53	11,2	261	11,2	274	12,1	0-4
6	102	TF04	ZM	23	9	6,91	15,7	357	16,1	248	19,4	~3-4
7	103	TF05	ZM	24	9,5	7,42	11,7	359	10,6	286	11,8	4
8	108	TF6/7	ZM	18,5	10	7,34	14,6	370	15,5	258	17,3	4
9	110	TF08	ZM	20	11	6,63	13,1	385	12,2	249	11,8	4
10	151	TF15	ZM	16,5	13,5	7,28	13,3	438	13,5	268	13,4	4
11	162	Sermuth ZM	ZM	5,5	8	7,45	7,5	538	7,3	266	6,8	4-8
12	163	Sermuth VM	VM	3,5	8	7,37	7,6	534	7,5	276	7,7	8
13	166	TF18	VM	19	15	8,48	16,7	345	16,5	---	---	4
14	176	TF24	VM	20	~15	7,10	15,8	393	15,8	245	15,6	4
15	191	TF30/31	VM	20	15	8,08	15,8	425	15,9	236	15,7	4
16	199	TF34/35 (Grubnitz)	VM	16	14	7,47	14,5	442	14,5	256	14,5	4
17	209	TF37	VM	19,5	15	7,02	15,4	443	15,2	212	15,3	~5
18	212	TF38	VM	23	15,5	7,82	16,1	446	16,4	184	16,2	4
19	216	TF40	VM	17	15	8,11	16,0	439	16,1	184	15,9	~5
20	242	TF51	VM	22	17	7,72	17,5	465	17,7	232	17,4	4
21	253	TF54	VM	21	17	7,98	18,4	463	18,7	221	18,5	4
22	110	TF08Bach	Bach	18	12,5	7,13	15,0	544	14,3	273	14,7	4-8
23	FM 5	Quellgebiet FM	FM	5	6	6,91	7,6	126	6,9	---	---	4
24	FM 67	Nossen FM	FM	5	8	7,21	8,0	544	8,0	---	---	4
25	FM 122	Sermuth FM	FM	5,5	8,5	7,56	8,3	439	8,0	243	7,7	4
26	Leine 22	Leine	Leine	9	12	7,89	14,0	1086	14,3	197	15,2	12

Die Messung der Luft- und Wassertemperatur erfolgte mit einem Alkoholhaushaltsthermometer mit Ein-Grad-Einteilung. Die Messung von pH-Wert, Leitfähigkeit und Redoxpotential erfolgte mittel Mehrparametermessgerät der Firma WTW und entsprechenden Messketten. Die Messtemperatur wurde von in die Messketten integrierten Thermoelementen bestimmt. Die Messunsicherheit des pH-Wertes wird aufgrund der ungünstigeren Bedingungen beim Feldeinsatz über den für Laborbedingungen angegeben Wert liegen und auf etwa 0,05 geschätzt. Auch für die Leitfähigkeit ist eine erhöhte Messunsicherheit anzunehmen. Sie wird auf rund 6  $\mu\text{S}/\text{cm}$  geschätzt. Die gewählte Messkette zur Messung des Redoxpotentials erwies sich als nur leidlich geeignet für den Feldeinsatz, da sie ist zu störungsempfindlich ist. Die Messwerte sind daher mit einer hohen Messunsicherheit behaftet, die auf etwa 50 mV geschätzt wird. Die Messung des Carbonatgehaltes erfolgt mittels kommerziell erhältlicher Teststreifen der Firma Merck als Carbonathärte. Es wurden die Teststreifen „Merckoquant 1.10648  $\text{CO}_3^{2-}$ “ mit der Messeinteilung 4 – 8 – 12 – 16 – 24  $^\circ\text{dH}$  verwendet. 1  $^\circ\text{dH}$  (Grad deutscher Härte) entspricht 10 mg/L CaO. Es ist anzumerken, das im Bereich der gemessenen pH-Werte davon auszugehen ist, das praktisch ausschließlich Hydrogencarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) vorliegt.

## 6. Sedimente

Für Tab. 5.1 wurden die Werte zugrunde gelegt, die auch Grundlage der Auswertungen den jeweiligen Diplomarbeiten waren. Dies sind bei Radium-226 bei Lüllau die aus beiden Auswerteverfahren gebildete Werte, bei Stieghorst und Röbbeln die aus den Radontöchtern ermittelten Werte. Für Blei-210 werden bei Lüllau mit Ausnahme der Proben VM\_T38 die mittels Petrischale ermittelten Werte zugrunde gelegt. Ansonsten stammen die Werte für Blei-210 aus Messungen in Marinelli-Becher-Geometrie. Bezugsdatum der ermittelten Aktivitäten ist der jeweilige Messzeitpunkt.

Tab. 13.4: massenbezogene Aktivitäten der Sedimentproben

$a$  ist die massenbezogene (spezifische) Aktivität und  $u(a)$  deren Messunsicherheit. Bei der Angaben „< NWG“ liegt der Messwert unter der nach dem <-Zeichen genannten Nachweisgrenze. Bei der Angaben „< EG“ (rot) liegt der Messwert unter der nach dem <-Zeichen genannten Erkennungsgrenze.

Nr.	Probenbezeichnung	U-238		Th-230		Ra-226		Pb-210		U-235		Ac-227		Ra-228		Th-228		Cs-137		K-40		
		$a$ (Bq/kg)	$u(a)$ (Bq/kg)																			
1	ZM_Ste	165,6	20,4	128,4	34,5	132,6	3,8	115,3	8,6	7,8	0,5	6,2	1,0	41,0	2,7	39,0	1,6	3,0	0,3	815,1	44,3	
2	ZM_GrÜ	174,0	17,5	101,6	22,9	115,9	15,1	88,4	11,3	8,2	0,7	4,2	0,8	40,6	2,5	38,3	1,6	2,3	0,2	813,5	42,3	
3	ZM_Wi	341,2	32,1	138,6	43,3	154,6	28,0	107,1	7,8	15,3	1,0	5,7	1,1	56,0	3,3	55,1	2,3	6,7	0,4	784,0	42,1	
4	ZM_Obe	193,1	21,5	183,4	64,2	136,1	3,8	114,0	9,9	9,1	0,6	5,0	0,7	37,6	2,4	34,9	1,3	2,0	0,2	785,1	41,5	
5	ZM_Sch	192,2	15,9	126,4	43,2	144,9	21,2	107,3	5,6	8,8	0,7	4,9	0,7	42,9	3,1	39,2	1,4	2,4	0,2	722,1	38,9	
6	ZM_Ker	143,5	15,3	97,0	22,0	108,2	17,7	82,8	4,9	6,4	0,8	4,9	1,0	38,2	2,6	36,8	2,1	2,7	0,2	744,4	39,1	
7	ZM_T04	167,2	17,9	123,0	25,3	93,1	2,8	73,5	4,1	7,4	0,5	4,0	0,7	37,7	2,6	35,4	1,4	3,1	0,2	789,1	41,8	
8	ZM_T05	176,4	29,5	78,0	19,0	104,5	13,8	84,5	7,7	7,2	0,6	4,1	0,6	34,8	2,2	34,0	1,3	2,5	0,2	719,6	37,9	
9	ZM_T07	211,5	20,9	169,6	29,4	160,0	4,4	146,7	10,5	10,7	0,7	7,6	0,9	39,7	2,8	37,9	1,4	3,5	0,3	761,0	40,5	
10	ZM_T08	358,2	34,8	170,9	29,8	181,5	5,0	147,9	8,4	16,7	1,2	8,7	1,1	49,4	3,5	49,1	1,8	8,3	0,6	742,0	39,7	
11	ZM_Wol	145,2	20,6	125,4	25,4	97,4	2,7	91,4	6,9	7,4	0,5	5,1	0,8	40,4	3,0	38,9	1,4	3,2	0,3	708,5	37,3	
12	ZM_Lun	87,8	15,2	86,5	24,1	70,0	2,1	65,7	4,1	3,8	0,4	2,7	0,6	32,3	2,1	32,8	1,6	0,5	0,1	1110,3	57,6	
13	ZM_Alt	185,7	28,8	146,7	31,7	122,8	3,4	112,7	10,2	8,6	0,7	6,0	1,3	43,9	3,1	43,0	1,6	3,9	0,3	777,5	41,2	
14	ZM_Roc	147,6	15,3	86,5	36,1	101,8	16,1	96,3	9,3	6,5	0,7	4,1	0,7	54,5	3,3	52,1	1,9	3,7	0,3	656,9	34,2	
15	ZM_T15	201,3	14,1	172,2	34,7	120,2	18,0	105,1	11,1	9,0	0,7	5,4	0,7	53,8	3,6	53,4	1,8	6,3	0,4	711,1	38,8	
16	ZM_Ser	159,4	13,2	137,8	35,1	136,3	17,2	112,3	10,2	7,1	0,8	6,0	0,9	56,2	3,4	55,8	2,3	4,3	0,3	726,0	38,8	
17	VM_Ser	125,8	13,1	73,2	17,5	84,1	16,3	82,8	8,8	5,6	0,4	3,7	0,8	35,9	2,6	33,9	1,3	3,1	0,3	753,5	39,8	
18	VM_T18	66,2	9,3	< 45,8	---	53,9	1,6	44,9	5,4	3,2	0,3	2,6	0,5	28,7	1,8	27,7	1,1	1,6	0,1	698,0	36,9	
19	VM_Höf	146,0	20,3	109,6	23,2	96,6	14,0	92,1	6,7	6,9	0,6	4,5	0,9	51,7	3,7	49,7	1,9	5,5	0,5	781,0	42,5	
20	VM_T24	167,9	25,5	93,4	27,0	116,2	19,8	119,3	12,6	8,0	0,9	5,2	0,9	61,4	4,5	54,7	2,3	8,2	0,6	688,7	36,6	
21	VM_T30	65,2	11,4	< 78,7	---	47,7	1,4	44,1	4,0	3,1	0,3	1,8	0,5	26,8	2,0	26,2	1,1	1,0	0,1	659,0	34,2	
22	VM_Gru	65,1	8,8	< 65,4	---	46,2	1,3	45,3	3,2	2,7	0,4	1,6	0,4	24,2	1,6	22,3	0,9	1,0	0,1	717,3	37,3	
23	VM_T37	94,7	13,6	52,8	15,6	67,4	12,7	63,5	9,6	4,6	0,8	2,6	0,5	31,4	2,4	30,3	1,3	2,7	0,2	786,6	41,8	
24	VM_T38	93,2	11,6	86,6	27,0	67,1	11,6	57,2	6,6	4,1	0,5	2,9	0,5	31,4	2,3	30,9	1,2	2,9	0,2	801,9	41,7	
25	VM_T40	50,1	9,8	< 71,4	---	35,5	1,1	34,8	2,7	2,1	0,2	2,1	0,3	18,8	1,3	19,1	0,7	0,9	0,1	685,6	35,9	
26	VM_Zsc	106,4	14,1	67,6	17,7	67,9	13,1	62,2	3,5	5,4	0,5	3,8	0,6	39,1	2,4	37,3	1,5	4,2	0,4	621,2	32,5	
27	VM_Pri	36,8	8,9	< 52,0	---	25,0	0,9	< 27,4	---	1,7	0,2	1,3	0,3	22,9	1,5	22,3	0,9	0,7	0,1	454,5	24,5	
28	VM_T51_1	49,7	11,6	< 64,1	---	39,2	1,3	42,8	5,2	< 2,6	---	1,8	0,5	32,6	2,5	30,5	1,2	1,5	0,1	620,4	33,1	
29	VM_T51_2	18,6	5,3	< 34,2	---	17,0	0,6	16,8	2,9	1,0	0,1	0,6	0,2	13,3	0,9	13,0	0,7	0,3	0,1	426,4	22,2	
30	VM_T54	67,0	7,7	< 49,2	---	39,6	1,2	42,0	6,4	3,0	0,3	1,7	0,4	25,5	1,7	24,7	1,3	2,1	0,2	515,9	27,3	
31	ZM_B_T08	29,8	4,9	< 109,4	---	32,8	1,1	30,5	5,6	1,4	0,2	1,2	0,3	41,4	2,5	40,6	1,6	1,1	0,1	692,5	36,1	
32	FM_Nos	46,4	7,5	57,0	13,5	69,4	11,0	93,3	9,1	2,1	0,5	4,0	0,7	54,5	3,3	49,8	2,3	7,0	0,5	610,4	37,9	
33	FM_Ser	31,2	7,0	---	---	28,6	0,9	28,9	3,2	1,6	0,2	1,6	0,3	30,5	2,2	28,4	1,3	1,6	0,2	688,8	36,1	
34	T31X PW	105,4	10,8	116,8	32,2	88,2	2,3	77,5	8,5	4,8	0,7	4,6	0,6	36,7	2,4	37,0	1,4	2,7	0,3	734,1	38,7	
35	T31X WR	92,4	18,9	109,2	23,2	73,4	1,9	64,8	6,9	4,3	0,5	3,9	0,6	35,1	2,1	34,8	1,3	2,9	0,2	745,8	39,1	
36	VM_Gru_tr	55,0	10,8	41,7	12,5	41,7	1,3	42,5	6,3	2,6	0,3	1,6	0,3	23,0	1,8	22,6	0,9	1,0	0,1	684,6	35,6	
37	T18_Sd-Profil																					
	0 - 2 cm	118,1	14,4	135,7	27,6	86,2	2,6	80,7	8,4	5,4	1,4	4,2	0,6	43,4	2,3	43,7	2,0	4,4	0,3	779,8	41,0	
	2 - 4 cm	118,9	13,2	106,6	34,0	86,1	2,5	84,6	8,7	5,7	0,7	4,3	0,6	49,5	2,7	49,2	2,1	5,3	0,4	793,5	42,3	
	4 - 8 cm	141,9	8,8	77,5	2,9	81,9	2,5	76,9	7,8	6,2	0,7	4,0	0,6	40,2	2,1	43,3	2,0	5,0	0,4	808,1	42,4	
38	T05 Sand	282,6	33,9	142,9	31,8	130,7	4,6	123,8	18,6	15,1	3,1	7,7	1,7	44,9	3,3	43,5	3,1	2,0	0,5	813,4	49,8	

Tab. 13.5: Feldparameter der Sedimentproben

Die Kennzeichnung FM bei Flusskilometern zeigt an, das es sich um die Kilometrierung der Freiburger Mulde handelt.  $\vartheta$  ist die Temperatur.

Nr.	Fluss-kilometer	Proben-bezeichnung	Luft- $\vartheta$ (°C)	Sediment- $\vartheta$ (°C)	pH-Wert	Mess- $\vartheta$ (°C)	Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Mess- $\vartheta$ (°C)
1	52	ZM_Ste	12,5	6,5	6,40	20,3	31	21,2
2	62	ZM_Grü	18,0	8,0	6,42	17,0	32	16,3
3	73	ZM_Zwi	9,0	10,0	6,58	13,1	69	13,7
4	83	ZM_Obe	21,0	13,0	---	---	---	---
5	87	ZM_Sch	18,0	12,0	---	---	---	---
6	101	ZM_Ker	20,0	12,5	---	---	---	---
7	102	ZM_T04	23,0	9,0	6,49	16,8	29	20,4
8	103	ZM_T05	24,0	9,5	6,65	20,4	50	21,9
9	108	ZM_T07	18,5	10,0	6,59	18,6	51	19,7
10	110	ZM_T08	20,0	11,0	6,31	13,9	79	13,1
11	113	ZM_Wol	21,0	13,0	---	---	---	---
12	131	ZM_Lun	23,0	14,0	---	---	---	---
13	134	ZM_Alt	21,0	13,5	---	---	---	---
14	144	ZM_Roc	23,0	15,0	---	---	---	---
15	151	ZM_T15	16,5	13,5	6,29	16,2	99	14,5
16	162	ZM_Ser	23,5	14,0	---	---	---	---
17	163	VM_Ser	21,0	15,0	---	---	---	---
18	166	VM_T18	19,0	15,0	6,34	18,8	46	18,1
19	171	VM_Höf	19,0	15,0	---	---	---	---
20	176	VM_T24	20,0	---	6,33	19,7	14	16,9
21	191	VM_T30	20,0	15,0	6,29	16,8	28	16,7
22	199	VM_Gru	16,0	14,0	6,45	15,5	56	15,4
23	209	VM_T37	19,5	15,0	6,50	18,2	75	17,4
24	212	VM_T38	23,0	15,5	6,52	17,1	73	17,1
25	216	VM_T40	17,0	15,0	6,11	16,6	28	16,9
26	224	VM_Zsc	25,0	15,5	---	---	---	---
27	235	VM_Pri	21,0	17,0	---	---	---	---
28	242	VM_T51	22,0	17,0	6,31	20,6	60	18,9
29	242	VM_T51_2	22,0	17,0	6,34	18,7	28	19,0
30	253	VM_T54	21,0	17,0	6,43	19,2	75	19,3
31	110	ZM_B_T08	18,0	12,5	---	---	---	---
32	FM 67	FM_Nos	5,0	8,0	6,43	9,3	294	6,8
33	FM 122	FM_Ser	5,5	8,5	6,61	6,3	60	5,9
Trockensediment								
34	191,73	T31X PW	---	---	---	---	---	---
35	192,01	T31X WR	---	---	---	---	---	---
36	199,21	VM_Gru_tr	16,0	---	---	---	---	---
Profil Ufersediment								
37	166,18	T18_Sd-Profil	19,0	---	---	---	---	---
Sonderprobe Ufersediment								
38	103	T05 Sand	24,0	---	---	---	---	---

Die Messung der Luft- und Sedimenttemperatur erfolgte mit einem Alkoholhaushaltsthermometer mit Ein-Grad-Einteilung. Die Messung von pH-Wert, Leitfähigkeit und Redoxpotential erfolgte mittel Mehrparametermessgerät der Firma WTW und entsprechenden Messketten. Die Messtemperatur wurde von in die Messketten integrierten Thermoelementen bestimmt. Die Messunsicherheit des pH-Wertes wird aufgrund der ungünstigeren Bedingungen beim Feldeinsatz über den für Laborbedingungen angegeben Wert liegen und auf etwa 0,05 geschätzt. Die Messunsicherheit der Leitfähigkeit wird im Wesentlichen durch den systematischen Fehler der unvollständigen Trocknung bestimmt und auf rund 10  $\mu\text{S}/\text{cm}$  geschätzt.

## 7. Auenböden

Die Werte orientieren sich an den Werten, die auch Grundlage der Auswertung der jeweiligen Diplomarbeiten waren. Für Radium-226 wurden stets die über die Folgeprodukte Bismut-214 und Blei-214 ermittelten Werte verwendet. Die Bodenproben wurden üblicher Weise in Marinellibechern gemessen, Horizontmischproben und Pürckhauerproben generell in Petrischalen. Soweit zusätzlich zur Ringschalengeometrie (Marinellibecher) auch in Petrischalen gemessen wurde, wie bei Birkhan und Lüllau, so wurden für Blei-210 die Werte der Messungen in Petrischalen herangezogen. Bezugsdatum der ermittelten Aktivitäten ist der jeweilige Messzeitpunkt.

Tab. 13.6: massenbezogene Aktivitäten der flächenorientierten Bodenproben  
*a* ist die massenbezogene (spezifische) Aktivität und *u(a)* deren Messunsicherheit. Bei der Angaben „< NWG“ liegt der Messwert unter der nach dem <-Zeichen genannten Nachweisgrenze. Bei der Angaben „< EG“ (rot) liegt der Messwert unter der nach dem <-Zeichen genannten Erkennungsgrenze. GL kennzeichnet Grünlandproben, AL Ackerlandproben.

Nr.	Probenbezeichnung	Kat.	U-238		Th-230		Ra-226		Pb-210		U-235		Ac-227		Ra-228		Th-228		Cs-137		K-40	
			<i>a</i> (Bq/kg)	<i>u(a)</i> (Bq/kg)																		
<b>Zwickauer Mulde</b>																						
1	Muldenberg	---	56,0	9,6	< 76,8	---	53,2	2,1	58,7	6,3	2,5	0,9	3,2	0,9	87,0	5,3	89,5	3,9	1,6	0,2	1177,9	63,0
2	Hammersb.	---	50,5	7,3	< 110,7	---	62,4	1,8	85,0	9,6	2,8	0,5	2,2	0,5	73,2	5,5	74,4	3,1	100,8	5,2	100,8	49,5
3	T01A	GL	486,2	29,4	255,8	36,3	209,5	6,3	147,3	9,6	22,4	2,1	10,8	1,0	60,2	4,4	60,1	3,4	21,3	1,3	830,9	45,0
4	T01B	GL	477,7	48,2	256,4	51,5	223,7	6,7	236,9	11,2	21,5	2,1	11,4	1,0	57,6	4,5	57,9	3,1	20,1	1,2	817,9	42,7
5	T02A	GL	416,2	38,1	377,0	50,7	259,9	7,6	228,0	13,0	18,8	1,9	13,0	1,3	61,8	4,3	60,6	3,2	19,6	1,3	855,3	44,8
6	T04A	AL	221,1	25,2	214,0	37,2	160,3	4,1	125,5	12,8	10,2	1,1	8,1	1,1	50,4	3,2	51,2	2,4	9,2	0,6	837,4	44,4
7	T04B	AL	215,7	21,6	179,4	36,1	160,4	4,1	123,5	13,8	10,0	0,9	7,7	1,0	52,2	3,1	52,5	2,5	8,4	0,6	856,8	44,6
8	T04 RT	---	149,6	26,6	146,9	26,7	105,1	3,1	112,1	20,1	6,8	0,9	4,2	0,6	55,8	4,1	54,1	2,4	9,9	0,8	870,9	46,2
9	T05A	AL	199,1	18,6	218,5	52,0	144,1	3,6	116,3	11,9	9,1	0,8	7,5	0,8	52,4	3,2	53,4	2,4	6,6	0,4	850,2	44,8
10	T05B	AL	156,8	17,2	153,9	39,7	122,4	3,1	98,2	11,7	7,3	1,0	5,6	1,0	55,9	3,4	57,4	2,6	6,7	0,4	834,4	43,6
11	T06A	AL	124,1	12,1	129,1	36,6	107,4	2,7	84,4	9,1	5,7	0,8	5,0	0,9	49,4	3,0	49,7	2,4	5,1	0,4	861,5	45,3
12	T06B	AL	125,6	19,0	115,4	25,0	110,5	2,8	93,5	11,2	6,3	1,2	4,9	0,8	51,4	3,2	51,9	2,1	6,1	0,4	840,9	44,2
13	T07A	AL	252,8	13,8	303,6	55,5	161,2	4,0	140,2	14,3	11,2	0,9	9,0	1,3	52,3	3,2	54,1	2,3	7,8	0,5	852,8	45,1
14	T07B	AL	204,4	21,0	136,2	34,0	156,8	4,0	123,8	12,9	9,1	1,1	7,8	1,1	54,5	3,4	55,4	2,2	6,4	0,5	839,2	44,1
15	T08A	AL	115,4	10,4	153,0	34,6	99,4	2,6	86,8	9,1	5,3	0,5	4,4	0,7	47,0	2,8	48,4	2,0	6,1	0,4	859,2	45,2
16	T08B	AL	76,7	9,9	101,8	29,0	67,3	2,0	61,1	6,4	3,7	0,5	3,3	0,6	53,9	3,2	54,5	2,3	6,8	0,6	717,1	37,9
17	T10A	AL	143,6	22,2	144,7	50,4	117,9	3,5	96,6	10,7	6,3	0,4	6,0	0,4	39,2	1,0	41,3	0,6	5,9	0,3	832,2	35,8
18	T10B	AL	210,5	16,8	140,3	38,0	164,8	4,1	126,2	14,0	8,9	0,7	7,7	1,2	45,1	2,7	45,7	2,1	7,7	0,5	797,8	42,5
19	T13A	GL	427,9	35,9	326,6	44,0	257,6	7,8	234,6	8,1	19,8	1,8	14,5	1,3	44,2	3,1	42,6	2,2	11,6	0,6	729,8	39,5
20	T13B	GL	337,8	32,6	314,7	44,4	204,4	6,2	153,2	14,0	16,3	1,8	11,5	1,0	54,1	3,8	52,1	2,4	9,3	0,7	719,4	38,0
21	T14A	AL	242,5	22,9	223,1	52,8	184,5	4,6	148,6	15,3	10,7	1,1	8,1	1,4	48,0	3,0	49,5	2,3	5,8	0,4	790,0	42,7
22	T14B	AL	243,8	29,0	249,6	42,7	197,8	4,9	157,8	18,2	13,2	0,7	9,1	1,4	51,6	3,2	51,8	2,4	7,9	0,5	781,4	41,0
<b>Vereinigte Mulde</b>																						
23	T18A	AL	75,2	9,3	78,5	17,8	55,9	1,7	44,6	5,2	3,3	0,4	3,1	0,4	50,8	2,7	50,1	2,5	6,0	0,4	788,8	12,3
24	T18B	AL	153,6	16,0	146,5	28,2	109,9	3,2	105,9	17,2	7,0	0,8	5,7	0,6	49,3	3,0	48,5	2,3	8,4	0,5	748,8	11,0
25	T19A	AL	136,3	14,9	143,0	25,6	101,2	3,1	91,3	13,9	6,3	0,6	5,5	0,5	52,4	2,5	54,0	3,1	4,9	0,3	795,2	10,5
26	T19B	AL	127,6	14,9	125,8	22,3	102,7	3,0	102,0	17,3	5,7	0,6	5,3	0,5	52,7	3,0	52,4	2,3	5,1	0,5	794,9	11,5
27	T21A	AL	103,8	10,6	105,3	25,8	83,2	2,6	77,7	10,5	4,6	0,6	4,4	0,5	49,9	3,0	49,2	2,1	6,2	0,6	781,2	10,1
28	T21B	AL	121,9	14,2	109,4	20,9	97,3	2,9	86,9	9,7	5,7	0,6	4,7	0,5	51,5	2,9	50,3	2,1	6,6	0,4	772,9	11,0
29	T22A	GL	200,9	17,2	163,8	27,2	135,2	4,0	133,9	10,4	9,4	1,0	7,7	0,9	47,1	3,5	48,3	2,6	8,6	0,6	761,3	39,8
30	T22B	GL	178,3	17,4	144,7	23,5	121,9	3,7	141,7	14,4	8,4	1,0	6,2	0,6	53,5	3,8	50,9	2,2	9,9	0,7	740,7	39,3

Fortsetzung Tab. 13.6

Nr.	Probenbezeichnung	Kat.	U-238		Th-230		Ra-226		Pb-210		U-235		Ac-227		Ra-228		Th-228		Cs-137		K-40		
			a	u(a)	a																		
			(Bq/kg)																				
31	T23A	AL	182,9	12,5	145,7	24,7	130,2	3,8	114,2	14,3	8,3	0,8	6,4	0,6	49,3	2,6	48,8	2,2	5,3	0,4	780,0	10,0	
32	T23B	AL	127,3	13,7	117,4	23,6	103,1	3,2	90,7	10,9	5,8	0,6	6,2	0,9	45,9	2,6	47,4	2,7	5,7	0,3	798,4	12,3	
33	T26A	AL	161,3	11,7	166,5	28,1	126,7	3,7	104,6	11,8	7,4	0,7	6,6	0,8	51,8	3,1	51,6	2,8	8,1	0,4	729,7	10,9	
34	T26B	AL	131,6	15,9	134,8	26,7	100,4	3,0	89,9	11,7	6,3	0,6	4,7	0,5	46,6	2,6	44,9	1,9	7,6	0,5	810,5	8,7	
35	T27A	GL	172,1	26,2	170,1	24,9	116,8	3,5	98,5	3,5	9,6	1,1	7,4	0,7	45,9	3,3	44,2	2,2	11,7	0,8	736,0	41,9	
36	T31A	GL	285,9	20,2	182,4	33,0	163,4	4,8	154,1	10,5	13,2	1,3	9,0	1,4	51,9	3,8	53,4	2,2	13,0	0,8	677,2	35,3	
37	T31B	GL	244,9	28,1	169,7	35,6	141,8	4,1	133,8	7,9	11,1	0,8	7,7	1,2	50,5	3,8	51,8	2,0	8,7	0,5	700,8	36,6	
38	T31C	GL	201,8	17,6	133,4	33,0	121,1	3,4	113,5	7,6	9,1	0,8	6,0	1,2	51,2	3,8	50,7	2,1	7,1	0,5	707,6	37,5	
39	T34A	GL	286,7	24,8	191,4	56,4	152,4	4,3	142,9	8,9	13,6	1,2	7,8	1,3	55,6	4,6	56,0	2,2	12,3	0,8	675,9	35,9	
40	T34B	GL	299,1	33,4	148,2	33,2	152,7	4,2	136,2	7,1	14,4	1,1	7,5	1,3	53,2	3,8	52,6	2,1	11,6	0,7	660,4	35,3	
41	T36A	GL	320,5	37,4	197,5	33,3	172,8	4,8	152,4	10,5	15,0	1,0	9,8	1,4	51,1	3,2	52,4	2,3	21,1	1,2	631,4	33,0	
42	T36B	GL	325,0	22,7	185,9	41,6	159,1	4,5	150,9	8,4	14,8	1,2	8,0	1,1	53,2	4,5	53,7	1,9	17,3	1,0	646,0	34,2	
43	T40A	GL	366,1	41,2	271,1	50,1	237,3	6,5	198,6	15,4	16,6	1,5	12,5	2,0	52,2	3,7	52,3	2,1	20,4	1,2	677,2	35,7	
44	T40B	GL	240,6	28,2	258,7	49,4	160,0	4,4	138,1	9,8	11,1	0,8	9,0	1,6	50,6	3,6	50,8	2,4	18,6	1,0	656,3	34,5	
45	T47A	AL	88,1	11,7	86,5	16,8	74,9	2,2	64,6	7,8	3,9	0,5	3,1	0,5	50,2	2,8	49,8	2,0	4,6	0,3	731,5	10,5	
46	T47B	AL	89,9	11,8	90,5	17,3	73,9	2,2	59,5	7,0	4,2	0,6	3,6	0,5	54,5	3,0	52,9	2,2	2,9	0,3	831,8	14,0	
47	T50A	AL	102,3	13,2	104,5	18,3	83,0	2,6	79,4	9,2	4,6	0,5	4,3	0,8	50,8	2,6	54,0	3,2	5,0	0,3	756,2	13,4	
48	T50B	AL	111,2	9,9	114,1	16,6	88,8	2,7	80,0	11,2	4,7	0,5	3,3	0,4	52,3	2,9	51,8	1,7	5,2	0,3	758,3	13,5	
49	T51A	AL	85,8	13,9	74,2	16,1	65,5	2,0	61,5	6,7	3,9	0,4	2,9	0,4	50,7	2,9	50,7	2,1	3,1	0,2	751,3	11,1	
50	T51B	AL	86,2	7,9	81,7	29,5	69,7	2,2	64,3	7,7	4,0	0,5	3,9	0,5	48,7	2,6	48,8	2,0	5,7	0,5	726,2	9,8	
<b>Freiberger Mulde</b>																							
51	Nossen	GL	39,1	5,9	99,3	22,1	47,2	1,4	48,6	6,2	2,4	0,5	2,3	0,4	39,7	3,6	39,3	1,7	8,8	0,5	562,7	29,4	
52	Sermuth FM	---	66,0	9,9	< 64,7	---	59,2	1,8	60,7	10,1	< 3,5	---	2,4	0,6	49,1	4,2	50,0	2,7	11,9	0,9	655,4	34,2	
<b>Sonderprobe</b>																							
53	Porphyr	---	43,5	6,6	< 90,3	---	37,7	1,0	38,9	4,8	2,0	0,5	2,3	0,5	97,3	5,7	100,5	3,2	< 0,1	---	21,6	2,6	
<b>Hannover Kleingartenverein</b>																							
54	KGV 5.1	---	32,8	10,5	< 0,1	---	27,1	0,8	30,0	4,5	1,3	0,4	1,2	0,3	26,6	1,7	26,3	1,1	19,0	1,0	399,0	21,0	
55	KGV 5.4	---	29,9	6,8	67,7	19,2	24,9	1,1	31,1	3,9	< 2,1	---	< 3,2	---	30,8	2,1	31,7	1,6	21,7	1,2	447,0	24,2	
56	KGV 12.3	---	20,2	3,9	< 0,1	---	19,6	0,7	23,3	3,1	< 1,6	---	< 2,4	---	19,1	1,1	19,2	0,9	22,7	1,3	293,4	4,5	
57	KGV 29.13	---	18,0	4,2	< 40,0	---	20,0	0,9	25,0	3,6	< 1,7	---	< 1,5	---	23,8	1,7	24,3	1,2	13,5	0,8	424,0	24,1	
58	KGV 29.3	---	25,2	6,7	< 0,1	---	25,6	1,1	29,6	7,1	< 1,7	---	< 5,1	---	26,4	1,8	26,4	1,7	15,0	0,9	524,4	8,8	
59	KGV 29.9	---	45,4	9,8	59,5	15,0	54,0	1,9	37,7	10,0	2,3	0,6	< 0,1	---	51,0	3,0	48,5	3,0	27,4	1,7	721,2	12,8	

Tab. 13.7: massenbezogene Aktivitäten der tiefenorientierten Bodenproben

$a$  ist die massenbezogene (spezifische) Aktivität und  $u(a)$  deren Messunsicherheit. Bei der Angaben „< NWG“ liegt der Messwert unter der nach dem <-Zeichen genannten Nachweisgrenze. Bei der Angaben „< EG“ (rot) liegt der Messwert unter der nach dem <-Zeichen genannten Erkennungsgrenze.

Nr.	Probenbezeichnung	U-238		Th-230		Ra-226		Pb-210		U-235		Ac-227		Ra-228		Th-228		Cs-137		K-40		
		$a$ (Bq/kg)	$u(a)$ (Bq/kg)																			
1	Profil T07/1 muldenah																					
	a	00 - 30 cm	209,6	18,9	184,1	34,2	167,0	4,1	123,5	12,8	10,1	0,8	7,6	1,2	53,3	3,2	53,9	2,4	7,9	0,5	864,6	45,7
	b	30 - 45 cm	120,7	10,8	136,5	38,1	95,8	2,4	77,6	11,6	5,9	0,6	4,4	1,0	51,8	3,1	52,8	2,4	0,5	0,1	896,6	47,3
2	Profil T07/2 muldefern																					
	a	00 - 30 cm	283,3	23,1	287,3	55,0	190,2	4,8	140,7	19,3	12,3	1,4	9,5	1,3	52,0	3,1	53,1	2,1	7,8	0,5	843,7	44,5
	b	30 - 65 cm	100,6	13,2	151,7	30,7	79,7	2,0	60,5	9,5	4,5	0,5	3,6	0,6	55,7	3,4	55,7	2,2	< 0,1	---	908,8	47,4
c	> 65 cm	50,0	8,5	< 98,6	---	42,8	1,1	49,1	5,4	2,1	0,4	1,6	0,3	36,7	2,2	37,5	1,4	< 0,1	---	884,4	45,9	
3	Horizontmischprobe T07 HM1																					
	a	00 - 30 cm	248,0	34,2	196,8	39,5	133,0	4,6	137,8	15,5	12,6	1,6	10,6	1,5	56,7	3,5	59,7	3,3	8,0	0,7	937,6	50,6
	b	30 - 45 cm	210,1	36,5	179,1	32,4	107,4	3,9	103,1	10,6	10,0	1,1	8,2	1,3	60,7	4,0	62,1	3,6	4,3	0,4	971,5	51,5
c	45 - 90 cm	106,4	14,5	107,8	21,2	64,7	2,3	64,9	6,7	5,1	0,7	4,5	0,7	57,0	3,5	57,3	2,7	0,4	0,1	997,0	54,2	
4	Horizontmischprobe T07 HM2																					
	a	00 - 30 cm	291,2	33,7	215,4	35,6	151,2	5,1	138,2	14,7	13,9	1,3	11,4	1,8	56,5	3,7	59,7	3,4	8,0	0,5	912,5	49,0
	b	30 - 45 cm	149,2	21,7	159,1	30,2	95,6	3,5	97,1	12,5	6,8	1,0	6,3	1,0	56,6	3,5	58,1	3,4	3,1	0,4	961,9	51,4
c	45 - 90 cm	91,9	13,0	111,7	25,5	59,1	2,2	59,2	6,2	4,3	0,8	3,2	0,6	51,2	3,1	53,6	2,5	< 0,3	---	1016,1	53,4	
5	Profil T13/1 muldefern																					
	a	00 - 15 cm	666,2	40,2	673,9	89,4	462,1	13,4	108,5	10,3	30,6	3,2	25,9	1,7	50,7	4,2	47,2	2,5	16,4	0,9	712,8	38,1
	b	15 - 20 cm	722,0	56,5	688,0	91,2	482,9	14,0	380,8	23,2	32,6	2,7	27,0	1,8	50,5	3,8	48,3	2,5	9,9	0,6	735,9	41,5
c	20 - 25 cm	1044,6	67,8	3149,1	397,7	2049,6	58,7	1726,8	104,1	49,3	4,9	129,5	5,4	54,6	4,6	49,2	2,3	10,1	0,7	897,4	51,8	
6	Profil T13/2 muldenah																					
	d	25 - 35 cm	580,2	107,6	887,5	114,1	746,4	21,5	533,2	22,8	28,1	2,5	35,6	2,2	57,4	4,2	56,5	2,7	6,6	0,3	758,8	43,0
	e	35 - 40 cm	866,4	55,2	164,6	25,6	90,8	2,8	133,4	12,8	40,4	3,2	3,6	0,8	55,2	3,9	54,7	3,2	0,6	0,1	707,3	37,1
f	40 - 45 cm	447,0	39,6	78,3	23,6	90,9	2,9	118,4	7,8	20,3	1,7	3,5	0,8	63,5	4,4	62,2	3,6	0,4	0,1	714,0	38,1	
g	45 - 50 cm	210,2	14,0	63,0	13,1	88,7	2,7	136,3	19,5	9,7	0,9	3,7	0,7	56,6	4,0	53,5	2,3	0,5	0,1	691,2	37,2	
h	50 - 65 cm	97,8	13,4	87,2	21,5	77,9	2,4	94,7	9,0	4,4	0,7	3,2	0,6	38,7	2,9	37,3	1,8	0,3	0,1	781,5	41,4	
i	65 - 72 cm	101,2	18,0	73,6	19,5	89,7	2,7	87,1	9,5	4,6	0,8	3,8	0,7	54,0	3,8	51,7	2,3	< 0,3	---	749,7	39,1	
j	72 - 75 cm	137,0	29,0	131,4	22,8	105,1	3,2	124,9	9,4	6,4	0,8	3,9	1,1	50,0	3,8	49,3	3,1	< 0,1	---	770,0	40,7	
k	75 - 85 cm	79,0	12,2	92,9	14,6	73,3	1,7	80,6	8,0	3,6	0,4	3,4	0,3	27,1	1,8	25,2	1,1	< 0,1	---	865,8	37,5	
6	Profil T13/2 muldenah																					
	a	00 - 12 cm	539,3	37,5	376,5	60,7	277,6	8,3	224,0	12,8	25,0	2,6	15,7	1,5	47,5	3,7	48,0	2,6	10,6	0,6	771,0	40,3
	b	12 - 20 cm	648,8	53,5	421,0	67,4	277,1	8,1	264,6	12,0	29,2	2,8	15,1	1,3	44,7	3,4	44,2	2,4	26,6	1,8	699,5	38,1
c	20 - 38 cm	556,4	54,6	473,0	72,3	299,9	9,1	279,1	23,1	25,2	2,2	16,2	1,3	37,6	2,7	36,4	1,8	7,7	0,5	783,8	43,2	
6	Profil T13/2 muldenah																					
	d	38 - 43 cm	1018,5	67,5	791,0	107,2	548,9	15,9	511,3	35,7	47,2	3,9	27,7	1,7	39,4	3,0	37,4	1,9	6,4	0,4	688,5	36,1
	e	43 - 53 cm	898,7	57,0	1016,2	136,9	629,7	18,0	508,0	16,9	41,8	3,4	36,3	2,3	47,8	3,6	45,5	2,3	7,6	0,5	744,3	45,8
f	53 - 58 cm	906,0	76,4	871,8	112,8	701,6	20,1	551,2	16,9	41,5	3,4	37,0	2,1	41,3	3,3	40,2	2,0	23,0	1,3	781,5	42,3	
g	58 - 70 cm	175,0	13,0	175,3	29,2	123,2	3,8	114,0	10,3	8,0	0,8	6,7	0,7	43,1	3,3	40,3	2,3	2,4	0,2	835,4	44,0	
h	70 - 100 cm	107,3	11,7	166,7	25,4	119,8	3,3	105,3	8,7	7,8	0,7	6,5	0,6	40,1	2,8	37,6	2,0	2,2	0,1	819,4	38,3	

Fortsetzung Tab. 13.7

Nr.	Probenbezeichnung	U-238		Th-230		Ra-226		Pb-210		U-235		Ac-227		Ra-228		Th-228		Cs-137		K-40		
		a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	
7	<b>Horizontmischprobe T13 HM1</b>																					
	a	00 - 15 cm	616,3	86,3	670,6	104,2	317,3	10,8	382,2	38,7	28,2	3,6	32,8	3,8	52,2	4,0	55,4	3,0	15,1	1,0	741,4	39,9
	b	15 - 30 cm	892,8	87,4	1330,5	201,8	636,0	21,4	740,5	74,9	41,6	1,0	64,3	6,1	50,3	3,9	55,3	2,8	18,5	1,3	728,3	41,9
	c	30 - 60 cm	606,6	63,8	732,8	118,7	397,3	13,5	427,8	44,4	33,2	3,6	27,1	3,1	54,9	4,0	57,2	3,0	6,1	0,6	731,6	42,7
8	<b>Horizontmischprobe T13 HM2</b>																					
	a	00 - 15 cm	288,8	36,2	277,8	65,6	122,0	4,7	159,3	17,1	16,0	2,4	11,4	1,7	52,6	3,6	54,2	3,3	13,6	1,0	723,4	42,1
	b	15 - 30 cm	401,3	51,1	252,3	43,8	169,0	6,1	190,7	23,2	19,7	2,3	12,6	2,2	48,2	3,2	49,9	3,0	15,0	0,9	740,7	40,0
	c	30 - 60 cm	186,1	20,6	145,2	33,9	107,4	4,1	104,1	12,2	9,1	1,5	8,1	1,4	42,3	2,7	43,1	2,3	5,9	0,6	809,3	44,8
9	<b>Pürckhauerprobe T13_09 m</b>																					
	d	60 - 90 cm	70,3	16,7	< 96,0	---	60,1	2,2	63,0	6,9	5,2	0,7	< 2,6	---	45,2	3,0	45,6	2,6	< 0,1	---	795,7	43,6
	a	00 - 20 cm	669,9	81,1	421,0	70,9	368,7	12,2	303,3	33,0	30,7	2,8	22,5	2,7	49,5	3,4	51,9	2,5	12,2	0,9	696,0	38,6
	b	20 - 40 cm	701,3	66,1	798,0	124,2	512,2	17,4	455,9	46,3	32,5	3,4	34,7	3,6	56,3	3,8	59,3	2,9	12,1	1,0	733,9	43,1
	c	40 - 65 cm	324,0	39,3	214,5	36,1	140,2	5,1	167,1	17,0	15,5	0,8	8,5	1,2	56,1	3,8	57,8	2,6	1,7	0,2	729,1	39,0
	d	65 - 74 cm	271,1	41,7	259,1	55,6	167,1	6,1	148,9	15,3	12,5	1,4	8,8	1,2	47,9	3,1	48,6	2,2	3,4	0,3	770,3	40,7
10	<b>Pürckhauerprobe T13_14 m</b>																					
	e	74 - 80 cm	657,9	67,1	701,3	105,6	596,9	20,3	428,4	45,5	31,3	2,9	32,8	4,4	53,9	3,8	58,8	2,9	8,0	0,6	760,4	41,3
	f	80 - 100 cm	133,5	35,1	81,6	19,1	89,6	3,2	99,1	10,2	6,9	0,9	5,2	0,9	47,0	3,1	48,7	2,8	< 0,1	---	827,6	43,5
	a	00 - 20 cm	565,2	50,5	364,9	60,2	275,0	9,4	270,5	28,7	27,0	2,3	20,1	0,9	49,8	3,4	53,2	2,7	10,4	0,6	742,6	39,7
	b	20 - 40 cm	792,2	74,4	798,2	121,2	445,4	15,0	449,4	45,7	37,0	2,9	36,7	4,7	53,2	3,6	57,6	2,9	14,4	1,0	740,3	41,9
	c	40 - 67 cm	319,2	48,2	272,6	44,8	155,7	5,3	133,4	14,2	14,7	1,5	9,4	0,8	54,3	3,5	56,9	3,1	3,1	0,4	769,4	41,4
11	<b>Pürckhauerprobe T13_17 m</b>																					
	d	67 - 90 cm	353,1	35,0	354,6	55,2	223,4	7,6	227,3	23,0	15,8	1,6	17,5	2,0	50,1	3,3	53,0	2,9	4,4	0,5	792,3	43,3
	e	90 - 100 cm	83,4	20,1	71,9	20,0	74,8	2,7	65,5	8,0	4,2	0,7	4,5	0,8	41,1	2,7	42,0	2,0	< 0,1	---	981,1	51,6
	a	00 - 41 cm	745,4	62,3	584,5	89,7	365,4	12,4	384,1	39,1	33,6	2,8	29,1	3,4	50,6	3,4	53,5	2,6	12,7	0,9	717,5	38,9
	b	41 - 60 cm	527,5	56,6	362,2	56,8	237,3	8,2	245,4	24,9	24,0	2,3	16,6	2,3	51,8	3,5	54,0	2,9	6,8	0,5	778,3	42,0
12	<b>Profil T26/1 muldenah</b>																					
	c	60 - 80 cm	299,4	29,9	313,0	54,0	213,0	7,3	205,0	21,3	13,9	0,9	14,4	1,7	47,6	3,2	50,1	2,6	3,3	0,3	801,8	42,6
	a	00 - 20 cm	231,3	16,3	176,2	31,7	169,5	5,0	140,0	16,7	10,6	1,0	9,2	1,0	52,2	2,9	51,9	2,9	11,9	0,8	714,5	11,9
	b	20 - 35 cm	172,9	15,9	159,4	42,5	128,6	3,8	95,7	11,1	7,9	0,7	7,9	0,7	51,0	2,9	51,6	2,3	7,9	0,6	735,2	11,2
13	<b>Profil T26/2 muldefern</b>																					
	c	35 - 80 cm	59,0	8,6	53,5	13,6	47,8	1,5	48,2	5,7	2,7	0,4	2,5	0,3	40,1	2,1	40,1	1,7	< 0,2	---	897,7	8,4
	d	80 - 100 cm	68,1	9,4	76,4	15,3	56,6	1,8	55,6	7,1	3,1	0,4	2,2	0,3	51,8	3,0	51,4	2,2	0,7	0,1	829,9	10,2
	a	00 - 20 cm	269,4	19,7	211,3	37,8	183,6	5,4	150,7	16,3	12,8	1,3	10,9	0,8	53,1	2,8	51,6	2,8	12,2	0,7	789,1	11,6
13	<b>Profil T26/2 muldefern</b>																					
	b	20 - 45 cm	158,2	12,6	135,4	30,9	127,3	3,7	103,5	14,3	7,2	0,8	6,5	0,8	53,7	3,1	52,7	2,0	4,2	0,4	723,0	10,6
	c	45 - 95 cm	82,7	7,8	74,6	14,4	70,2	2,1	67,5	9,5	3,8	0,5	3,6	0,5	48,7	2,6	48,7	2,3	1,1	0,1	836,3	9,7
d	95 - 105 cm	47,1	7,2	65,3	13,0	39,6	1,3	47,2	5,4	2,1	0,3	1,9	0,4	34,0	1,9	33,9	1,5	< 0,2	---	908,8	8,1	

Fortsetzung Tab. 13.7

Nr.	Probenbezeichnung	U-238		Th-230		Ra-226		Pb-210		U-235		Ac-227		Ra-228		Th-228		Cs-137		K-40		
		a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	
<b>14</b>	<b>Horizontmischprobe T26 HM1</b>																					
	a	00 - 20 cm	240,2	30,0	219,1	38,2	119,0	3,8	129,9	15,5	11,9	1,0	7,2	1,0	51,9	3,2	54,0	3,1	11,6	0,7	767,1	11,1
	b	20 - 35 cm	224,4	21,9	226,9	36,0	148,9	4,3	133,9	14,5	11,7	1,0	8,3	0,7	50,8	2,6	55,0	2,9	10,1	0,6	792,7	11,1
	c	35 - 80 cm	133,3	23,1	122,5	26,6	104,2	3,1	87,4	13,1	6,2	0,8	5,5	0,7	48,2	2,6	51,0	2,8	3,5	0,3	836,0	10,3
<b>15</b>	<b>Horizontmischprobe T26 HM2</b>																					
	a	00 - 20 cm	87,7	13,8	84,0	18,3	82,4	2,5	66,4	8,6	4,8	0,7	3,7	0,5	45,5	2,6	48,4	2,1	1,7	0,2	905,5	11,8
	b	20 - 35 cm	222,0	21,6	212,5	53,8	128,8	4,0	139,4	14,8	11,1	1,1	9,8	1,1	50,2	2,9	55,1	3,1	11,2	0,6	781,2	12,0
	c	35 - 80 cm	206,8	21,5	196,4	33,5	130,7	4,0	131,3	14,0	10,7	1,0	8,6	1,1	52,1	3,0	53,8	2,9	9,3	0,5	790,6	11,6
<b>16</b>	<b>Profil T31/1 muldenah</b>																					
	a	00 - 18 cm	122,9	16,3	123,6	22,2	84,3	2,5	108,5	9,2	5,6	0,6	3,8	0,6	45,3	3,3	43,6	2,5	4,7	0,3	773,2	40,2
	b	18 - 33 cm	282,6	30,5	152,2	29,0	124,5	3,7	141,9	16,3	13,4	1,3	7,2	0,8	49,7	3,5	49,4	2,7	11,2	0,9	711,7	37,9
	c	33 - 45 cm	400,7	22,0	261,8	39,8	184,8	5,6	199,0	12,6	17,7	1,6	10,0	1,1	48,4	3,6	45,5	2,5	15,7	0,9	704,3	37,5
	d	45 - 53 cm	515,9	34,7	282,4	38,6	230,9	6,7	253,6	27,0	24,0	2,0	11,7	1,1	46,9	3,4	47,1	2,6	6,7	0,4	726,9	37,9
	e	53 - 58 cm	263,3	34,3	257,1	37,8	153,3	4,6	233,5	12,3	11,8	0,9	10,2	0,8	33,2	2,4	33,3	1,8	3,1	0,2	847,5	45,0
	f	58 - 66 cm	530,2	38,2	394,4	52,9	243,1	7,2	295,3	21,2	24,2	2,0	12,8	1,1	42,0	3,5	38,7	2,0	4,6	0,4	778,8	41,4
	g	66 - 76 cm	710,6	61,2	493,6	64,0	358,6	10,5	449,2	44,6	32,9	2,7	21,3	1,5	43,8	3,7	40,6	2,0	7,6	0,5	718,9	38,0
<b>17</b>	<b>Profil T31/2 muldefern</b>																					
	a	00 - 12 cm	208,7	23,2	133,5	22,3	136,8	4,0	119,0	11,0	9,6	0,8	8,2	0,8	49,0	3,6	48,0	2,4	9,3	0,5	752,7	40,1
	b	12 - 21 cm	224,9	28,0	194,2	32,0	161,1	4,6	143,1	11,0	10,6	1,1	9,1	0,9	45,7	3,6	43,7	2,4	14,7	1,0	756,6	39,4
	c	21 - 35 cm	96,8	12,6	110,7	18,0	87,3	2,8	88,0	8,3	4,5	0,6	4,4	0,6	44,1	3,3	42,3	2,2	2,7	0,3	796,6	42,4
	d	35 - 45 cm	66,4	16,8	55,7	15,9	50,1	1,6	68,8	8,2	3,2	0,4	2,9	0,6	35,9	2,6	33,4	1,5	0,4	0,1	900,6	46,4
	e	45 - 70 cm	66,4	9,3	91,0	19,3	61,1	1,9	55,2	7,8	3,0	0,5	2,1	0,3	50,3	3,6	47,0	2,1	<0,2	---	822,9	43,3
	f	79 - 84 cm	80,6	17,3	88,5	21,2	61,1	12,6	57,8	9,2	3,6	0,5	3,0	0,4	60,2	4,3	56,2	2,7	<0,1	---	840,1	44,2
	g	84 - 100 cm	68,8	16,5	86,8	20,6	56,4	1,7	59,9	7,7	3,2	0,5	2,3	0,4	58,3	4,2	56,0	2,5	<0,3	---	839,8	43,4
<b>18</b>	<b>Pürckhauerprobe T31_10 m</b>																					
	a	00 - 27 cm	395,9	49,4	221,8	39,3	145,3	5,5	173,2	17,7	17,9	1,7	13,3	1,9	47,2	3,1	53,4	2,7	16,1	1,2	722,4	39,9
	b	27 - 50 cm	270,8	32,8	199,6	36,9	127,1	4,7	133,2	16,1	11,7	1,5	9,8	1,5	39,9	2,7	41,8	2,4	6,1	0,5	779,1	44,7
	c	50 - 64 cm	80,6	13,3	83,8	20,6	65,1	2,5	51,8	5,7	4,3	0,7	4,0	1,1	42,8	2,9	43,7	2,6	1,7	0,2	819,7	42,9
	d	64 - 74 cm	49,7	11,1	<49,0	---	52,8	2,1	45,8	5,1	1,9	0,6	2,4	0,8	39,6	2,5	38,9	2,4	0,4	0,1	806,1	42,4
	e	74 - 85 cm	73,9	21,4	89,9	21,4	44,7	1,9	51,7	6,6	3,3	0,7	2,6	0,6	43,8	2,9	43,9	2,2	<0,4	---	823,0	44,5
f	85 - 97 cm	133,5	27,8	136,4	30,3	109,2	4,0	109,6	11,3	6,0	1,3	7,8	1,3	45,9	3,1	48,1	2,7	0,7	0,2	801,6	43,5	

Fortsetzung Tab. 13.7

Nr.	Probenbezeichnung	U-238		Th-230		Ra-226		Pb-210		U-235		Ac-227		Ra-228		Th-228		Cs-137		K-40		
		a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	
19	Pürckhauerprobe T31_20 m	a	412,2	61,6	347,7	61,8	248,2	9,1	202,4	21,1	19,6	2,2	16,1	2,4	50,7	3,9	49,9	2,9	13,2	1,2	694,4	39,7
		b	103,7	38,0	88,7	18,4	64,7	2,4	65,4	8,7	4,7	1,1	4,3	1,0	45,3	3,2	45,8	3,0	0,9	0,3	784,3	42,2
		c	95,3	31,7	97,0	19,6	77,7	3,1	62,2	10,7	6,0	1,2	4,6	0,9	35,9	2,7	37,0	2,2	< 0,8	---	765,6	40,2
		d	116,3	34,1	128,3	34,9	86,1	3,2	69,9	11,7	5,9	1,0	5,4	1,0	35,4	2,3	35,8	2,2	1,4	0,2	735,7	45,1
20	Pürckhauerprobe T31_35 m	a	271,6	54,5	< 225,4	---	146,9	5,6	134,2	14,9	16,4	1,7	8,6	1,5	43,5	3,2	46,0	2,7	10,5	0,6	510,5	30,2
		b	738,1	105,8	818,3	122,9	584,5	19,9	468,7	49,0	36,9	3,9	38,5	4,3	49,7	3,8	49,8	2,6	10,5	1,1	711,7	43,3
		c	261,1	40,0	< 168,7	---	151,0	5,8	117,1	15,5	12,4	1,7	10,4	1,5	46,1	3,4	46,1	2,7	1,6	0,3	767,6	41,7
		d	65,9	14,4	< 106,0	---	63,2	2,7	59,8	9,6	3,9	1,0	4,5	1,1	42,6	3,0	44,2	2,9	< 0,3	---	778,0	42,0
21	Profil Nossen, Freiburger Mulde	a	45,6	5,8	< 118,7	---	47,6	1,5	47,7	6,0	2,4	0,5	2,1	0,6	47,1	3,8	46,0	2,5	2,6	0,2	675,0	36,7
		b	38,4	6,0	< 91,5	---	42,3	1,4	36,6	4,2	2,7	0,7	1,8	0,4	36,3	3,3	35,3	1,6	2,1	0,2	714,5	37,9
		c	53,2	7,4	72,2	18,9	52,1	1,7	50,7	7,3	2,5	0,7	2,3	0,5	44,1	3,8	43,5	2,0	3,8	0,4	629,1	33,3
		d	40,7	6,1	57,9	14,3	61,8	1,9	37,3	5,2	< 3,2	---	2,6	0,4	22,2	2,1	22,8	1,2	0,3	0,0	551,0	28,9
22	Profil Laatzten, Leine bei Hannover	a	46,0	8,2	50,7	11,6	36,4	1,1	38,8	4,5	< 1,6	---	1,7	0,3	33,0	1,7	35,6	1,6	18,2	1,0	576,3	30,5
		b	< 45,0	---	41,1	9,4	31,1	1,1	25,6	2,7	1,5	0,4	1,5	0,4	32,7	1,8	32,0	1,6	19,5	1,1	523,9	27,9
		c	36,1	10,4	29,9	8,3	30,8	1,0	21,3	2,4	< 2,3	---	< 4,6	---	33,2	1,8	33,1	1,9	8,6	0,6	524,4	28,0
		d	43,0	12,3	< 66,7	---	35,0	1,2	25,5	2,9	1,9	0,5	1,0	0,3	34,1	1,7	34,0	1,5	1,7	0,2	560,6	29,5
		e	34,7	8,6	< 72,4	---	31,5	1,2	24,3	2,6	1,9	0,5	1,6	0,3	33,1	1,9	33,1	1,5	0,8	0,1	549,6	29,7
		f	42,4	9,6	64,2	15,7	31,9	1,0	24,3	2,8	< 3,0	---	2,0	0,3	32,9	1,8	33,1	2,0	0,5	0,1	545,8	29,0
		g	52,3	11,7	68,0	20,6	31,3	1,1	26,7	3,8	< 3,4	---	1,4	0,3	32,3	1,8	31,2	1,5	0,3	0,1	543,2	28,9
		h	36,6	10,0	43,9	9,6	28,5	0,9	24,7	2,6	< 1,9	---	1,3	0,3	32,0	2,2	30,6	1,3	0,3	0,1	538,4	28,7
		i	< 21,7	---	< 71,3	---	30,7	1,0	26,9	3,6	< 2,6	---	1,2	0,2	30,5	1,7	31,3	1,5	0,3	0,1	534,5	28,7
		j	< 31,4	---	< 51,6	---	30,3	1,0	21,9	2,6	2,0	0,6	1,5	0,4	30,8	2,0	30,7	1,4	< 0,1	---	532,6	28,1
		k	< 32,1	---	51,2	15,8	26,9	0,9	20,4	2,4	< 1,7	---	1,2	0,2	27,2	1,5	27,0	1,2	< 0,1	---	495,9	26,2
23	Profil P86, Leine bei Hannover	a	39,4	10,3	< 58,0	---	32,3	1,1	30,9	4,0	< 2,6	---	< 2,2	---	29,6	1,6	28,9	1,4	16,2	1,0	455,9	24,0
		b	39,4	8,8	76,6	14,6	38,3	1,3	33,8	4,4	< 2,8	---	4,6	0,8	35,4	2,0	35,1	1,6	15,3	1,0	510,2	26,7
		c	50,5	10,1	62,0	16,8	42,2	1,3	32,1	6,5	< 1,6	---	2,9	0,4	41,7	2,5	41,5	2,4	2,1	0,2	571,3	30,2
		d	46,3	12,0	56,4	13,8	44,3	1,4	29,2	3,1	< 1,0	---	1,5	0,3	41,6	2,3	41,0	1,8	0,8	0,1	582,0	31,1
		e	59,8	14,7	70,5	15,5	47,1	1,5	30,7	4,0	2,7	0,8	1,2	0,3	43,5	2,5	42,6	1,8	0,5	0,1	585,2	30,9
		f	54,7	14,8	77,2	22,9	46,4	1,5	34,3	4,5	2,2	0,6	< 4,0	---	41,5	2,6	44,4	2,6	< 0,2	---	583,6	31,0
		g	50,2	10,0	70,9	22,1	45,0	1,4	32,7	3,5	< 2,8	---	1,8	0,3	44,0	2,5	43,0	1,9	< 0,1	---	586,6	30,8
		h	45,0	10,5	< 69,6	---	44,5	1,4	32,7	3,4	2,0	0,6	1,7	0,3	43,2	2,3	42,3	2,0	< 0,2	---	581,1	31,4
		i	< 50,7	---	62,8	12,9	44,2	1,5	34,4	3,8	3,3	0,5	2,2	0,3	42,8	2,3	42,4	1,8	< 0,1	---	585,4	30,7

Fortsetzung Tab. 13.7

Nr.	Probenbezeichnung	U-238		Th-230		Ra-226		Pb-210		U-235		Ac-227		Ra-228		Th-228		Cs-137		K-40	
		a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)	a	u(a)
Profilm Stöcken, Leine bei Hannover																					
a	03 - 10 cm	29,4	7,8	< 0,1	---	25,8	0,9	20,7	6,0	< 2,4	---	1,3	0,3	26,4	1,5	26,0	1,1	13,5	0,8	458,2	24,1
b	10 - 20 cm	< 20,3	---	< 0,1	---	24,6	0,8	< 7,3	---	< 0,9	---	1,6	0,3	26,4	1,5	26,5	1,3	10,4	0,6	423,3	22,2
c	20 - 30 cm	< 36,6	---	81,2	24,7	37,3	1,2	< 14,2	---	< 2,5	---	1,5	0,4	40,2	2,2	38,0	1,7	27,8	1,5	534,7	28,0
d	30 - 40 cm	32,4	8,2	60,2	18,3	37,4	1,1	16,9	3,2	1,6	0,4	1,3	0,2	38,8	2,0	38,4	1,6	14,3	0,7	528,3	27,6
e	40 - 50 cm	< 36,5	---	< 0,1	---	39,5	1,2	< 15,4	---	4,2	1,1	1,5	0,3	40,1	2,3	40,4	1,7	4,3	0,3	532,2	28,0
f	50 - 60 cm	32,2	9,7	103,9	25,1	44,9	1,4	< 8,8	---	< 3,3	---	1,4	0,4	44,6	2,6	45,6	2,3	1,0	0,1	580,8	30,6
g	60 - 70 cm	45,6	9,3	91,3	24,6	45,3	1,4	10,1	2,5	< 1,7	---	2,8	0,4	46,3	2,6	47,1	2,3	0,3	0,1	593,9	31,2
h	70 - 80 cm	34,4	6,6	86,1	17,6	44,2	1,3	7,6	2,0	< 1,7	---	2,1	0,3	45,3	2,3	45,5	1,9	< 0,1	---	582,5	30,3
i	80 - 90 cm	42,7	8,1	< 0,1	---	40,7	1,3	< 12,0	---	< 2,4	---	2,2	0,4	42,5	2,4	41,8	2,1	< 0,1	---	551,2	29,2
j	90 - 100 cm	37,3	7,9	< 0,1	---	41,6	1,3	18,0	4,9	1,9	0,5	4,3	0,8	44,4	2,5	43,1	2,1	< 0,1	---	550,6	29,0



Die Tab. 13.8 zeigt die auf die Aschmasse bezogenen Aktivitäten der Bewuchsproben. Bezugsdatum der ermittelten Aktivitäten ist bei den gamma-spektrometrisch bestimmten Werten der jeweilige Messzeitpunkt und bei den alpha-spektrometrisch bestimmten Werten der Zeitpunkt der radiochemischen Trennung. Dabei ist zu berücksichtigen, dass aufgrund der Verluste bei der Veraschung für Cäsium-137 nur relative Aktivitäten angegeben werden können, die Werte daher besonders gekennzeichnet sind. Die Probenbezeichnungen werden im Hauptteil erläutert (siehe S. 130). Nuklide, deren Aktivitäten mittels Gamma-Spektrometrie bestimmt wurden, sind orange und Nuklide, deren Aktivitäten nach radiochemischer Aufarbeitung alpha-spektrometrisch ermittelt wurden, sind grün gekennzeichnet. Liegen die Messwerte unterhalb der charakteristischen Grenzen, wird die unterschrittene Grenze benannt. Bei der Angaben „< NWG“ liegt der Messwert unter der nach dem <-Zeichen genannten Nachweisgrenze. Bei der Angaben „< EG“ (rot) liegt der Messwert unter der nach dem <-Zeichen genannten Erkennungsgrenze. Bei den gamma-spektrometrisch ermittelten Werten wird der Zahlenwert der Grenze nicht genannt. Für einige Proben war die Bestimmung bestimmter Nuklide nicht möglich. Ursache hierfür war in der Gamma-Spektrometrie in der Regel eine zu geringe Probenmasse und in der Alpha-Spektrometrie ein zu starkes Tailing oder eine zu geringe Depositionsausbeute. Die gamma-spektrometrischen Messungen erfolgten in Petrischalen geeigneter und damit unterschiedlicher Geometrien. Diese wurden in Radonschutzfolie<sup>140</sup> eingeschweißt. Die Urannuklide wurden alpha-spektrometrisch bestimmt. Nur für T40Schafskot konnte auch gamma-spektrometrisch ein Wert von  $35,6 \text{ mBq/g} \pm 9,6 \text{ mBq/g}$  für Uran-238 ermittelt werden, der mit dem alpha-spektrometrisch bestimmten Wert gut verträglich ist ( $\beta = 0,3$ ). Für Radium-226 wurden stets die über die Folgeprodukte Bismut-214 und Blei-214 ermittelten Werte verwendet. Abweichungen bei den Aktivitäten von Radium-228 und Thorium-228 zur Diplomarbeit von Görlich resultieren aus einem anderen Bezugsdatum. Görlich hat für die Nuklide der Thorium-Reihe eine Korrektur zum Probenahmezeitpunkt durchgeführt. Bei der alpha-spektrometrischen Thorium-Bestimmung sind im Gegensatz zu den Wasserproben teilweise extrem niedrige Depositionsausbeuten zu beobachten. Die Ursache hierfür konnte aus zeitlichen Gründen nicht weiter ermittelt werden. Bei der Auswertung ist daher nicht wie beim Wasser das Tailing des Tracerpeaks das Hauptproblem, sondern die teilweise sehr kleinen Signale. Blei-210 wurde gamma-spektrometrisch direkt gemessen und alpha-spektrometrisch über das Tochternuklid Polonium-210 bestimmt. Die Messwerte sind in der Mehrzahl<sup>141</sup> (65 %) miteinander verträglich. Teilweise treten aber auch erhebliche Abweichungen auf. Die gamma-spektrometrisch bestimmten Werte sind in der Regel höher als alpha-spektrometrisch bestimmten Werte. Da Blei-210 aufgrund der geringen Energie der Gammastrahlung gamma-spektrometrisch schwer quantifizierbar ist, werden im Folgenden die alpha-spektrometrisch bestimmten Werte genutzt.

---

<sup>140</sup> Radonprotect™ der Firma Folag

<sup>141</sup> 13 von 20 Messungen

Tab. 13.9: Aschanteile der Bewuchsproben

Nr.	Probe	Trocken- masse (g)	Masse Papier (g)	Asch- masse (g)	Masse Papierasche		Aschanteil
					(g)	%	
1	T13Gras	4760,4	312,7	282,4	0,62	0,219	0,0592
2	T31Kräuter	1706,6	78,4	162,9	0,16	0,095	0,0954
3	T05WeStroh	1445,2	54,9	108,8	0,11	0,100	0,0752
4	T08WeStroh	2765,4	105,2	179,5	0,21	0,116	0,0648
5	T47WeStroh	1414,8	53,6	104,8	0,11	0,101	0,0740
6	T50WeStroh	1508,1	56,7	70,3	0,11	0,160	0,0465
7	T05WeSpreu	1047,9	34,6	103,7	0,07	0,066	0,0989
8	T08WeSpreu	729,4	27,2	68,6	0,05	0,078	0,0940
9	T47WeSpreu	303,3	14,3	26,4	0,03	0,107	0,0869
10	T50WeSpreu	514,2	18,6	29,3	0,04	0,126	0,0569
11	T05WeKörner	1558,2	31,4	30,2	0,06	0,206	0,0193
12	T08WeKörner	2321,6	33,3	38,6	0,07	0,171	0,0166
13	T47WeKörner	286,2	7,6	4,8	0,02	0,313	0,0167
14	T50WeKörner	565,8	7,7	8,3	0,02	0,184	0,0146
15	T05MaKraut	3532,7	112,6	237,7	0,22	0,094	0,0672
16	T51MaKraut	2241,2	75,2	124,7	0,15	0,119	0,0556
17	T05MaKörner	1118,4	15,5	19,3	0,03	0,159	0,0172
18	T51MaKörner	1732,3	23,0	31,8	0,05	0,143	0,0183
19	T05MaK-Blatt	500,1	33,5	24,3	0,07	0,273	0,0485
20	T51MaK-Blatt	558,6	26,8	25,9	0,05	0,205	0,0463
21	T05MaSpindel	532,0	16,4	15,7	0,03	0,207	0,0295
22	T51MaSpindel	673,7	17,2	19,9	0,03	0,171	0,0295
23	T06RaKraut	2581,1	84,9	123,6	0,17	0,136	0,0478
24	T07RaKraut	3071,9	76,9	276,3	0,15	0,055	0,0899
25	T06RaSaat	1189,0	16,4	47,6	0,03	0,068	0,0400
26	T07RaSaat	1588,8	20,4	62,9	0,04	0,064	0,0396
27	T40Schafskot	1072,8	8,4	158,0	0,02	0,011	0,1473
28	Testheu	1345,5	---	150,9	---	---	0,1122
29	Teststroh	1271,7	57,8	59,5	0,11	0,192	0,0467
30	TKDinkel	503,7	7,6	8,8	0,02	0,171	0,0174
31	TKMais	488,9	8,0	6,0	0,02	0,264	0,0122
32	Papier	869,9	---	1,7	---	---	0,0020

Tab. 13.9 zeigt die Aschanteile der Bewuchsproben sowie Trockenmasse und Aschmasse für Probenmaterial und Papier. Bei der Probe Testheu wurde das Papier noch nicht separat abgewogen. Die Aschmasse beinhaltet Probenasche und Papierasche. Masse der Papierasche errechnet sich aus dem Aschanteil des Papiers und dessen Trockenmasse. Der prozentuale Anteil bezieht sich auf die gesamte Asche. Der Aschanteil errechnet sich aus der Trockenmasse der Probe und der um die Masse der Papierasche korrigierten Aschmasse. Die Proben Schafskot und Papier wurden nicht bei 50 °C zu Massenkonstanz getrocknet. Beim Papier ist keine Massenveränderung zu erwarten. Beim Schafskot führte die Trocknung<sup>142</sup> zu einer Veraschung. Da der Kot bereits gut getrocknet war, ist im Vergleich zur Trocknung bei 50 °C nur ein geringer Masseverlust zu erwarten. In beiden Fällen wird die Ausgangsmasse der Trockenmasse gleichgesetzt.

<sup>142</sup> allerdings bei höherer Temperatur

Vor einer Änderung der Bezugsmasse ist der Hintergrund des Analyseverfahrens zu berücksichtigen. Dieser wird durch Blindwertmessungen wiedergegeben. Hierbei erfolgt die Analyse ohne Probenmaterial mit allen Reagenzien. Somit brauchen nur Nuklide, deren Bestimmung einer radiochemischen Aufarbeitung bedarf, betrachtet werden. Der Blindwert Blind5 zeigt ungewöhnlich hohe Uranwerte im Vergleich zu den übrigen Blindwerten. Da er somit nicht als repräsentativ zu betrachten ist, wird dieser Blindwert im Folgenden nicht weiter berücksichtigt. Dann liegen alle Blindwerte der Uranisotope unter der Erkennungsgrenze und bei Thorium-230 unter Erkennungs- oder Nachweisgrenze und sind somit vernachlässigbar klein. Bei Blei-210 und Thorium-232 treten Blindwert oberhalb der charakteristischen Grenzen auf. Hier wird der Messwert um den arithmetischen Mittelwert aller über der Nachweisgrenze liegenden Blindwerte korrigiert, d.h. für Blei-210 um 0,35 mBq/kg und für Thorium-232 um 0,12 mBq/kg.

Der Großteil der Messwerte für Uran-235 liegt unter der Erkennungs- bzw. Nachweisgrenze. Da der Urangehalt durch die anderen Uranisotope deutlich besser abgebildet wird, wird im Weiteren auf die Betrachtung von Uran-235 verzichtet.



Tab. 13.11: natürlicher Untergrund gemäß [BGB10]  
 $a$  ist die massenbezogene Aktivität.

$a$ (U-238) (Bq/kg)	$a$ (U-234) (Bq/kg)	$a$ (Th-230) (Bq/kg)	$a$ (Ra-226) (Bq/kg)	$a$ (Pb-210) (Bq/kg)	$a$ (Th-232) (Bq/kg)	$a$ (Ra-228) (Bq/kg)	$a$ (Th-228) (Bq/kg)
Getreide (Nahrungsmittel) bezogen auf die Trockenmasse <sup>a</sup>							
0,01	0,01	0,01	0,15	0,4	0,01	0,15	0,01
Weidegras bezogen auf die Frischmasse							
0,01	0,01	0,005	0,04	0,15	0,004	0,06	0,004
Weidegras berechnet auf die Trockenmasse							
0,05	0,05	0,025	0,2	0,75	0,02	0,3	0,02

<sup>a</sup> Da Getreidekörner vor dem Vertrieb zur Verbesserung der Haltbarkeit getrocknet werden, darf für Getreide als lebensmittel die Trockenmasse als Bezug angenommen werden.

Tab. 13.12: geometrischer Mittelwert (geo. MW) und geometrische Standardabweichung ( $\sigma(\text{geo})$ ) der massenbezogenen Aktivitäten ( $a$ ) der Weide- und Wiesenbewuchs gemäß [Vah04] S. 78 bezogen auf die Trockenmasse

	geo. MW $a$ (Bq/kg)	$\sigma(\text{geo})$
U-238	0,26	2
Ra-226	0,48	2,2
Pb-210	9,4	2,3
U-235	0,04	2
Ra-228	0,63	2,1
Th-228	0,43	2,2
K-40	547	1,4

Tab. 13.13: massenbezogene Aktivitäten verschiedener Bewuchsproben aus [Vah04] Tabelle A.4

Es wurden nur Werte über der Nachweisgrenze berücksichtigt.  $a$  ist die massenbezogene Aktivität,  $u(a)$  deren Unsicherheit, geo. MW der geometrische Mittelwert (bezogen auf die Trockenmasse) und  $\sigma(\text{geo})$  die geometrische Standardabweichung. TM-Anteil ist der Trockenmassenanteil der Probe gemäß [Vah04] Tabelle A.8. Für Stroh<sup>(a)</sup> wird angenommen, dass die Masse bei der Probenahme der Trockenmasse gleichzusetzen ist. Der mit <sup>b</sup> gekennzeichnet Wert stammt aus [IAEA10] Table 84 und der mit <sup>c</sup> gekennzeichnete aus [IAEA10] Table 82.

	Pb-210		Ra-226		Ra-228		Th-228		K-40		TM-Anteil [Vah04] (%)	Proben- bezeichnung gemäß [Vah04]
	$a$ (Bq/kg)	$u(a)$ (Bq/kg)										
bezogen auf die Frischmasse												
Weizenstroh	5,29	0,29	0,51	0,02	0,74	0,08	0,60	0,02	214	11	100 <sup>a</sup>	SiStMPWe01
Weizenstroh	9,69	0,61	1,42	0,07	2,13	0,26	0,55	0,07	228	12	100 <sup>a</sup>	SiStMPWe02
Weizenkörner	---	---	0,05	0,00	0,09	0,01	0,05	0,00	69	4	60,1	ScKoMPWe01
Weizenkörner	2,99	0,30	0,10	0,03	0,27	0,11	0,11	0,02	138	7	94,6	ScKoMPWe02
Weizenkörner	---	---	---	---	---	---	0,10	0,01	115	6	94,6	PoKoMPWe01
Weizenkörner	---	---	0,11	0,02	0,18	0,05	---	---	78	4	94,6	GeKoMPWe01
Weizenkörner	0,27	0,11	0,13	0,01	0,12	0,02	0,05	0,01	124	6	94,4	SiKoMPWe01
Weizenkörner	0,30	0,09	0,18	0,02	0,23	0,03	0,11	0,01	131	7	94,4	SiKoMPWe02
Mais-Silage	3,51	0,19	0,04	0,01	---	---	0,12	0,01	87	4	25 <sup>b</sup>	ScGeEPMS01
Maiskörner	---	---	0,08	0,01	---	---	---	---	116	6	85 <sup>c</sup>	ScGeEPMa01
Rapssaat	---	---	0,10	0,03	0,28	0,07	---	---	238	12	89	ScKoMPRa01
Rapssaat	0,47	0,13	---	---	---	---	---	---	256	13	89,2	PoKoMPRa01
Rapssaat	---	---	0,23	0,03	0,19	0,06	0,17	0,02	239	12	93,5	SiKoMPRa01
berechnet auf die Trockenmasse												
Weizenstroh	5,29	0,29	0,51	0,02	0,74	0,08	0,60	0,02	214	11		
Weizenstroh	9,69	0,61	1,42	0,07	2,13	0,26	0,55	0,07	228	12		
Weizenkörner	---	---	0,08	0,01	0,15	0,02	0,08	0,01	115	7		
Weizenkörner	3,16	0,32	0,11	0,03	0,29	0,12	0,12	0,02	146	7		
Weizenkörner	---	---	---	---	---	---	0,11	0,01	122	6		
Weizenkörner	---	---	0,12	0,02	0,19	0,05	---	---	82	4		
Weizenkörner	0,29	0,12	0,14	0,01	0,13	0,02	0,05	0,01	131	6		
Weizenkörner	0,32	0,10	0,19	0,02	0,24	0,03	0,12	0,01	139	7		
Mais-Silage	14,04	0,76	0,16	0,04	---	---	0,48	0,04	348	16		
Maiskörner	---	---	0,09	0,01	---	---	---	---	136	7		
Rapssaat	---	---	0,11	0,03	0,31	0,08	---	---	267	13		
Rapssaat	0,53	0,15	---	---	---	---	---	---	287	15		
Rapssaat	---	---	0,25	0,03	0,20	0,06	0,18	0,02	256	13		
	geo. MW $a$ (Bq/kg)	$\sigma(\text{geo})$										
Weizenstroh	7,16	1,45	0,85	1,87	1,26	1,80	0,57	1,87	221	1,04		
Weizenkörner	0,66	1,69	0,12	1,75	0,19	2,00	0,09	1,45	120	1,21		
Rapssaat	---	---	0,17	1,02	0,25	1,11	---	---	270	1,05		

9. Vergleich der Umweltkompartimente

Tab. 13.14: Gegenüberstellung der massenbezogene Aktivitäten der Sediment- und Wasserproben  
 a ist die massenbezogene Aktivität und u(a) deren Messunsicherheit. Bei der Angaben „< NWG“ liegt der Messwert unter der nach dem <-Zeichen genannten Nachweisgrenze. Bei der Angaben „> EG“ (rot) liegt der Messwert unter der nach dem <-Zeichen genannten Erkennungsgrenze. FM ist das Kürzel für Freiburger Mulde. Die Bleiaktivität der Wasserproben wurde um den mit der Unsicherheit gewichteten mittleren Blindwert (1,544 ± 0,098) mBq/kg korrigiert. Weiterhin sei auf die unterschiedlichen Aktivitätseinheiten (Bq/kg und mBq/kg) hingewiesen.

Nr.	Fluss	Fluss- kilo- meter	U-238			U-235			Th-230			Pb-210			
			Sediment a (Bq/kg)	Wasser a (mBq/kg)	Wasser u(a) (Bq/kg)	Sediment a (Bq/kg)	Wasser a (mBq/kg)	Wasser u(a) (mBq/kg)	Sediment a (Bq/kg)	Wasser a (mBq/kg)	Wasser u(a) (mBq/kg)	Sediment a (Bq/kg)	Wasser a (mBq/kg)	Wasser u(a) (mBq/kg)	
1	andere	FM 67	46,4	7,5	2,60	0,31	0,18	0,07	13,5	0,077	0,025	93,3	9,1	3,36	0,43
2		FM 122	31,2	7,0	1,96	0,24	<0,07	---	---	<0,016	---	28,9	3,2	1,94	0,34
3		110	29,8	4,9	8,40	1,03	<0,65	---	<109,4	<0,060	---	30,5	5,6	1,34	0,56
4		-1	---	---	2,01	0,25	0,51	0,10	---	0,021	0,006	---	---	7,49	0,88
5		5	---	---	3,04	0,40	<0,30	---	---	---	---	---	---	8,78	0,14
6		52	165,6	20,4	73,86	7,51	1,98	0,69	128,4	1,845	0,590	115,3	8,6	5,54	0,84
7		62	174,0	17,5	69,33	7,07	<1,94	---	101,6	2,046	0,620	88,4	11,3	13,30	1,35
8		73	341,2	32,1	63,51	6,36	1,88	0,60	138,6	<0,045	---	107,1	7,8	3,75	0,82
9		83	193,1	21,5	---	---	---	---	183,4	---	---	114,0	9,9	---	---
10		87	192,2	15,9	---	---	---	---	126,4	---	---	107,3	5,6	---	---
11		101	143,5	15,3	---	---	---	---	97,0	---	---	82,8	4,9	---	---
12		102	167,2	17,9	78,97	6,77	2,86	0,38	123,0	0,044	0,007	73,5	4,1	3,38	0,43
13		103	176,4	29,5	85,93	8,13	3,48	0,70	78,0	0,040	0,007	84,5	7,7	3,07	0,34
14		108	211,5	20,9	83,74	7,66	4,39	0,69	169,6	0,033	0,009	146,7	10,5	3,27	0,41
15		110	358,2	34,8	82,35	7,84	3,54	0,64	170,9	0,815	0,140	147,9	8,4	13,86	0,41
16		113	145,2	20,6	---	---	---	---	125,4	---	---	91,4	6,9	---	---
17		131	87,8	15,2	---	---	---	---	86,5	---	---	65,7	4,1	---	---
18		134	185,7	28,8	---	---	---	---	146,7	---	---	112,7	10,2	---	---
19		144	147,6	15,3	---	---	---	---	86,5	---	---	96,3	9,3	---	---
20		151	201,3	14,1	69,53	5,80	4,87	0,44	172,2	<0,011	0,002	105,1	11,1	3,17	0,31
21		162	159,4	13,2	73,98	6,57	3,41	0,45	137,8	---	---	112,3	10,2	1,47	0,37
22		163	125,8	13,1	74,35	6,93	3,01	0,51	73,2	---	---	82,8	8,8	1,80	0,31
23		166	66,2	9,3	25,20	2,62	0,58	0,25	<45,8	---	---	44,9	5,4	1,24	0,35
24		171	146,0	20,3	---	---	---	---	109,6	---	---	92,1	6,7	---	---
25		176	167,9	25,5	38,63	3,27	1,80	0,20	93,4	<0,043	---	119,3	12,6	8,44	0,83
26		191	65,2	11,4	30,92	3,08	1,03	0,27	<78,7	0,046	0,018	44,1	4,0	4,56	0,67
27		199	65,1	8,8	30,75	1,44	1,30	0,26	<65,4	0,351	0,044	45,3	3,2	7,32	0,54
28		209	94,7	13,6	33,39	1,55	0,99	0,21	52,8	---	---	63,5	9,6	2,19	0,44
29		212	93,2	11,6	30,82	2,64	1,67	0,20	86,6	<0,019	---	57,2	6,6	8,45	0,68
30		216	50,1	9,8	32,40	3,06	1,26	0,28	<71,4	---	---	34,8	2,7	5,53	0,58
31		224	106,4	14,1	---	---	---	---	67,6	---	---	62,2	3,5	---	---
32		235	36,8	8,9	---	---	---	---	<52,0	---	---	<27,4	---	---	---
33		242	49,7	11,6	30,95	2,90	1,00	0,23	<64,1	<0,009	---	42,8	5,2	2,21	0,42
34		253	67,0	7,7	30,08	3,23	0,85	0,32	<49,2	<0,020	---	42,0	6,4	2,47	0,49

Tab. 13.15: Boden-Pflanze-Transferfaktoren der Bewuchsproben  
 $T$  ist der Boden-Pflanze-Transferfaktor und  $u(T)$  dessen Messunsicherheit.

Proben- bezeichnung	Fluss- km	U-238		Th-230		Ra-226		Pb-210		Ra-228		K-40	
		$T$	$u(T)$										
T13Gras	141	1,76E-03	2,27E-04	1,04E-03	1,80E-04	3,70E-02	1,58E-03	2,02E-02	1,27E-03	1,19E-02	1,48E-03	8,82E-01	6,60E-02
T31Kräuter	192	4,61E-03	5,54E-04	5,11E-03	1,05E-03	4,54E-02	1,62E-03	6,18E-02	5,40E-03	2,91E-02	2,87E-03	1,24E+00	7,49E-02
T05WeStroh	105	1,34E-03	2,03E-04	1,04E-03	2,71E-04	7,09E-02	2,27E-03	7,60E-02	1,05E-02	4,92E-02	3,67E-03	7,25E-01	4,37E-02
T08WeStroh	110	9,83E-04	1,93E-04	5,19E-04	1,51E-04	5,45E-02	2,19E-03	9,90E-02	1,20E-02	4,10E-02	3,29E-03	8,28E-01	5,32E-02
T47WeStroh	235	3,55E-03	4,84E-04	4,20E-03	5,91E-04	4,86E-02	1,50E-03	8,39E-02	8,37E-03	3,86E-02	2,27E-03	7,95E-01	2,55E-02
T50WeStroh	241	3,79E-03	6,23E-04	4,02E-03	7,21E-04	4,25E-02	1,62E-03	7,81E-02	9,78E-03	3,55E-02	2,38E-03	4,53E-01	1,58E-02
T05WeSprenu	105	3,35E-03	5,00E-04	2,83E-03	7,39E-04	7,88E-02	2,61E-03	1,10E-01	1,39E-02	5,62E-02	4,38E-03	6,01E-01	3,64E-02
T08WeSprenu	110	5,25E-03	8,70E-04	2,15E-03	6,28E-04	3,61E-02	1,53E-03	1,29E-01	1,53E-02	2,52E-02	2,07E-03	5,79E-01	3,52E-02
T47WeSprenu	235	8,97E-03	1,21E-03	9,41E-03	1,35E-03	4,99E-02	1,83E-03	1,10E-01	1,07E-02	3,25E-02	2,35E-03	6,93E-01	2,22E-02
T50WeSprenu	241	1,42E-02	2,26E-03	1,08E-02	1,95E-03	4,75E-02	1,84E-03	6,99E-02	8,80E-03	3,27E-02	2,35E-03	4,57E-01	1,60E-02
T05WeKörner	105	---	---	---	---	1,18E-02	4,06E-04	2,02E-03	2,75E-04	8,42E-03	7,29E-04	2,47E-01	1,49E-02
T08WeKörner	110	---	---	---	---	6,29E-03	2,58E-04	2,40E-03	2,88E-04	4,42E-03	4,03E-04	2,37E-01	1,44E-02
T47WeKörner	235	---	---	---	---	---	---	2,41E-03	2,59E-04	---	---	---	---
T50WeKörner	241	9,84E-04	1,68E-04	9,20E-04	2,22E-04	7,72E-03	3,69E-04	3,23E-03	5,42E-04	5,80E-03	7,98E-04	2,08E-01	7,28E-03
T05MaKraut	103	2,17E-03	3,03E-04	2,01E-03	5,74E-04	3,32E-02	1,07E-03	5,91E-02	6,88E-03	1,07E-02	1,36E-03	1,04E+00	6,32E-02
T51MaKraut	242	1,83E-03	3,72E-04	---	---	1,20E-02	5,65E-04	1,23E-01	1,46E-02	8,89E-03	1,28E-03	7,33E-01	2,44E-02
T05MaKörner	103	---	---	---	---	1,07E-03	9,02E-05	1,64E-04	4,86E-05	---	---	2,20E-01	1,34E-02
T51MaKörner	242	---	---	---	---	2,77E-03	1,66E-04	1,22E-03	3,03E-04	---	---	2,83E-01	9,46E-03
T05MaK-Blatt	103	6,03E-04	9,17E-05	---	---	3,09E-03	1,73E-04	8,86E-03	1,03E-03	---	---	8,08E-01	4,75E-02
T51MaK-Blatt	242	2,99E-03	5,72E-04	---	---	2,36E-02	1,05E-03	8,57E-03	1,10E-03	---	---	9,41E-01	3,14E-02
T05MaSpindel	103	7,35E-05	1,93E-05	---	---	---	---	3,28E-04	5,68E-05	---	---	---	---
T51MaSpindel	242	2,16E-04	5,00E-05	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
T06RaKraut	107	1,22E-03	2,00E-04	---	---	5,28E-02	1,67E-03	6,25E-02	7,65E-03	2,72E-02	2,05E-03	2,66E-01	1,61E-02
T07RaKraut	108	1,94E-03	2,26E-04	2,71E-03	5,48E-04	5,75E-02	1,53E-03	4,61E-02	4,36E-03	4,38E-02	2,79E-03	9,00E-01	4,30E-02
T06RaSaat	107	---	---	---	---	1,52E-02	5,48E-04	4,61E-03	6,01E-04	7,57E-03	9,37E-04	3,24E-01	1,96E-02
T07RaSaat	108	1,89E-04	4,91E-05	---	---	1,34E-02	3,80E-04	3,13E-03	3,02E-04	8,49E-03	6,67E-04	3,06E-01	1,46E-02

Tab. 13.16: Ausgangsaktivitäten zur Berechnung der Transferfaktoren der Bewuchsproben  
 $a$  ist die massenbezogene Aktivität und  $u(a)$  deren Messunsicherheit. Bei der Angaben „< NWG“ liegt der Messwert unter der nach dem <-Zeichen genannten Nachweisgrenze. Bei der Angaben „< EG“ (rot) liegt der Messwert unter der nach dem <-Zeichen genannten Erkennungsgrenze.

Proben- bezeichnung	Fluss- kilo- meter	U-238		Th-230		Ra-226		Pb-210		Ra-228		K-40	
		$a$ (Bq/kg)	$u(a)$ (Bq/kg)										
<b>Bewuchs</b>													
T13Gras	141	0,752	0,074	0,340	0,037	9,532	0,284	4,747	0,248	0,525	0,054	643,7	33,3
T31Kräuter	192	1,317	0,128	0,933	0,092	7,423	0,151	9,526	0,518	1,507	0,099	842,7	25,3
T05WeStroh	105	0,209	0,022	0,160	0,006	8,678	0,169	7,467	0,523	2,749	0,118	604,8	18,1
T08WeStroh	110	0,075	0,011	0,053	0,003	3,667	0,097	6,053	0,366	2,208	0,117	593,5	21,7
T47WeStroh	235	0,315	0,031	0,371	0,013	3,617	0,081	5,183	0,278	2,016	0,089	610,4	18,4
T50WeStroh	241	0,388	0,039	0,420	0,017	3,527	0,076	6,196	0,302	1,805	0,077	342,2	10,3
T05WeSpreu	105	0,526	0,053	0,436	0,017	9,647	0,205	10,772	0,475	3,142	0,152	501,6	15,3
T08WeSpreu	110	0,403	0,042	0,219	0,014	2,430	0,071	7,881	0,443	1,359	0,076	415,2	12,5
T47WeSpreu	235	0,798	0,078	0,832	0,037	3,712	0,112	6,810	0,328	1,699	0,103	531,9	16,0
T50WeSpreu	241	1,454	0,134	1,127	0,050	3,942	0,089	5,548	0,278	1,659	0,083	345,3	10,4
T05WeKörner	105	< 0,015	---	< 0,063	---	1,450	0,033	0,198	0,013	0,470	0,029	206,1	6,2
T08WeKörner	110	< 0,010	---	< 0,027	---	0,423	0,012	0,147	0,009	0,238	0,016	170,3	5,1
T47WeKörner	235	< 0,079	---	---	---	---	---	0,149	0,010	---	---	---	---
T50WeKörner	241	0,101	0,011	0,096	0,016	0,641	0,023	0,256	0,031	0,294	0,038	157,3	4,7
T05MaKraut	103	0,432	0,045	0,438	0,070	4,781	0,096	6,871	0,384	0,559	0,063	886,5	26,5
T51MaKraut	242	0,157	0,019	< 0,329	---	0,787	0,028	7,537	0,370	0,450	0,060	550,6	16,5
T05MaKörner	103	< 0,006	---	---	---	0,154	0,012	0,019	0,005	< NWG	---	187,3	5,6
T51MaKörner	242	< 0,008	---	---	---	0,181	0,009	0,075	0,017	< NWG	---	212,7	6,4
T05MaK-Blatt	103	0,120	0,014	< 0,188	---	0,446	0,022	1,031	0,056	< NWG	---	687,3	17,9
T51MaK-Blatt	242	0,257	0,026	< 1,402	---	1,548	0,049	0,527	0,036	< NWG	---	706,9	21,2
T05MaSpindel	103	0,015	0,004	---	---	---	---	0,038	0,005	---	---	---	---
T51MaSpindel	242	0,019	0,003	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
T06RaKraut	107	0,151	0,020	---	---	5,673	0,109	5,279	0,308	1,346	0,060	229,1	6,9
T07RaKraut	108	0,463	0,049	0,493	0,061	9,134	0,181	6,045	0,363	2,339	0,109	761,1	22,8
T06RaSaat	107	< 0,053	---	---	---	1,638	0,042	0,389	0,029	0,374	0,040	279,3	8,4
T07RaSaat	108	0,045	0,012	< 0,135	---	2,131	0,047	0,410	0,026	0,453	0,030	258,9	7,8
<b>Auenböden</b>													
T05A	103	199	19	218	52	144	4	116	12	52	3	850	45
T05B	105	157	17	154	40	122	3	98	12	56	3	834	44
T06A	107	124	12	129	37	107	3	84	9	49	3	862	45
T07	108	238	12	182	29	159	3	131	10	53	2	846	32
T08B	110	77	10	102	29	67	2	61	6	54	3	717	38
T13A	141	428	36	327	44	258	8	235	8	44	3	730	39
T31A	192	286	20	182	33	163	5	154	11	52	4	677	35
T47	235	89	8	88	12	74	2	62	5	52	2	768	8
T50A	241	102	13	105	18	83	3	79	9	51	3	756	13
T51A	243	86	14	74	16	65	2	62	7	51	3	751	11

Tab. 13.17: Literaturangaben für Boden-Pflanze-Transferfaktoren

$T$  ist der Boden-Pflanze-Transferfaktor. Geo. MW steht für geometrischer Mittelwert. a: Umrechnung von Feuchtmasse auf Trockenmasse mit einem Trockenmassenanteil von 21 % gemäß [Vah04], Tab. A.10; b: berücksichtigt lediglich den Wurzelpfad; c: Umrechnung von Feuchtmasse auf Trockenmasse mit einem Trockenmassenanteil von 88 % gemäß [IAEA10], Table 82; d: Umrechnung von Feuchtmasse auf Trockenmasse mit einem Trockenmassenanteil von 85 % gemäß [IAEA10], Table 82; e: Umrechnung von Feuchtmasse auf Trockenmasse mit einem Trockenmassenanteil von 91 % gemäß Mittelwert Tab. 13.13 (S. 212)

Quelle	$T$ (U-238)	$T$ (Th-230)	$T$ (Ra-226)	$T$ (Pb-210)	$T$ (Ra-228)	$T$ (K-40)	Bemerkungen
<b>Weide- und Wiesenbewuchs</b>							
[Vah04]	$0,043 * 1,10^{\pm 1}$		$0,016 * 2,14^{\pm 1}$	$0,27 * 2,05^{\pm 1}$	$0,023 * 2,67^{\pm 1}$	$1,20 * 1,41^{\pm 1}$	geo. MW
[BGB10]	0,014	0,010	0,05	0,05	0,05		a
[IAEA10]	$0,046 * 5,3^{\pm 1}$	$0,099 * 5,5^{\pm 1}$	$0,071 * 7,6^{\pm 1}$	$0,092 * 4,8^{\pm 1}$	$0,071 * 7,6^{\pm 1}$	0,73	b
[AVV90]	0,24	0,05	0,14	0,38	0,14		a
[Bro95]		0,0024	0,05	0,05	0,05		a
<b>Weizenstroh</b>							
[IAEA10]	$0,027 * 7,5^{\pm 1}$	$0,0061 * 2,4^{\pm 1}$	$0,036 * 4,8^{\pm 1}$	$0,023 * 3,5^{\pm 1}$	$0,036 * 4,8^{\pm 1}$	1,1	b; Getreidehalm allgemein
<b>Weizenkorn</b>							
[Vah04]			$0,004 * 1,14^{\pm 1}$	$0,012 * 1,18^{\pm 1}$	$0,007 * 1,14^{\pm 1}$	$0,236 * 1,26^{\pm 1}$	c; Weizenkorn; geo. MW
[BGB10]	0,003	0,0006	0,006	0,008	0,006		c; pflanzliche Produkte allgemein
[IAEA10]	$0,0062 * 7,7^{\pm 1}$	$0,0021 * 3,4^{\pm 1}$	$0,017 * 12^{\pm 1}$	$0,011 * 3,6^{\pm 1}$	$0,017 * 12^{\pm 1}$	0,74	b; Getreidekorn allgemein
[AVV90]	0,006	0,006	0,10	0,09	0,10	1,1	c; Getreidekorn allgemein
[Bro95]	0,001	0,0006	0,001	0,01	0,001		c; Getreidekorn allgemein
<b>Maiskraut</b>							
[IAEA10]	$0,0078 * 14^{\pm 1}$	0,0018	$0,018 * 5,2^{\pm 1}$	$0,0028 * 6,6^{\pm 1}$	$0,018 * 5,2^{\pm 1}$		b; Maiskraut
<b>Maiskörner</b>							
[IAEA10]	$0,015 * 12^{\pm 1}$	$6,4E-5 * 9,2^{\pm 1}$	$0,0024 * 5,4^{\pm 1}$	$0,0012 * 2,3^{\pm 1}$	$0,0024 * 5,4^{\pm 1}$		b; Maiskorn
[BGB10]	0,004	0,0006	0,006	0,008	0,006		d; pflanzliche Produkte allgemein
<b>Rapsaat</b>							
[Vah04]			$0,009 * 1,10^{\pm 1}$	$0,011 \pm 0,003$	$0,013 * 1,11^{\pm 1}$	$0,606 * 1,33^{\pm 1}$	e; Rapsaat; geo. MW
[BGB10]	0,003	0,0005	0,005	0,008	0,005		e; pflanzliche Produkte allgemein

## 10. Radiologische Bewertung

Tab. 13.18: Maximalaktivitäten der U-Ra-Reihe in den Bodenproben  
 FM steht für Freiberger Mulde, GL für Grünland und AL für Ackerland; GeWeMix ist eine Weizen-Gerste-Kreuzung

Nr.	Fluss-kilometer	Probenbe-zeichnung	Kate-gorie	Bewuchs	Profil-Horizont	höchste Aktivität (Bq/kg) in der U-Ra-Reihe			
						Nuklid	< 200 Bq/kg	> 200 Bq/kg	> 1000 Bq/kg
<b>Zwickauer Mulde</b>									
1	-1	Muldenberg	---	Uferbewuchs		Pb-210	58,7		
2	5	Hammerb.	---	Wiese		Pb-210	85,0		
3	88	T01A	GL	Wiese		U-238		486,2	
4	89	T01B	GL	Wiese		U-238		477,7	
5	91	T02A	GL	Wiese		U-238		416,2	
6	103	T04A	AL	Gerste		U-238		221,1	
7	103	T04B	AL	Gerste		U-238		215,7	
8	102	T04 RT	---	Rotschwingel		U-238	149,6		
9	103	T05A	AL	Mais		Th-230		218,5	
10	105	T05B	AL	Weizen		Th-230	153,9		
11	107	T06A	AL	Raps		Th-230	129,1		
12	107	T06B	AL	Raps		U-238	125,6		
13	108	T07A	AL	Raps		Th-230		303,6	
14	108	T07B	AL	Raps		U-238		204,4	
15	108	Profil T07/1, muldenah	AL	Raps	00 - 30 cm	U-238		209,6	
16	108	Profil T07/2, muldefern	AL	Raps	00 - 30 cm	Th-230		287,3	
17	108	Horizontmischprobe T07 HM1	AL	Raps	00 - 30 cm	U-238		248,0	
18	108	Horizontmischprobe T07 HM2	AL	Raps	00 - 30 cm	U-238		291,2	
19	110	T08A	AL	Weizen		Th-230	153,0		
20	110	T08B	AL	Weizen		Th-230	101,8		
21	117	T10A	AL	Gerste		Th-230	144,7		
22	117	T10B	AL	Gerste		U-238		210,5	
23	141	T13A	GL	Wiese		U-238		427,9	
24	140	T13B	GL	Wiese		U-238		337,8	
25	141	Profil T13/1, muldefern	GL	Wiese	20 - 25 cm	Th-230			3149,1
26	141	Profil T13/2, muldenah	GL	Wiese	38 - 43 cm	U-238			1018,5
27	141	Horizontmischprobe T13 HM1	GL	Wiese	15 - 30 cm	Th-230			1330,5
28	141	Horizontmischprobe T13 HM2	GL	Wiese	15 - 30 cm	U-238		401,3	
29	141	Pürckhauerprobe T13_09 m	GL	Wiese	20 - 40 cm	Th-230		798,0	
30	141	Pürckhauerprobe T13_14 m	GL	Wiese	20 - 40 cm	Th-230		798,2	
31	141	Pürckhauerprobe T13_17 m	GL	Wiese	00 - 41 cm	U-238		745,4	
32	148	T14A	AL	Raps		U-238		242,5	
33	148	T14B	AL	Raps		Th-230		249,6	
<b>Vereinigte Mulde</b>									
34	167	T18A	AL	Gerste		Th-230	78,5		
35	167	T18B	AL	Gerste		U-238	153,6		
36	168	T19A	AL	Weizen		Th-230	143,0		
37	168	T19B	AL	Weizen		U-238	127,6		
38	169	T21A	AL	Weizen		Th-230	105,3		
39	169	T21B	AL	Weizen		U-238	121,9		
40	172	T22A	GL	Wiese		U-238		200,9	
41	172	T22B	GL	Wiese		U-238	178,3		
42	173	T23A	AL	Weizen		U-238	182,9		
43	173	T23B	AL	Weizen		U-238	127,3		
44	179	T26A	AL	WeGeMix		Th-230	166,5		
45	178	T26B	AL	WeGeMix		Th-230	134,8		
46	179	Profil T26/1, muldenah	AL	WeGeMix	00 - 20 cm	U-238		231,3	
47	179	Profil T26/2, muldefern	AL	WeGeMix	00 - 20 cm	U-238		269,4	
48	179	Horizontmischprobe T26 HM1	AL	WeGeMix	00 - 20 cm	U-238		240,2	
49	179	Horizontmischprobe T26 HM2	AL	WeGeMix	00 - 20 cm	U-238		222,0	
50	186	T27A	GL	Wiese		U-238	172,1		
51	192	T31A	GL	Wiese		U-238		285,9	
52	192	T31B	GL	Wiese		U-238		244,9	
53	192	T31C	GL	Wiese		U-238		201,8	
54	192	Profil T31/1, muldenah	GL	Wiese	76 - 100 cm	Th-230			1595,1
55	192	Profil T31/2, muldefern	GL	Wiese	12 - 21 cm	U-238		224,9	
56	192	Pürckhauerprobe T31_10 m	GL	Wiese	00 - 27 cm	U-238		395,9	
57	192	Pürckhauerprobe T31_20 m	GL	Wiese	00 - 36 cm	U-238		412,2	
58	192	Pürckhauerprobe T31_35 m	GL	Wiese	30 - 57 cm	Th-230		818,3	
59	194	T34A	GL	Wiese		U-238		286,7	
60	193	T34B	GL	Wiese		U-238		299,1	
61	204	T36A	GL	Wiese		U-238		320,5	
62	204	T36B	GL	Wiese		U-238		325,0	
63	215	T40A	GL	Wiese		U-238		366,1	
64	215	T40B	GL	Wiese		Th-230		258,7	
65	235	T47A	AL	Weizen		U-238	88,1		
66	235	T47B	AL	Weizen		Th-230	90,5		
67	241	T50A	AL	Weizen		Th-230	104,5		
68	241	T50B	AL	Weizen		Th-230	114,1		
69	243	T51A	AL	Mais		U-238	85,8		
70	242	T51B	AL	Mais		U-238	86,2		
<b>Vergleichsproben</b>									
75	139	Porphy	---	Gestein		U-238	43,5		
71	FM 72	Nossen	GL	Wiese		Th-230	99,3		
72	FM 72	Profil Nossen	GL	Wiese	10 - 35 cm	Th-230	72,2		
73	FM 122	Sermuth FM	---	Wiese		U-238	66,0		
77	Leine	KGV 5.1	---	Kleingarten		U-238	32,8		
78	Leine	KGV 5.4	---	Kleingarten		Pb-210	31,1		
79	Leine	KGV 12.3	---	Kleingarten		Pb-210	23,3		
80	Leine	KGV 29.13	---	Kleingarten		Pb-210	25,0		
81	Leine	KGV 29.3	---	Kleingarten		Pb-210	29,6		
82	Leine	KGV 29.9	---	Kleingarten		Ra-226	54,0		
83	Leine 11	Profil Laatzten	---	Wiese	60 - 70 cm	Th-230	68,0		
84	Leine 23	Profil P86	---	Kleingarten	50 - 65 cm	Th-230	77,2		
85	Leine 32	Profil Stöcken	---	Wiese	50 - 60 cm	Th-230	103,9		

Tab. 13.19: Eingangsgrößen Modellierung: geometrische Mittelwerte, Standardabweichung sowie 95 % Perzentile [Röb10]

AL steht für Boden Ackerland, GL für Boden Grünland, GB für Gesamtboden und W für Wasser

	geometrisches Mittel	geometrische Standardabweichung	95% Perzentil
	$\frac{Bq}{kg}$		
U-238 GL	283,9	1,43	511,7
U-234 GL	283,9	1,43	511,7
Th-230 GL	206,2	1,37	346,1
Ra-226 GL	169,5	1,36	281,1
Pb-210 GL	141,6	1,30	218,6
Po-210 GL	141,6	1,30	218,6
U-235 GL	13,2	1,41	23,4
Pa-231 GL	8,7	1,36	14,6
Ac-227 GL	8,7	1,36	14,6
Th-232 GL	52,6	1,09	60,6
Ra-228 GL	52,6	1,09	60,6
Th-228 GL	52,3	1,09	60,6
U-238 AL	138,0	1,44	252,3
U-234 AL	138,0	1,44	252,3
Th-230 AL	134,5	1,42	238,6
Ra-226 AL	114,1	1,43	205,5
Pb-210 AL	94,3	1,34	152,7
Po-210 AL	94,3	1,34	152,7
U-235 AL	6,3	1,45	11,7
Pa-231 AL	5,3	1,40	9,3
Ac-227 AL	5,3	1,40	9,3
Th-232 AL	50,3	1,07	56,3
Ra-228 AL	50,3	1,07	56,3
Th-228 AL	50,6	1,07	56,6
U-238 GB	180,9	1,65	414,8
U-234 GB	180,9	1,65	414,8
Th-230 GB	157,9	1,48	301,6
Ra-226 GB	132,3	1,47	250,7
Pb-210 GB	113,2	1,41	199,5
Po-210 GB	113,2	1,41	199,5
U-235 GB	8,3	1,67	19,3
Pa-231 GB	6,4	1,50	12,5
Ac-227 GB	6,4	1,50	12,5
Th-232 GB	51,1	1,08	58,2
Ra-228 GB	51,1	1,08	58,2
Th-228 GB	51,2	1,08	58,2
Po-210 W	$4,5 \times 10^{-3}$	1,78	$11,6 \times 10^{-3}$
U-238 W	$54,1 \times 10^{-3}$	1,57	$114,2 \times 10^{-3}$
U-234 W	$60,1 \times 10^{-3}$	1,48	$114,6 \times 10^{-3}$
U-235 W	$2,1 \times 10^{-3}$	1,85	$5,8 \times 10^{-3}$
ODL	$125,3 \frac{nSv}{h}$	1,15	$158,8 \frac{nSv}{h}$

Tab. 13.20: Effektive Jahresdosis  $E$  der Referenzpersonen berechnet aus den geometrischen Mittelwerten [Röb10]

	$\leq 1$ a $E$ mSv	1 - 2 a $E$ mSv	2 - 7 a $E$ mSv	7 - 12 a $E$ mSv	12 - 17 a $E$ mSv	>17 a $E$ mSv	Beschäftigter $E$ mSv
Äußere Exposition	8,5E-3	7,4E-3	7,4E-3	7,4E-3	6,3E-3	6,3E-3	6,3E-3
Boden Direktingestion		118,0E-3	43,2E-3	7,7E-3	9,1E-3	3,3E-3	3,2E-3
Inhalation von Staub	1,0E-3	1,6E-3	1,7E-3	2,2E-3	2,5E-3	2,5E-3	25,6E-3
Milch, Milchprodukte	77,5E-3	66,4E-3	39,3E-3	43,5E-3	64,6E-3	10,9E-3	0
Fleisch, Fleischwaren	31,2E-3	26,1E-3	51,4E-3	42,4E-3	38,6E-3	26,4E-3	0
Fisch	5,8E-3	11,9E-3	5,9E-3	5,3E-3	3,6E-3	4,1E-3	0
Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
Muttermilch	231,6E-3						
Gesamt	355,7E-3	231,3E-3	149,1E-3	108,5E-3	124,7E-3	53,5E-3	35,2E-3

Tab. 13.21: Effektive Jahresdosis  $E$  der Referenzpersonen berechnet mit den 95 % Perzentilen [Röb10]

	$\leq 1$ a $E$ mSv	1 - 2 a $E$ mSv	2 - 7 a $E$ mSv	7 - 12 a $E$ mSv	12 - 17 a $E$ mSv	>17 a $E$ mSv	Beschäftigter $E$ mSv
Äußere Exposition	62,1E-3	54,3E-3	54,3E-3	54,3E-3	46,6E-3	46,6E-3	46,6E-3
Boden Direktingestion		272,2E-3	99,9E-3	17,8E-3	20,7E-3	7,7E-3	7,6E-3
Inhalation von Staub	2,4E-3	3,8E-3	4,1E-3	5,1E-3	5,8E-3	5,9E-3	60,0E-3
Milch, Milchprodukte	141,8E-3	122,0E-3	72,4E-3	80,2E-3	119,9E-3	20,4E-3	0
Fleisch, Fleischwaren	58,2E-3	48,7E-3	95,8E-3	79,0E-3	71,8E-3	49,3E-3	0
Fisch	19,7E-3	40,0E-3	20,0E-3	17,8E-3	12,2E-3	13,7E-3	0
Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
Muttermilch	475,0E-3						
Gesamt	759,2E-3	541,1E-3	346,5E-3	254,2E-3	277,1E-3	143,5E-3	114,2E-3

Tab. 13.22: Effektive Jahresdosis  $E$  der Referenzpersonen an den ungünstigsten Einwirkstellen [Röb10]

	$\leq 1$ a $E$ mSv	1 - 2 a $E$ mSv	2 - 7 a $E$ mSv	7 - 12 a $E$ mSv	12 - 17 a $E$ mSv	>17 a $E$ mSv	Beschäftigter $E$ mSv
Äußere Exposition	46,8E-3	40,9E-3	40,9E-3	40,9E-3	35,1E-3	35,1E-3	35,1E-3
Boden Direktingestion		316,9E-3	116,1E-3	20,5E-3	23,7E-3	8,9E-3	8,8E-3
Inhalation von Staub	2,7E-3	4,2E-3	4,5E-3	5,6E-3	6,4E-3	6,5E-3	65,5E-3
Milch, Milchprodukte	140,6E-3	121,9E-3	71,9E-3	78,8E-3	116,0E-3	19,8E-3	0
Fleisch, Fleischwaren	60,5E-3	50,9E-3	100,1E-3	82,1E-3	73,8E-3	51,2E-3	0
Fisch	18,4E-3	37,3E-3	18,7E-3	16,6E-3	11,3E-3	12,8E-3	0
Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
Muttermilch	484,9E-3						
Gesamt	753,8E-3	572,2E-3	352,2E-3	244,5E-3	266,3E-3	134,2E-3	109,4E-3

Tab. 13.23: Effektive Jahresdosis  $E$  der Referenzpersonen entlang der Mulde, berechnet für die einzelnen Flächen ungeachtet der aktuellen Nutzung [Röb10]

Test- fläche		$\leq 1$ a	1-2 a	2-7 a	7-12 a	12-17 a	$>17$ a	Beschäftigter
		$E$ mSv						
T01	Äußere Exposition	53,0E-3	46,4E-3	46,4E-3	46,4E-3	39,7E-3	39,7E-3	39,7E-3
	Boden Direktingestion	0	241,1E-3	88,7E-3	15,9E-3	18,7E-3	6,9E-3	6,8E-3
	Inhalation von Staub	2,3E-3	3,5E-3	3,8E-3	4,7E-3	5,3E-3	5,4E-3	54,4E-3
	Milch, Milchprodukte	113,7E-3	96,3E-3	57,3E-3	64,1E-3	96,0E-3	15,9E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	42,7E-3	35,6E-3	70,2E-3	58,2E-3	53,6E-3	36,1E-3	0
	Fisch	4,4E-3	9,0E-3	4,5E-3	4,0E-3	2,8E-3	3,1E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	300,1E-3	0	0	0	0	0	0
Gesamt	516,2E-3	431,9E-3	270,9E-3	193,3E-3	216,1E-3	107,2E-3	101,0E-3	
T02	Äußere Exposition	46,8E-3	40,9E-3	40,9E-3	40,9E-3	35,1E-3	35,1E-3	35,1E-3
	Boden Direktingestion	0	291,7E-3	107,5E-3	19,2E-3	22,4E-3	8,4E-3	8,3E-3
	Inhalation von Staub	2,7E-3	4,2E-3	4,5E-3	5,6E-3	6,4E-3	6,5E-3	65,2E-3
	Milch, Milchprodukte	135,1E-3	114,9E-3	68,2E-3	76,1E-3	114,0E-3	18,9E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	52,5E-3	43,8E-3	86,3E-3	71,4E-3	65,4E-3	44,4E-3	0
	Fisch	4,4E-3	9,0E-3	4,5E-3	4,0E-3	2,8E-3	3,1E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	363,4E-3	0	0	0	0	0	0
Gesamt	604,9E-3	504,5E-3	312,0E-3	217,2E-3	246,0E-3	116,4E-3	108,6E-3	
T04	Äußere Exposition	22,7E-3	19,9E-3	19,9E-3	19,9E-3	17,1E-3	17,1E-3	17,1E-3
	Boden Direktingestion	0	140,7E-3	52,0E-3	9,4E-3	11,3E-3	4,1E-3	4,0E-3
	Inhalation von Staub	1,3E-3	2,1E-3	2,3E-3	2,8E-3	3,2E-3	3,3E-3	33,6E-3
	Milch, Milchprodukte	71,6E-3	60,0E-3	35,8E-3	40,6E-3	61,9E-3	10,1E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	25,8E-3	21,4E-3	42,2E-3	35,1E-3	32,7E-3	21,8E-3	0
	Fisch	18,4E-3	37,3E-3	18,7E-3	16,6E-3	11,3E-3	12,8E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	259,7E-3	0	0	0	0	0	0
Gesamt	399,6E-3	281,4E-3	170,8E-3	124,4E-3	137,5E-3	69,1E-3	54,7E-3	
T05	Äußere Exposition	20,3E-3	17,8E-3	17,8E-3	17,8E-3	15,2E-3	15,2E-3	15,2E-3
	Boden Direktingestion	0	117,1E-3	43,4E-3	7,9E-3	9,6E-3	3,4E-3	3,3E-3
	Inhalation von Staub	1,1E-3	1,8E-3	1,9E-3	2,4E-3	2,7E-3	2,8E-3	27,8E-3
	Milch, Milchprodukte	65,0E-3	52,6E-3	31,5E-3	36,2E-3	54,6E-3	8,5E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	19,3E-3	15,8E-3	31,3E-3	26,4E-3	25,3E-3	16,2E-3	0
	Fisch	2,5E-3	5,1E-3	2,6E-3	2,3E-3	1,6E-3	1,8E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	139,7E-3	0	0	0	0	0	0
Gesamt	248,0E-3	210,3E-3	128,5E-3	93,0E-3	109,0E-3	47,8E-3	46,4E-3	
T06	Äußere Exposition	18,4E-3	16,1E-3	16,1E-3	16,1E-3	13,8E-3	13,8E-3	13,8E-3
	Boden Direktingestion	0	73,4E-3	27,2E-3	5,1E-3	6,3E-3	2,1E-3	2,1E-3
	Inhalation von Staub	706,5E-6	1,1E-3	1,2E-3	1,5E-3	1,7E-3	1,7E-3	17,6E-3
	Milch, Milchprodukte	45,1E-3	36,0E-3	21,6E-3	25,1E-3	38,1E-3	5,8E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	12,0E-3	9,8E-3	19,4E-3	16,5E-3	16,2E-3	10,1E-3	0
	Fisch	5,3E-3	10,7E-3	5,4E-3	4,8E-3	3,3E-3	3,7E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	106,1E-3	0	0	0	0	0	0
Gesamt	187,7E-3	147,1E-3	90,9E-3	69,1E-3	79,3E-3	37,2E-3	33,5E-3	
T07	Äußere Exposition	23,2E-3	20,3E-3	20,3E-3	20,3E-3	17,4E-3	17,4E-3	17,4E-3
	Boden Direktingestion	0	147,9E-3	54,9E-3	10,0E-3	12,2E-3	4,3E-3	4,3E-3
	Inhalation von Staub	1,5E-3	2,3E-3	2,5E-3	3,1E-3	3,5E-3	3,6E-3	36,8E-3
	Milch, Milchprodukte	78,6E-3	64,6E-3	38,7E-3	44,6E-3	68,8E-3	10,9E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	25,0E-3	20,5E-3	40,6E-3	34,2E-3	32,6E-3	21,1E-3	0
	Fisch	5,3E-3	10,7E-3	5,4E-3	4,8E-3	3,3E-3	3,7E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	189,5E-3	0	0	0	0	0	0
Gesamt	323,0E-3	266,3E-3	162,4E-3	117,0E-3	137,8E-3	61,1E-3	58,6E-3	
T08	Äußere Exposition	2,0E-3	1,8E-3	1,8E-3	1,8E-3	1,5E-3	1,5E-3	1,5E-3
	Boden Direktingestion	0	51,8E-3	19,4E-3	3,6E-3	4,5E-3	1,5E-3	1,5E-3
	Inhalation von Staub	548,4E-6	868,4E-6	935,0E-6	1,2E-3	1,3E-3	1,3E-3	13,0E-3
	Milch, Milchprodukte	34,7E-3	26,8E-3	16,1E-3	18,8E-3	27,9E-3	4,0E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	7,6E-3	6,1E-3	12,1E-3	10,5E-3	10,5E-3	6,3E-3	0
	Fisch	6,6E-3	13,4E-3	6,7E-3	5,9E-3	4,1E-3	4,6E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	84,2E-3	0	0	0	0	0	0
Gesamt	135,6E-3	100,7E-3	57,0E-3	41,8E-3	49,8E-3	19,2E-3	16,0E-3	

Fortsetzung Tab. 13.23

Test- fläche		≤1 a <i>E</i> mSv	1-2 a <i>E</i> mSv	2-7 a <i>E</i> mSv	7-12 a <i>E</i> mSv	12-17 a <i>E</i> mSv	>17 a <i>E</i> mSv	Beschäftigter <i>E</i> mSv
T10	äußere Exposition	18,1E-3	15,8E-3	15,8E-3	15,8E-3	13,6E-3	13,6E-3	13,6E-3
	Boden Direktingestion	0	103,6E-3	38,2E-3	6,9E-3	8,4E-3	3,0E-3	3,0E-3
	Inhalation von Staub	960,1E-6	1,5E-3	1,6E-3	2,0E-3	2,3E-3	2,3E-3	25,0E-3
	Milch, Milchprodukte	48,1E-3	41,8E-3	25,1E-3	28,6E-3	45,5E-3	7,9E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	19,7E-3	16,4E-3	32,4E-3	26,9E-3	25,0E-3	16,9E-3	0
	Fisch	6,6E-3	13,4E-3	6,7E-3	5,9E-3	4,1E-3	4,6E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	159,6E-3	0	0	0	0	0	0
	Gesamt	253,1E-3	192,5E-3	119,8E-3	86,1E-3	98,8E-3	48,2E-3	41,5E-3
T13	äußere Exposition	98,1E-3	85,9E-3	85,9E-3	85,9E-3	73,6E-3	73,6E-3	73,6E-3
	Boden Direktingestion	0	242,9E-3	89,5E-3	15,6E-3	17,9E-3	7,1E-3	7,0E-3
	Inhalation von Staub	2,3E-3	3,7E-3	3,9E-3	4,9E-3	5,6E-3	5,7E-3	59,1E-3
	Milch, Milchprodukte	97,0E-3	86,5E-3	51,1E-3	55,6E-3	83,2E-3	14,8E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	46,4E-3	38,9E-3	76,5E-3	62,6E-3	56,0E-3	39,4E-3	0
	Fisch	6,6E-3	13,4E-3	6,7E-3	5,9E-3	4,1E-3	4,6E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	329,0E-3	0	0	0	0	0	0
	Gesamt	579,5E-3	471,2E-3	313,6E-3	230,6E-3	240,5E-3	145,2E-3	139,7E-3
T14	äußere Exposition	24,6E-3	21,6E-3	21,6E-3	21,6E-3	18,5E-3	18,5E-3	18,5E-3
	Boden Direktingestion	0	175,8E-3	64,7E-3	11,6E-3	13,8E-3	5,0E-3	5,0E-3
	Inhalation von Staub	1,5E-3	2,4E-3	2,6E-3	3,2E-3	3,7E-3	3,7E-3	38,1E-3
	Milch, Milchprodukte	81,7E-3	70,1E-3	41,7E-3	46,8E-3	71,7E-3	12,1E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	32,6E-3	27,2E-3	53,7E-3	44,4E-3	40,8E-3	27,7E-3	0
	Fisch	5,4E-3	10,9E-3	5,5E-3	4,9E-3	3,3E-3	3,7E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	238,4E-3	0	0	0	0	0	0
	Gesamt	384,1E-3	308,0E-3	189,7E-3	132,4E-3	151,7E-3	70,8E-3	61,5E-3
T18	äußere Exposition	0	0	0	0	0	0	0
	Boden Direktingestion	0	57,2E-3	21,2E-3	3,9E-3	4,6E-3	1,6E-3	1,6E-3
	Inhalation von Staub	582,4E-6	926,7E-6	993,4E-6	1,2E-3	1,4E-3	1,4E-3	14,6E-3
	Milch, Milchprodukte	33,4E-3	26,5E-3	15,7E-3	17,9E-3	25,9E-3	3,8E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	9,2E-3	7,5E-3	14,8E-3	12,5E-3	11,9E-3	7,6E-3	0
	Fisch	2,1E-3	4,3E-3	2,2E-3	1,9E-3	1,3E-3	1,5E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	71,4E-3	0	0	0	0	0	0
	Gesamt	116,7E-3	96,4E-3	54,8E-3	37,5E-3	45,1E-3	15,9E-3	16,1E-3
T18 A	äußere Exposition	0	0	0	0	0	0	0
	Boden Direktingestion	0	18,9E-3	7,3E-3	1,5E-3	1,8E-3	516,3E-6	507,4E-6
	Inhalation von Staub	307,6E-6	491,6E-6	529,7E-6	657,2E-6	749,7E-6	765,3E-6	7,6E-3
	Milch, Milchprodukte	20,3E-3	13,9E-3	8,3E-3	10,1E-3	13,7E-3	1,5E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	1,1E-3	540,8E-6	1,2E-3	1,6E-3	2,3E-3	636,5E-6	0
	Fisch	2,1E-3	4,3E-3	2,2E-3	1,9E-3	1,3E-3	1,5E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	19,4E-3	0	0	0	0	0	0
	Gesamt	43,3E-3	38,2E-3	19,5E-3	15,7E-3	19,9E-3	4,9E-3	8,2E-3
T18 B	äußere Exposition	0	0	0	0	0	0	0
	Boden Direktingestion	0	101,3E-3	37,1E-3	6,6E-3	7,6E-3	2,8E-3	2,8E-3
	Inhalation von Staub	862,3E-6	1,4E-3	1,5E-3	1,8E-3	2,1E-3	2,1E-3	21,6E-3
	Milch, Milchprodukte	47,7E-3	40,5E-3	23,9E-3	26,4E-3	38,5E-3	6,4E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	18,9E-3	15,8E-3	31,1E-3	25,7E-3	23,2E-3	15,9E-3	0
	Fisch	2,1E-3	4,3E-3	2,2E-3	1,9E-3	1,3E-3	1,5E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	133,8E-3	0	0	0	0	0	0
	Gesamt	203,4E-3	163,4E-3	95,8E-3	62,4E-3	72,7E-3	28,7E-3	24,3E-3
T19	äußere Exposition	0	0	0	0	0	0	0
	Boden Direktingestion	0	91,2E-3	33,4E-3	6,0E-3	7,0E-3	2,5E-3	2,4E-3
	Inhalation von Staub	812,4E-6	1,3E-3	1,4E-3	1,7E-3	2,0E-3	2,0E-3	20,4E-3
	Milch, Milchprodukte	48,4E-3	39,7E-3	23,4E-3	26,2E-3	37,8E-3	5,9E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	16,2E-3	13,4E-3	26,4E-3	22,0E-3	20,3E-3	13,5E-3	0
	Fisch	2,1E-3	4,3E-3	2,2E-3	1,9E-3	1,3E-3	1,5E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	117,0E-3	0	0	0	0	0	0
	Gesamt	184,5E-3	149,9E-3	86,8E-3	57,9E-3	68,3E-3	25,3E-3	22,8E-3

Fortsetzung Tab. 13.23

Test- fläche		≤1 a E mSv	1-2 a E mSv	2-7 a E mSv	7-12 a E mSv	12-17 a E mSv	>17 a E mSv	Beschäftigter E mSv
T21	äußere Exposition	0	0	0	0	0	0	0
	Boden Direktingestion	0	68,6E-3	25,2E-3	4,7E-3	5,6E-3	1,9E-3	1,8E-3
	Inhalation von Staub	607,3E-6	963,5E-6	1,0E-3	1,3E-3	1,5E-3	1,5E-3	15,2E-3
	Milch, Milchprodukte	41,1E-3	32,8E-3	19,6E-3	22,5E-3	33,2E-3	5,0E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	11,5E-3	9,5E-3	18,7E-3	15,8E-3	15,1E-3	9,6E-3	0
	Fisch	2,1E-3	4,3E-3	2,2E-3	1,9E-3	1,3E-3	1,5E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	87,5E-3	0	0	0	0	0	0
	Gesamt	142,9E-3	116,2E-3	66,7E-3	46,1E-3	56,8E-3	19,4E-3	17,1E-3
T22	äußere Exposition	6,0E-3	5,3E-3	5,3E-3	5,3E-3	4,5E-3	4,5E-3	4,5E-3
	Boden Direktingestion	0	122,2E-3	44,6E-3	7,9E-3	9,0E-3	3,3E-3	3,3E-3
	Inhalation von Staub	1,1E-3	1,7E-3	1,8E-3	2,3E-3	2,6E-3	2,6E-3	27,2E-3
	Milch, Milchprodukte	55,0E-3	47,3E-3	27,9E-3	30,4E-3	43,9E-3	7,4E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	23,3E-3	19,5E-3	38,3E-3	31,5E-3	28,2E-3	19,6E-3	0
	Fisch	2,1E-3	4,3E-3	2,2E-3	1,9E-3	1,3E-3	1,5E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	161,2E-3	0	0	0	0	0	0
	Gesamt	248,6E-3	200,3E-3	120,0E-3	79,2E-3	89,6E-3	39,0E-3	35,0E-3
T23	äußere Exposition	0	0	0	0	0	0	0
	Boden Direktingestion	0	95,5E-3	35,0E-3	6,2E-3	7,3E-3	2,6E-3	2,6E-3
	Inhalation von Staub	877,9E-6	1,4E-3	1,5E-3	1,9E-3	2,1E-3	2,2E-3	22,8E-3
	Milch, Milchprodukte	44,7E-3	38,1E-3	22,6E-3	25,0E-3	37,1E-3	6,2E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	17,9E-3	14,9E-3	29,4E-3	24,2E-3	22,1E-3	15,1E-3	0
	Fisch	2,1E-3	4,3E-3	2,2E-3	1,9E-3	1,3E-3	1,5E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	126,3E-3	0	0	0	0	0	0
	Gesamt	192,0E-3	154,2E-3	90,6E-3	59,3E-3	69,9E-3	27,6E-3	25,5E-3
T26	äußere Exposition	0	0	0	0	0	0	0
	Boden Direktingestion	0	92,1E-3	34,0E-3	6,1E-3	7,2E-3	2,6E-3	2,6E-3
	Inhalation von Staub	844,8E-6	1,3E-3	1,4E-3	1,8E-3	2,0E-3	2,1E-3	21,2E-3
	Milch, Milchprodukte	46,2E-3	38,4E-3	22,8E-3	25,7E-3	38,2E-3	6,1E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	16,3E-3	13,5E-3	26,6E-3	22,1E-3	20,5E-3	13,7E-3	0
	Fisch	1,1E-3	2,3E-3	1,1E-3	1,0E-3	704,5E-6	789,1E-6	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	111,6E-3	0	0	0	0	0	0
	Gesamt	176,0E-3	147,7E-3	86,0E-3	56,7E-3	68,7E-3	25,3E-3	23,7E-3
T27	äußere Exposition	0	0	0	0	0	0	0
	Boden Direktingestion	0	84,8E-3	31,6E-3	5,5E-3	6,2E-3	2,6E-3	2,5E-3
	Inhalation von Staub	1,0E-3	1,6E-3	1,8E-3	2,2E-3	2,5E-3	2,6E-3	27,1E-3
	Milch, Milchprodukte	34,8E-3	30,1E-3	17,8E-3	19,4E-3	28,4E-3	4,9E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	15,0E-3	12,3E-3	24,4E-3	20,1E-3	18,2E-3	12,7E-3	0
	Fisch	1,1E-3	2,3E-3	1,1E-3	1,0E-3	704,5E-6	789,1E-6	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	99,8E-3	0	0	0	0	0	0
	Gesamt	151,7E-3	131,1E-3	76,6E-3	48,3E-3	56,0E-3	23,4E-3	29,7E-3
T31	äußere Exposition	3,7E-3	3,3E-3	3,3E-3	3,3E-3	2,8E-3	2,8E-3	2,8E-3
	Boden Direktingestion	0	143,8E-3	52,6E-3	9,4E-3	11,0E-3	4,0E-3	4,0E-3
	Inhalation von Staub	1,3E-3	2,0E-3	2,1E-3	2,7E-3	3,0E-3	3,0E-3	31,5E-3
	Milch, Milchprodukte	68,0E-3	57,9E-3	34,3E-3	38,2E-3	56,9E-3	9,5E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	26,7E-3	22,4E-3	44,0E-3	36,4E-3	33,2E-3	22,6E-3	0
	Fisch	3,9E-3	7,9E-3	4,0E-3	3,5E-3	2,4E-3	2,7E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	193,4E-3	0	0	0	0	0	0
	Gesamt	297,0E-3	237,3E-3	140,4E-3	93,4E-3	109,3E-3	44,6E-3	38,3E-3
T34	äußere Exposition	50,8E-3	44,4E-3	44,4E-3	44,4E-3	38,1E-3	38,1E-3	38,1E-3
	Boden Direktingestion	0	160,5E-3	58,7E-3	10,5E-3	12,3E-3	4,4E-3	4,4E-3
	Inhalation von Staub	1,4E-3	2,2E-3	2,3E-3	2,9E-3	3,3E-3	3,3E-3	33,8E-3
	Milch, Milchprodukte	77,7E-3	65,8E-3	39,0E-3	43,2E-3	63,8E-3	10,5E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	29,8E-3	25,0E-3	49,2E-3	40,6E-3	37,0E-3	25,2E-3	0
	Fisch	11,3E-3	23,0E-3	11,5E-3	10,2E-3	7,0E-3	7,9E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	251,7E-3	0	0	0	0	0	0
	Gesamt	422,8E-3	321,0E-3	205,1E-3	151,9E-3	161,5E-3	89,4E-3	76,2E-3

Fortsetzung Tab. 13.23

Test- fläche		≤1 a <i>E</i> mSv	1-2 a <i>E</i> mSv	2-7 a <i>E</i> mSv	7-12 a <i>E</i> mSv	12-17 a <i>E</i> mSv	>17 a <i>E</i> mSv	Beschäftigter <i>E</i> mSv
T36	äußere Exposition	22,0E-3	19,2E-3	19,2E-3	19,2E-3	16,5E-3	16,5E-3	16,5E-3
	Boden Direktingestion	0	178,3E-3	65,3E-3	11,6E-3	13,7E-3	5,0E-3	5,0E-3
	Inhalation von Staub	1,6E-3	2,5E-3	2,7E-3	3,3E-3	3,8E-3	3,8E-3	39,4E-3
	Milch, Milchprodukte	82,2E-3	70,6E-3	41,9E-3	46,4E-3	69,5E-3	11,8E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	33,5E-3	28,0E-3	55,2E-3	45,5E-3	41,4E-3	28,4E-3	0
	Fisch	11,3E-3	23,0E-3	11,5E-3	10,2E-3	7,0E-3	7,9E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	274,2E-3	0	0	0	0	0	0
Gesamt	424,8E-3	321,7E-3	195,9E-3	136,4E-3	151,8E-3	73,3E-3	60,9E-3	
T40	äußere Exposition	6,3E-3	5,6E-3	5,6E-3	5,6E-3	4,8E-3	4,8E-3	4,8E-3
	Boden Direktingestion	0	204,3E-3	75,2E-3	13,3E-3	15,6E-3	5,9E-3	5,8E-3
	Inhalation von Staub	1,9E-3	3,0E-3	3,2E-3	4,0E-3	4,6E-3	4,7E-3	48,2E-3
	Milch, Milchprodukte	90,4E-3	78,2E-3	46,4E-3	51,5E-3	77,8E-3	13,3E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	38,1E-3	31,8E-3	62,7E-3	51,7E-3	47,0E-3	32,3E-3	0
	Fisch	6,4E-3	12,9E-3	6,5E-3	5,7E-3	3,9E-3	4,4E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	277,6E-3	0	0	0	0	0	0
Gesamt	420,7E-3	335,8E-3	199,6E-3	131,8E-3	153,6E-3	65,3E-3	58,7E-3	
T47	äußere Exposition	0	0	0	0	0	0	0
	Boden Direktingestion	0	40,4E-3	15,0E-3	2,9E-3	3,7E-3	1,1E-3	1,1E-3
	Inhalation von Staub	407,6E-6	641,9E-6	689,6E-6	854,2E-6	977,8E-6	988,9E-6	9,7E-3
	Milch, Milchprodukte	33,0E-3	24,5E-3	14,7E-3	17,4E-3	25,2E-3	3,3E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	5,4E-3	4,2E-3	8,4E-3	7,5E-3	7,9E-3	4,3E-3	0
	Fisch	6,4E-3	12,9E-3	6,5E-3	5,7E-3	3,9E-3	4,4E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	69,7E-3	0	0	0	0	0	0
Gesamt	114,8E-3	82,6E-3	45,2E-3	34,4E-3	41,7E-3	14,1E-3	10,7E-3	
T50	äußere Exposition	0	0	0	0	0	0	0
	Boden Direktingestion	0	63,8E-3	23,4E-3	4,3E-3	5,1E-3	1,7E-3	1,7E-3
	Inhalation von Staub	551,4E-6	866,4E-6	928,2E-6	1,1E-3	1,3E-3	1,3E-3	13,0E-3
	Milch, Milchprodukte	38,4E-3	30,4E-3	18,0E-3	20,6E-3	29,6E-3	4,4E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	10,5E-3	8,7E-3	17,1E-3	14,4E-3	13,7E-3	8,7E-3	0
	Fisch	1,6E-3	3,3E-3	1,7E-3	1,5E-3	1,0E-3	1,1E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	78,8E-3	0	0	0	0	0	0
Gesamt	129,9E-3	107,1E-3	61,1E-3	41,9E-3	50,7E-3	17,2E-3	14,7E-3	
T51	äußere Exposition	0	0	0	0	0	0	0
	Boden Direktingestion	0	36,4E-3	13,5E-3	2,6E-3	3,2E-3	959,5E-6	948,0E-6
	Inhalation von Staub	368,8E-6	583,6E-6	624,8E-6	777,5E-6	882,8E-6	895,2E-6	9,1E-3
	Milch, Milchprodukte	27,2E-3	20,5E-3	12,3E-3	14,4E-3	20,9E-3	2,8E-3	0
	Fleisch, Fleischwaren	5,1E-3	4,0E-3	8,1E-3	7,1E-3	7,3E-3	4,1E-3	0
	Fisch	1,6E-3	3,3E-3	1,7E-3	1,5E-3	1,0E-3	1,1E-3	0
	Getreide, Getreideprodukte	0	0	0	0	0	0	0
	Muttermilch	43,4E-3	0	0	0	0	0	0
Gesamt	77,7E-3	64,9E-3	36,1E-3	26,4E-3	33,2E-3	10,0E-3	10,1E-3	

Tab. 13.24: Effektive Jahresdosis *E* der Referenzpersonen berechnet aus den geometrischen Mittelwerten bei erweiterter Nutzung [Röb10]

	≤1 a <i>E</i> mSv	1 - 2 a <i>E</i> mSv	2 - 7 a <i>E</i> mSv	7 - 12 a <i>E</i> mSv	12 - 17 a <i>E</i> mSv	>17 a <i>E</i> mSv	Beschäftigter <i>E</i> mSv
Äußere Exposition	8,5E-3	7,4E-3	7,4E-3	7,4E-3	6,3E-3	6,3E-3	6,3E-3
Boden Direktingestion		118,0E-3	43,2E-3	7,7E-3	9,1E-3	3,3E-3	3,2E-3
Inhalation von Staub	1,0E-3	1,6E-3	1,7E-3	2,2E-3	2,5E-3	2,5E-3	25,6E-3
Milch, Milchprodukte	77,5E-3	66,4E-3	39,3E-3	43,5E-3	64,6E-3	10,9E-3	0
Fleisch, Fleischwaren	31,2E-3	26,1E-3	51,4E-3	42,4E-3	38,6E-3	26,4E-3	0
Fisch	5,8E-3	11,9E-3	5,9E-3	5,3E-3	3,6E-3	4,1E-3	0
Getreide, Getreideprodukte	75,2E-3	58,3E-3	87,0E-3	82,3E-3	98,7E-3	37,4E-3	0
Obst, Obstprodukte	156,7E-3	87,5E-3	70,7E-3	56,3E-3	53,8E-3	11,9E-3	0
Kartoffeln, Wurzelgemüse	184,0E-3	75,9E-3	47,8E-3	46,6E-3	48,5E-3	18,1E-3	0
Blattgemüse	19,0E-3	11,8E-3	7,7E-3	7,9E-3	10,0E-3	4,5E-3	0
Gemüse	31,3E-3	33,1E-3	32,6E-3	30,3E-3	31,4E-3	13,6E-3	0
Trinkwasser	6,4E-3	4,0E-3	2,2E-3	2,3E-3	2,5E-3	3,0E-3	0
Muttermilch	569,5E-3						
Gesamt	1,2E+0	501,9E-3	397,1E-3	334,2E-3	369,5E-3	141,9E-3	35,2E-3

Tab. 13.25: Effektive Jahresdosis  $E$  der Referenzpersonen berechnet mit den 95 % Perzentilen bei erweiterter Nutzung [Röb10]

	$\leq 1$ a $E$ mSv	1 - 2 a $E$ mSv	2 - 7 a $E$ mSv	7 - 12 a $E$ mSv	12 - 17 a $E$ mSv	>17 a $E$ mSv	Beschäftigter $E$ mSv
Äußere Exposition	62,1E-3	54,3E-3	54,3E-3	54,3E-3	46,6E-3	46,6E-3	46,6E-3
Boden Direktingestion		272,2E-3	99,9E-3	17,8E-3	20,7E-3	7,7E-3	7,6E-3
Inhalation von Staub	2,4E-3	3,8E-3	4,1E-3	5,1E-3	5,8E-3	5,9E-3	60,0E-3
Milch, Milchprodukte	141,8E-3	122,0E-3	72,4E-3	80,2E-3	119,9E-3	20,4E-3	0
Fleisch, Fleischwaren	58,2E-3	48,7E-3	95,8E-3	79,0E-3	71,8E-3	49,3E-3	0
Fisch	19,7E-3	40,0E-3	20,0E-3	17,8E-3	12,2E-3	13,7E-3	0
Getreide, Getreideprodukte	169,2E-3	133,4E-3	198,5E-3	185,7E-3	221,0E-3	85,9E-3	0
Obst, Obstprodukte	352,5E-3	200,1E-3	161,2E-3	127,1E-3	120,6E-3	27,3E-3	0
Kartoffeln, Wurzelgemüse	411,0E-3	172,3E-3	108,3E-3	104,8E-3	108,4E-3	41,4E-3	0
Blattgemüse	42,9E-3	27,1E-3	17,6E-3	17,8E-3	22,3E-3	10,3E-3	0
Gemüse	70,5E-3	75,6E-3	74,4E-3	68,4E-3	70,3E-3	31,2E-3	0
Trinkwasser	18,8E-3	11,7E-3	6,3E-3	6,3E-3	6,4E-3	8,0E-3	0
Muttermilch	1,3E+0						
<b>Gesamt</b>	<b>2,6E+0</b>	<b>1,2E+0</b>	<b>912,9E-3</b>	<b>764,3E-3</b>	<b>826,1E-3</b>	<b>347,6E-3</b>	<b>114,2E-3</b>

Tab. 13.26: Effektive Jahresdosis  $E$  der Referenzpersonen berechnet anhand der Bewuchsaktivität ohne Getreide [Gör10]

	Referenzperson der Altersgruppe					
	$\leq 1$ a $E$	1-2 a $E$	2-7 a $E$	7-12 a $E$	12-17 a $E$	> 17 a $E$
<b>Strahlenexpositionspfad</b>	in mSv/a	in mSv/a	in mSv/a	in mSv/a	in mSv/a	in mSv/a
Milch & Milchprodukte	0,107	0,094	0,054	0,058	0,080	0,014
Fleisch & Fleischwaren	0,053	0,046	0,090	0,073	0,063	0,045
Muttermilch	0,353					
<b>Gesamt</b>	<b>0,513</b>	<b>0,140</b>	<b>0,144</b>	<b>0,130</b>	<b>0,143</b>	<b>0,058</b>

Tab. 13.27: Effektive Jahresdosis  $E$  der Referenzpersonen berechnet anhand der Bewuchsaktivität mit Getreide [Gör10]

	Referenzperson der Altersgruppe					
	$\leq 1$ a $E$	1-2 a $E$	2-7 a $E$	7-12 a $E$	12-17 a $E$	> 17 a $E$
<b>Strahlenexpositionspfad</b>	in mSv/a	in mSv/a	in mSv/a	in mSv/a	in mSv/a	in mSv/a
Milch & Milchprodukte	0,107	0,094	0,054	0,058	0,080	0,014
Fleisch & Fleischwaren	0,053	0,046	0,090	0,073	0,063	0,045
Getreide	0,100	0,049	0,080	0,113	0,205	0,032
Muttermilch	0,455					
<b>Gesamt</b>	<b>0,715</b>	<b>0,188</b>	<b>0,244</b>	<b>0,244</b>	<b>0,348</b>	<b>0,090</b>

### 13.3. Labor- und Messvorschriften

#### 5. Wasser

#### Laborvorschriften Wasser

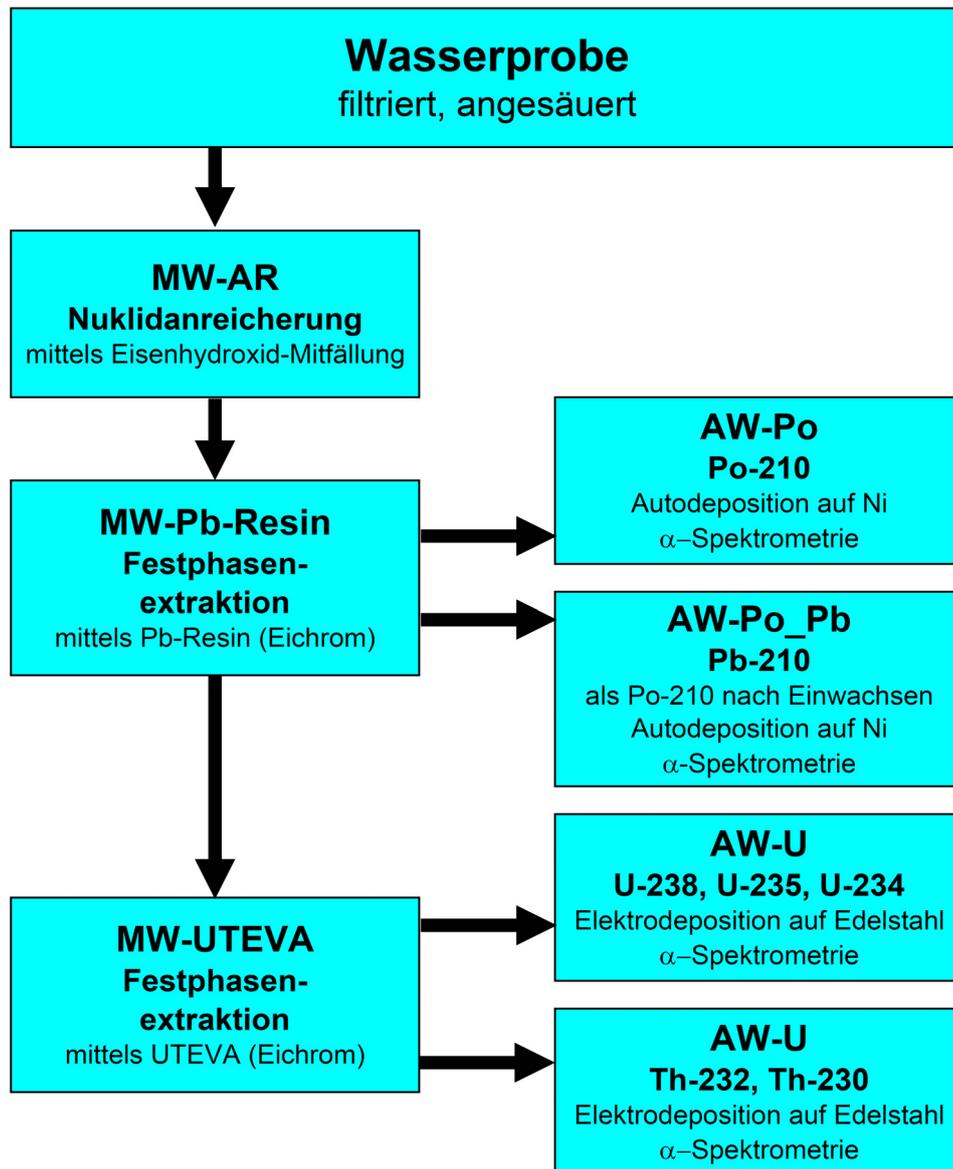


Abb. 13.4: Übersicht über die Laborvorschriften für Wasserproben

MW-AR 3:

**Anreicherung**

Stand 05/09

Eisenhydroxid-Mitfällung0. Filtration:

- Probe durch 0,45 micron – Filter filtrieren Cellulosenitratfilter 0,45 µm
- Dabei Acidität mittels pH-Messstreifen kontrollieren Soll: pH 2  
bei zu hohem pH-Wert ansäuern, zu niedrige vermerken und belassen

**Fe(OH)<sub>3</sub> - Mitfällung**1. Probenvorbereitung:

- 1.1 0,5 mL stabilen Blei-Träger (c = 10 mg/mL) für jedes Aliquot vorlegen  
Vermischung erfolgt durch die Verwirbelungen bei der Probenzugabe
- 1.2 Probe in 1000 g –Portionen teilen; 1000 g in 1 L-Bechergläser abwiegen  
Masse des Restaliquots über 750 g: vermerken und ignorieren, normal weitermachen  
Masse des Restaliquots unter 750 g: alle Massenangaben entsprechend anpassen  
**Achtung:** Probenbedarf für Radiumbestimmung, AW-Ra, beachten 3fach-  
Bestimmung, ~ 270 g
- 1.3 1 mL jedes Aliquots abpipettieren und zurücklegen  
für die anschließende ICP-MS – Analyse (zwecks Ausbeutebestimmung)  
ein gemeinsames Vial für alle Aliquote einer Probe
- 1.4 Tracer- und Träger-Lösungen zugeben (zu jedem Aliquot):
  - 1,0 mL Eisen-Träger (c = 20 mg/mL)
  - 0,5 mL Po-208 (ca. 100 mBq/mL)
  - 0,5 mL U-232 (ca. 150 mBq/mL)

## 2. Eisenhydroxidfällung:

- 2.1 1 h knapp unter Siedetemperatur erhitzen, Bechergläser mit einem Uhrglas verschließen  
Einstellung Heizplatte 150 °C; Temperatur gilt als erreicht, wenn der obere Teil des Becherglases noch etwa 20 sec angefasst werden kann, bevor es zu heiß wird.
- 2.2 Heizplatten ausschalten
- 2.3 12 mL konz. Ammoniak-Lösung (25%) mittels Spritze zugeben  
Durch schnelles Einspritzen der Ammoniak-Lösung wird die Probe durchmischt.
- 2.4 Auf der noch warmen Heizplatte abkühlen lassen  
mindestens jedoch 30 min; Dabei bildet sich langsam der Niederschlag und verbindet sich zu größeren Flocken.
- 2.5 Niederschlag über Nacht setzen lassen  
Niederschlag, der an der Oberfläche haftet, durch leichtes Schwenken lösen;  
Becherglas kann auf der Heizplatte verbleiben

## 3. Aufarbeitung des Niederschlags:

- 3.0 eventuell an der Oberfläche haftenden Niederschlag durch leichtes Schwenken lösen,  
dann Zeit zum Absinken lassen
- 3.1 überstehende Flüssigkeit abdekantieren und verwerfen  
Es ist ein Restvolumen von 30 mL oder weniger anzustreben.
- 3.2 Niederschlag mit Restlösung wird in ein Zentrifugenröhrchen überführt  
ein Röhrchen je Aliquot; meist bleibt ein Rest der Suspension in den Bechergläsern zurück; **!!! an der Gefäßwandung haftenden Niederschlag sofort mit wenig Wasser abspülen !!!** Trocknet der Niederschlag an der Wandung, kann er nicht mehr abgespült werden (beim Reinigen durch Säure lösen).
- 3.3 Zentrifugieren: 3 min bei ca. 10.000 U/min  
Einer eventuellen Unwucht wird mit einem mit dest. Wasser gefüllten Zentrifugenglas entgegengewirkt.
- 3.4 überstehende Flüssigkeit abdekantieren und verwerfen
- 3.5 Schritt 3.2 bis 3.4 so lange wiederholen bis der gesamte Niederschlag aus dem Becherglas überführt wurde

3.7 1. Waschgang:

- 3.7.1 Becherglas mit 10 mL dest. Wasser ausspülen und in das Zentrifugenröhrchen überführen
- 3.7.2 1 min schütteln, Niederschlag muss dabei aufgeschüttelt werden
- 3.7.3 Zentrifugieren: 3 min bei ca. 10.000 U/min
- 3.7.4 überstehende Flüssigkeit abdekantieren und verwerfen

3.8 2. Waschgang: (Vereinigung der Proben)

- 3.8.1 Becherglas mit 10 mL dest. Wasser ausspülen und in das Zentrifugenröhrchen überführen
- 3.8.2 1 min schütteln, Niederschlag muss dabei aufgeschüttelt werden
- 3.8.3 je zwei Aliquote vereinigen
- 3.8.4 Zentrifugieren: 3 min bei ca. 10.000 U/min
- 3.8.5 überstehende Flüssigkeit abdekantieren und verwerfen

3.9 3. Waschgang:

- 3.9.1 das leere Zentrifugenröhrchen in kleinen Portionen mit etwa 10 mL dest. Wasser ausspülen und in das andere Zentrifugenröhrchen überführen
- 3.9.2 1 min schütteln, Niederschlag muss dabei aufgeschüttelt werden
- 3.9.3 Zentrifugieren: 3 min bei ca. 10.000 U/min
- 3.9.4 überstehende Flüssigkeit abdekantieren und verwerfen

3.10 10 mL 2 mol/L HCl und 2 Tropfen konz. HCl (37 %) zugeben

3.11 schütteln bis sich der Niederschlag vollständig gelöst hat

Die Lsg sollte gelb sein. Manchmal ist sie jedoch anfangs mehr braun-orange und färbt sich erst nach einiger Zeit gelb.

Die Probelösung kann bis zum nächsten Trennschritt im Zentrifugenröhrchen gelagert werden.

## MW-Pb-Resin 2: **Abtrennung Polonium und Blei** Stand 05/09

### C h e m i s c h e T r e n n u n g m i t P b - R e s i n

#### Vorbereitung der Vakuumbbox:

- Die innere Halterung der Vakuumbbox wird mit einem geeigneten Auffanggefäß bestückt und der Deckel wieder aufgesetzt.
- Alle Öffnungen werden mit Spitzen bestückt. Diese bestehen aus der äußeren gelben und inneren weißen Spitze. Nicht benutzte Spitzen mit einem gelben Stopfen verschließen.
- Für jede Probe eine Pb-Resin Kartusche auf die weiße Spitze und darauf eine 10 mL-Spritze ohne Stempel setzen. Diese dient als Vorlagegefäß.
- Vakuumbbox an eine Vakuumpumpe anschließen, Ventil zur Regelung des Vakuums zwischenschalten

#### chemische Trennung:

0. Ausgangslsg: die durch Anreicherung gemäß Vorschrift MW-AR erhaltene salzsaure Lsg

#### 1. **Konditionierung / Vorlauf**

10 mL 2 mol/L HCl zur Konditionierung der Säule in die Spritze geben und eluieren. Als Vorlage dient ein 50 mL- Becherglas. Die Vakuumpumpe einschalten und Unterdruck so einstellen, dass ca. alle 1 bis 3 Sekunden ein Tropfen aus der Säule tropft. Die Säulen dürfen trocken gezogen werden. Ein Trockenlaufen muss weder verhindert noch minimiert werden. Jedoch keine längere Unterbrechung in diesem Zustand.

#### 2. **1. Fraktion alle Elemente (U, Ra, ...) außer Po und Pb**

- 2.1 Vorlagenwechsel: als Vorlage dient ein sauberes, beschriftetes 20 mL Glas-Vial
- 2.2 Probe auf die Säule geben und eluieren
- 2.3 2\* mit 2 mL 2 mol/L HCl Zentrifugenröhrchen ausspülen und kurz bevor die ursprüngliche Probe durchgelaufen ist, auf die Säule geben und eluieren  
Zeitpunkt der ersten Zugabe der Spüllösung notieren um das Nachwachsen von Bi zu errechnen.
- 2.4 mit 1 mL 2 mol/L HCl eluieren

#### 3. **2. Fraktion Polonium**

- 3.1 Vorlagenwechsel: als Vorlage dient ein sauberes, beschriftetes 20 mL PE-Vial
- 3.2 mit 10 mL 1 mol/L HNO<sub>3</sub> Po eluieren
- 3.3 mit 5 mL 0,1 mol/L HNO<sub>3</sub> eluieren  
restliches Po eluieren und NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentration vor Pb-Elution verringern

**4. 3. Fraktion      Blei**

*entsprechendes Datenblatt verwenden*

- 4.1 Vorlagenwechsel: als Vorlage dient ein sauberes, beschriftetes 20 mL PE-Vial  
**Tara-Gewicht des Vials notieren !**
- 4.2 mit 20 mL dest. H<sub>2</sub>O Pb eluieren
- 4.3 Masse der Fraktion bestimmen

**5. Neukonditionierung / Nachlauf**

soll die Säule später erneut eingesetzt werden, wird wieder ein Chloridsystem eingestellt

- 5.1 Vorlagenwechsel: als Vorlage dient ein kleines (50 mL-) Becherglas
- 5.2 mit 10 mL 2 mol/L HCl zur Rekonditionierung eluieren
- 5.3 beschriften der Säule mit:
  - Name der Probe
  - Ursprüngliches Volumen der Probe
  - Datum

Vor- und Nachlauf werden verworfen.

Die Fraktionen 1 bis 3 werden zur weiteren Verwendung im jeweiligen Vial gelagert.

## MW-UTEVA 1: **Abtrennung Uran und Thorium** Stand ~ 12/08

### Chemische Trennung mit UTEVA

#### 1. Systemwechsel $\text{Cl}^- \Rightarrow \text{NO}_3^-$

- 1.0 Ausgangslsg: 1. Fraktion der Pb-Resin-Trennung gemäß Vorschrift MW-Pb-Resin
- 1.1 Ausgangslsg auf unter 1 mL einengen und
- 1.2 mit 3 mL konz.  $\text{HNO}_3$  versetzen
- 1.3 erneut bis fast zur Trockne einengen
- 1.4 die Lsg mit 5 mL 3 mol/L  $\text{HNO}_3$  aufnehmen und
- 1.5 weitere 5 min erwärmen  
um Kristalle zu lösen und zur vollständigen Durchmischung

Oft treten in diesem Schritt farblose, klare Kristalle auf, die sich auch in Punkt 1.5 nicht mehr vollständig lösen.

#### 2. Chemische Trennung

- 2.0 Aufbau der Apparatur analog MW-Pb-Resin  
**Besonderheit:** Zwischen Kartusche und Spritze wird ein 0,45  $\mu\text{m}$  Spritzenfilter gesteckt, damit eventuell vorhandene Kristalle nicht in die Säule gelangen. Der Filter kann nach Punkt 2.2.4 entfernt werden.
- 2.1 **Konditionierung / Vorlauf**  
5 mL 3 mol/L  $\text{HNO}_3$  zur Konditionierung der Säule in die Spritze geben und eluieren. Als Vorlage dient ein 50 mL- Becherglas. Die Vakuumpumpe einschalten und Unterdruck so einstellen, dass ca. alle 1 bis 3 Sekunden ein Tropfen aus der Säule tropft. Die Säulen dürfen trocken gezogen werden. Ein Trockenlaufen muss weder verhindert noch minimiert werden. Jedoch keine längere Unterbrechung in diesem Zustand.
- 2.2 **1. Fraktion Radium; alle Elemente außer U und Th**
  - 2.2.1 Vorlagenwechsel: als Vorlage dient ein sauberes, beschriftetes PE-Vial
  - 2.2.2 Probe auf die Säule geben und eluieren  
Oft verstopfen Kristalle den Filter derart, dass mittels Spritzenstempel zusätzlicher Druck aufgebaut werden muss. Man denke daran, diesen wieder zu entspannen.
  - 2.2.3 3\* mit 1 mL 3 mol/L  $\text{HNO}_3$  Probengefäß ausspülen auf die Säule geben und eluieren
  - 2.2.4 mit 5 mL 3 mol/L  $\text{HNO}_3$  eluieren  
Der Spritzenfilter kann anschließend entfernt werden.

**2.3 2. Fraktion Zwischenfraktion (Systemwechsel  $\text{NO}_3^-$  auf  $\text{Cl}^-$ )**

2.3.1 Vorlagenwechsel: als Vorlage dient ein sauberes, beschriftetes Glas-Vial

2.3.2 mit 5 mL 9 mol/L HCl eluieren

**2.4 3. Fraktion Thorium**

2.4.1 Vorlagenwechsel: als Vorlage dient ein sauberes, beschriftetes Glas-Vial

2.4.2 mit 20 mL 5 mol/L HCl + 0,05 mol/L Oxalsäure eluieren

**2.5 4. Fraktion Uran**

2.5.1 Vorlagenwechsel: als Vorlage dient ein sauberes, beschriftetes Glas-Vial

2.5.2 mit 15 mL 0,01 mol/L HCl eluieren

**2.6 Neukonditionierung / Nachlauf**

soll die Säule später erneut eingesetzt werden, wird wieder ein Nitratsystem eingestellt

2.6.1 Vorlagenwechsel: als Vorlage dient kleines (50 mL-) Becherglas

2.6.2 mit 10 mL 3 mol/L  $\text{HNO}_3$  zur Rekonditionierung eluieren

2.6.3 beschriften der Säule mit:

- Name der Probe
- Ursprüngliches Volumen der Probe
- Datum

Vor- und Nachlauf werden verworfen.

Die Fraktionen 1, 3 und 4 werden zur weiteren Verwendung im jeweiligen Vial gelagert.

Fraktion 2 wird lediglich zur Sicherheit aufbewahrt.

AW-Po 2:

**Poloniumbestimmung**

Stand 05/09

Autodeposition von Polonium

0. Ausgangslsg: 2. Fraktion der Pb-Resin-Trennung gemäß Vorschrift MW-Pb-Resin
1. Wasserbad mit ca. 350 mL füllen und auf einer Heizplatte auf 85 °C erhitzen
2. 180 mL 0,5 mol/L HCl in einem 250 mL- Becherglas vorlegen und 100 mg Ascorbinsäure hinzugeben  
die Ascorbinsäure dient der Reduktion von Fe(III) und erleichtert die Reduktion von Po
3. das Becherglas mit einem Rührfisch bestücken und ins Wasserbad stellen  
die Ascorbinsäure soll sich während des Aufheizens lösen
4. die Probe in das Becherglas geben und das Vial 3\* mit je 2 mL 0,5 mol/L HCl ausspülen  
damit sollte sich ein Gesamtvolumen von ~ 220 mL ergeben
5. Vorbereitung der Ni-Scheibe
  - 5.1 Folie einer Ni-Scheibe abziehen (Handschuhe tragen) und diese mit dest. Wasser, Ethanol und anschließend Aceton reinigen
  - 5.2 an der Luft trocknen lassen und mit einem weichen, fusselfreiem Tuch vorsichtig nachreiben
  - 5.3 getrocknete Ni-Scheibe in den Teflon-Halter einsetzen
6. Teflonhalter mit Ni-Scheibe in die Lösung hängen  
Start der Autodeposition, 5 h; Es ist darauf zu achten, dass die Ni-Scheibe vollständig mit Lösung bedeckt ist und möglichst keine Luftblasen direkt an der Scheibe haften.
7. nach 5 h den Halter mit der Ni-Scheibe aus der Lösung nehmen und mit dest. Wasser abspülen
8. Ni-Scheibe aus der Halterung entfernen und mit dest. Wasser, Ethanol und Aceton abspülen; an der Luft trocknen lassen
9. 30 min bei 300 °C auf die Heizplatte (maximale Stufe) legen  
um eine Kontamination des Detektors zu vermeiden; Nach Ablauf der 30 min kann die Probe bei ausgeschalteter Heizplatte auf dieser abkühlen. Nach dem Abkühlen wird die Scheibe in einer beschrifteten PE-Petrischale gelagert.
10. Messung der Probe in der Alpha-Kammer

AW-Po\_Pb:

**Bleibestimmung**

Stand 01/12

Autodeposition von Polonium

0. Ausgangslsg: 3. Fraktion der Pb-Resin-Trennung gemäß Vorschrift MW-Pb-Resin

Die Bestimmung der chemischen Ausbeute erfolgt mittels ICP-MS in der Arbeitsgruppe Analytische Chemie am Institut für Anorganische Chemie. Hierzu ist ein Aliquot abzunehmen. Die Gewichte sind auf dem separaten Formblatt zu notieren um eine Rückrechnung auf die Gesamtmasse zu erlauben.

1. Wasserbad mit ca. 350 mL füllen und auf einer Heizplatte auf 85 °C erhitzen
2. In einem 250 mL – Becherglas wird etwas 0,5 mol/L HCl vorgelegt und die Ausgangslösung zugegeben  
Das Vial wird vorher und nacher ausgewogen um die Masse der zugegebenen Probe-lösung zu berechnen. Das Vial darf nicht ausgespült werden, da hierdurch die Rückwaage verfälscht würde.
3. 100 mg Ascorbinsäure hinzugeben  
die Ascorbinsäure dient der Reduktion von Fe(III) und erleichtert die Reduktion von Po
4. 1,0 mL Po-208 – Tracer (ca. 60 mBq/mL) zugeben  
Interner Standard für die Autodeposition und Messung
5. das Becherglas mit 0,5 mol/L HCl auf etwa 220 mL auffüllen
6. das Becherglas mit einem Rührfisch bestücken und ins Wasserbad stellen  
die Ascorbinsäure soll sich während des Aufheizens lösen
5. Vorbereitung der Ni-Scheibe
  - 5.1 Folie einer Ni-Scheibe abziehen (Handschuhe tragen) und diese mit dest. Wasser, Ethanol und anschließend Aceton reinigen
  - 5.2 an der Luft trocknen lassen und mit einem weichen, fusselfreiem Tuch vorsichtig nachreiben
  - 5.3 getrocknete Ni-Scheibe in den Teflon-Halter einsetzen
6. Teflonhalter mit Ni-Scheibe in die Lösung hängen, nachdem 85 °C erreicht wurden  
Start der Autodeposition, 5 h; Es ist darauf zu achten, dass die Ni-Scheibe vollständig mit Lösung bedeckt ist und möglichst keine Luftblasen direkt an der Scheibe haften.
7. nach 5 h den Halter mit der Ni-Scheibe aus der Lösung nehmen und mit dest. Wasser abspülen
8. Ni-Scheibe aus der Halterung entfernen und mit dest. Wasser, Ethanol und Aceton abspülen; an der Luft trocknen lassen

9. 30 min bei 300 °C auf die Heizplatte (maximale Stufe) legen  
um eine Kontamination des Detektors zu vermeiden; Nach Ablauf der 30 min kann die Probe bei ausgeschalteter Heizplatte auf dieser abkühlen. Nach dem Abkühlen wird die Scheibe in einer beschrifteten PE-Petrischale gelagert.
10. Messung der Probe in der Alpha-Kammer

AW-U 2:

**Uranbestimmung**

Stand 05/09

Elektrodeposition von Uran

Thorium wird analog nach dieser Vorschrift elektrodeponiert.

0. Ausgangslsg: 4. Fraktion der UTEVA-Trennung gemäß Vorschrift MW-UTEVA  
*bei Th: 3. Fraktion*
1. Probe einengen
  - 1.1 Proben weitgehend einengen; ~ 2 - 5 mL
  - 1.2 Proben vereinen und das geleerte Vial 3\* mit 1 mL 0,01 mol/L HCl gut ausspülen
  - 1.3 vereinte Probe auf unter 1 mL einengen und
2. in 9,5 mL Elektrodepositions-lsg (s.u.) aufnehmen
3. Vorbereitung der Edelstahl-Scheibe
  - 3.1 Folie einer Edelstahl-Scheibe abziehen (Handschuhe tragen) und diese mit dest. Wasser, Ethanol und Aceton reinigen
  - 3.2 an der Luft trocknen lassen und mit einem weichen, fusselfreiem Tuch vorsichtig nachreiben
4. Depositionszelle mit der vorbereiteten Edelstahl-Scheibe aufbauen und auf Dichtigkeit prüfen
5. Probe in Zelle überführen und das Probengefäß 3\* mit je 1 mL dest. H<sub>2</sub>O gut ausspülen
6. 1 mL (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>C<sub>2</sub>O<sub>4</sub> (Ammoniumoxalat), c = 20 g/L zugeben
7. Depositionszelle verschließen und die Elektrolyse starten:
  - 7.1 5 min bei 500 mA
  - 7.2 2 h bei 750 mA
8. nach 2 h 2 mL KOH (25 Gew.-%) zugeben, dabei die Elektrolyse nicht unterbrechen
9. 1 min warten
10. Elektrolyse beenden und Depositionszelle abbauen
11. Edelstahl-Scheibe vorsichtig mit 5 %iger NH<sub>3</sub>-Lsg, dest. Wasser und Ethanol abspülen und an der Luft trocknen lassen

12. 30 min bei 300 °C auf die Heizplatte (maximale Stufe) legen

Hierbei werden die deponierten Hydroxide in die mechanisch und chemisch stabileren Oxide überführt und damit die Probe unempfindlicher.

Nach Ablauf der 30 min kann die Probe bei ausgeschalteter Heizplatte auf dieser abkühlen. Nach dem Abkühlen wird die Scheibe in einer beschrifteten PE-Petrischale gelagert.

13. Messung der Probe in der Alpha-Kammer

Elektrodepositions-lsg:

- 2,5 mL NaHSO<sub>4</sub> (5 Gew.-%)
- 5 mL Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (15 Gew.-%)
- 2 mL dest. H<sub>2</sub>O

AW-Ra 1:

**Radiumbestimmung**

Stand 05/09

M e s s u n g v o n R a - 2 2 6 ü b e r R a d o n

0. Ausgangslsg: das filtrierte Probenwasser nach Punkt 0. gemäß Vorschrift MW-AR  
Benutzung des entsprechenden Datenblattes
1. 90 g (90 mL) Probelsg in einen 100 mL-Erlenmeyerkolben mit Schliff einwiegen
2. 20 mL (19,2 g) Szintillator Ultima Gold F zugeben und mit Glasstopfen fest verschließen  
sorgfältige Protokollführung insbesondere der Zeiten mittels speziellem Datenblatt
3. Einstellung des Gleichgewichtes mit Radon: Ansatz für gut 3 Wochen im Keller lagern  
mindestens jedoch 14 Tage; zusätzlich zum Stopfen wirkt die Szintillatorschicht als  
Radonbarriere
4. Radonextraktion: Ansatz 3 min lang kräftig schütteln  
Dabei den Stopfen gut anpressen um ein Austreten von Szintillatorlsg zu verhindern.
5. Phasentrennung: Ansatz für ca. 2 h stehen lassen
6. 14,3 g (15 mL) der Szintillatorlsg in ein LSC-Vial aus Glas einwiegen  
Die Szintillatorlsg wird vorsichtig mittels Pasteurpipette aus Glas entnommen. Es ist  
genau darauf zu achten, dass kein Wasser in die Pipette (falls doch, sofort austauschen)  
oder gar ins Vial gelangt.
7. LSC-Vial wird mit einem Deckel mit Al-Folie fest verschlossen und in den Quantulus  
gestellt            dunkle und kühle Lagerung zur Quenchminimierung; 2 bis 3 h
8. möglichst genau 5 h nach der Extraktion die Messung starten  
Wartezeit zum Einwachsen der kurzlebigen Radontöchter (Po-218, Po-214)

LSC-Messung:

PSA-Wert bei 125

Messzeit bis zu 24 h, mindestens 90 min

Eine längere Messzeit ergibt eine niedrigere NWG.

***Einstellungen / Programmierung der Messung siehe spezielle Beschreibung / Datei***

## **Messvorschriften Feldparameter für Wasserproben**

### a) Wassertemperatur

Die Wassertemperatur wird so weit möglich in der Strömung bzw. im fließenden Wasser gemessen. Das Einstellen der Temperatur benötigt etwa 5 min. Es hat sich als vorteilhaft herausgestellt, das Thermometer zunächst etwa 5 min in von Wasser bedecktem Sediment vorzutemperieren und anschließend 2 bis 3 min im Strom zu messen.

### b) pH-Wert

die Messung erfolgt direkt im Eimer

pH-Messung unter Verwendung von Auto Read

(Elektrode aus KCl-Lsg., Spülen, messen, spülen, wieder in KCl; nach Bedarf kalibrieren)

### c) Leitfähigkeit

Messung in der Kautexflasche mit Lochdeckel

Minimierung des Sauerstoffeintrags

Messung unter Verwendung von Auto Read

(Elektrode aus Schutzkappe, spülen, messen, spülen, wieder in Schutzkappe; nach Bedarf kalibrieren)

Elektrode während der Messung leicht bewegen; nicht rumrühren

### d) Redoxpotential

Messung in der Kautexflasche mit Lochdeckel

Minimierung des Sauerstoffeintrags

Unter Verwendung einer mobilen Recheneinheit

(Elektrode aus Standardlsg., spülen, messen, spülen, wieder in Standardlsg.; nach Bedarf kalibrieren)

### e) Carbonat

Die Messung erfolgt im Becherglas mittels einfacher Teststreifen. Das Röhrchen möglichst geschlossen halten, Reaktion mit Luft-CO<sub>2</sub>. Teststäbchen kurz mit allen Reaktionszonen in die Probe tauchen (1 – 2 s) und anschließend überschüssige Flüssigkeit ablaufen lassen. Teststreifen nach 1 min auswerten. (Die Auswertung nicht vorher durchführen, unvollständige Reaktion, aber auch nicht zu lange warten, da der Teststreifen sich durch Luftkohlendioxid weiter verfärben kann.)

## 6. Sedimente

### **Messvorschriften Feldparameter beim Sediment**

#### Probenvorbereitung:

Die bei der Probenahme mit Küchenpapier in der Hand vorgetrocknete Sedimentprobe wird mit neuem Küchenpapier mittels Presse weiter getrocknet, Papier nach Bedarf drei-, viermal wechseln

vom „Filterkuchen“ werden Proben abgenommen, hierbei ist auf größere Objekte manuell zu achten (die Probe wurde nicht gesiebt); der Rest wird verworfen

Wie beim Wasser werden die Messungen durch großen Sauerstoffeintrag gestört / verändert. Daher ist vor allem während der langen Vorbereitungszeit mit Schütteln der Lufteintrag zu minimieren. Die vorbereiteten Flaschen werden daher möglichst gut gefüllt und während der Lagerung gut verschlossen. Bei den Messungen wird der Lochdeckel verwendet.

Bei Sedimentmessung die Elektroden nur vorsichtig bewegen, nicht rühren, aufgrund des Schmirgeleffekts auf den Messmembranen.

#### a) pH-Wert

In dem vorbereiteten Schnappdeckelgläschen wird ein Volumenteil Sediment mit vier Volumenanteilen Calciumchloridlösung ( $c(\text{CaCl}_2) = 0,01 \text{ mol/L}$ ) gemischt und etwa 30 min unter gelegentlichem Schütteln gewartet.

Messung eventuell am nächsten Probenahmeort

pH-Messung unter Verwendung von Auto Read

(Elektrode aus KCl-Lsg., Spülen, messen, spülen, wieder in KCl; nach Bedarf kalibrieren)

Bei den Sedimentmessungen wird die Uhrzeit des Ansetzens und Messung sowie die Messtemperatur aufgrund der anzunehmenden Änderung notiert.

#### b) Redoxpotential

In der präparierten Kautexflasche werden ein Volumenteil Sediment mit knapp vier Volumenanteilen bidest. Wasser unter gelegentlichem Schütteln gut gemischt.

Nach etwa 15 min kann die Messung des Redoxpotentials erfolgen.

Messung unter Verwendung einer mobilen Recheneinheit

(Elektrode aus Standardlsg., spülen, messen, spülen, wieder in Standardlsg.; nach Bedarf kalibrieren)

Bei den Sedimentmessungen wird die Uhrzeit des Ansetzens und Messung sowie die Messtemperatur aufgrund der anzunehmenden Änderung notiert.

c) Leitfähigkeit

Die Messung erfolgt in derselben Suspension wie die Messung des Redoxpotentials. Sie darf jedoch erst nach einer Durchmischungszeit von etwa 1 h erfolgen.

Messung am nächsten Probenahmeort

Messung unter Verwendung von Auto Read

(Elektrode aus Schutzkappe, spülen, messen, spülen, wieder in Schutzkappe; nach Bedarf kalibrieren)

Bei den Sedimentmessungen wird die Uhrzeit des Ansetzens und Messung sowie die Messtemperatur aufgrund der anzunehmenden Änderung notiert.

Die Kalibrierung der Messketten erfolgte mindestens einmal am Tag, in der Regel an jeder neuen Probenahmestelle.

## 8. Bewuchs

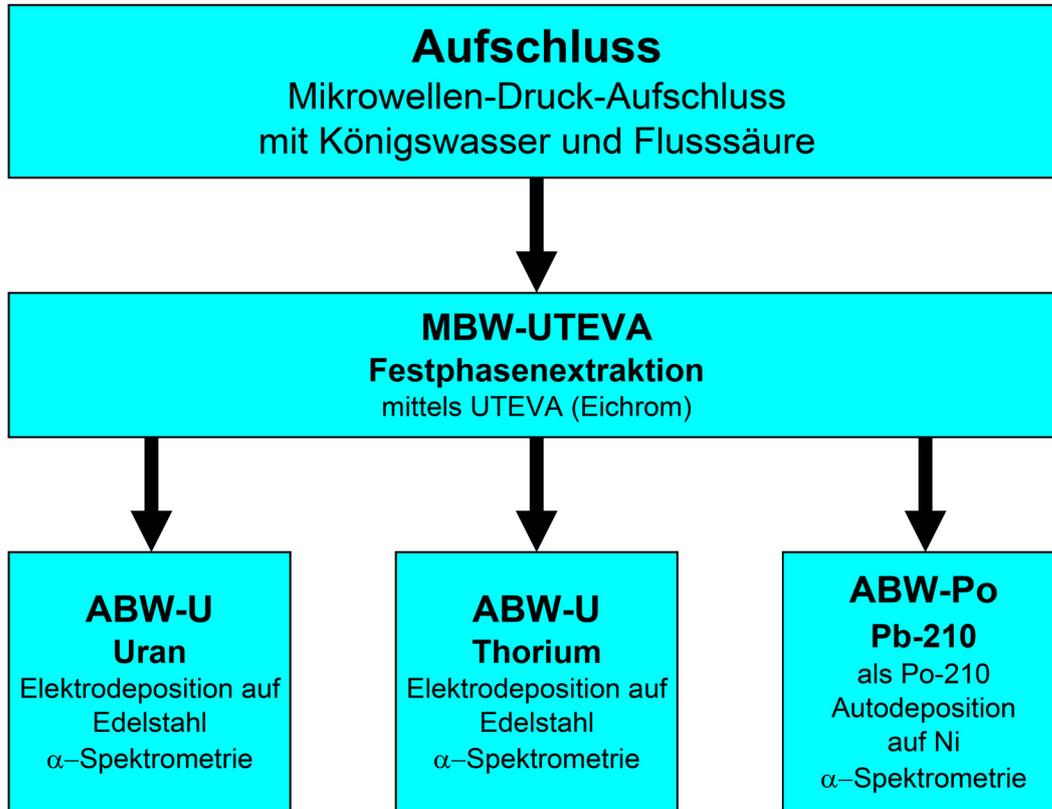
Laborvorschriften Bewuchs

Abb. 13.5: Übersicht über die Laborvorschriften für Bewuchsproben

## MBW-UTEVA1: **Abtrennung Uran und Thorium** Stand 02/11

### Chemische Trennung mit UTEVA

#### 1. Vorbereitung der Aufschlusslösung

- 1.0 Ausgangslsg: Aufschlusslösung
- 1.1 Aufschlusslsg wird in ein 500 mL-Teflonbecher überführt, ggf. Bodensatz aufschütteln
- 1.2 Flasche wird 4\* mit halbkonz. HNO<sub>3</sub> ausgespült
- 1.3 Tracer-Lösungen zugeben:
  - 0,5 mL U-232 (~ 150 mBq/mL)
  - 1,0 mL Po-208 (~ 100 mBq/mL)
- 1.4 Lsg weitgehend einengen
- 1.5 50 mL konz. HNO<sub>3</sub> zugeben und
- 1.6 erneut Lsg weitgehend einengen
- 1.7 Substrat in 100 mL 3 mol/L HNO<sub>3</sub> aufnehmen und
- 1.8 weitere 15 min erwärmen und mindestens über eine Nacht rühren lassen  
um das Substrat zu lösen und zur vollständigen Durchmischung

in der Regel bildet sich ein unlöslicher Nd. unterschiedlicher Ausprägung; weiß bis gelb; als feiner auf der Lsg schwimmender Film, als Flocken oder am Boden klebende Substanz; es handelt sich hierbei vor allem um Teflonabrieb vom Becher und Rührer.

- 1.9 Lsg mittels 0,45 µm - Cellulosenitratfilter in 250 mL-Teflonbecher filtrieren;  
Teflonbecher (und Filter) zweimal mit 5 mL 3 mol/L HNO<sub>3</sub> ausspülen (waschen)  
um erwähnten Nd. abzutrennen

#### 2. Chemische Trennung

- 2.0 Aufbau der Apparatur analog MW-Pb-Resin  
**Besonderheit:** 20 mL-Spitze als Vorlage verwenden
- 2.1 **Konditionierung / Vorlauf**  
5 mL 3 mol/L HNO<sub>3</sub> zur Konditionierung der Säule in die Spritze geben und eluieren.  
Als Vorlage dient ein 50 mL- Becherglas. Die Vakuumpumpe einschalten und Unterdruck so einstellen, dass ca. alle 1 bis 2 Sekunden ein Tropfen aus der Säule tropft. Die Säulen dürfen trocken gezogen werden. Ein Trockenlaufen muss weder verhindert noch minimiert werden. Jedoch keine längere Unterbrechung in diesem Zustand.

**2.2 1. Fraktion Polonium; alle Elemente außer U und Th**

2.2.1 Vorlagenwechsel: als Vorlage dienen zwei saubere, beschriftete 100 mL-Bechergläser

2.2.2 Probe auf die Säule geben und eluieren

2.2.3 Teflonbecher zweimal mit 5 mL 3 mol/L HNO<sub>3</sub> ausspülen, auf die Säule geben und eluieren

**2.3 2. Fraktion Zwischenfraktion (Systemwechsel NO<sub>3</sub><sup>-</sup> auf Cl<sup>-</sup>)**

2.3.1 Vorlagenwechsel: als Vorlage dient ein 50 mL- Becherglas

2.3.2 mit 5 mL 9 mol/L HCl eluieren

**2.4 3. Fraktion Thorium**

2.4.1 Vorlagenwechsel: als Vorlage dient ein sauberes, beschriftetes Glas-Vial

2.4.2 mit 20 mL 5 mol/L HCl + 0,05 mol/L Oxalsäure eluieren

**2.5 4. Fraktion Uran**

2.5.1 Vorlagenwechsel: als Vorlage dient ein sauberes, beschriftetes Glas-Vial

2.5.2 mit 15 mL 0,01 mol/L HCl eluieren

**2.6 Neukonditionierung / Nachlauf**

soll die Säule später erneut eingesetzt werden, wird wieder ein Nitratsystem eingestellt

2.6.1 Vorlagenwechsel: als Vorlage dient ein 50 mL -Becherglas

2.6.2 mit 10 mL 3 mol/L HNO<sub>3</sub> zur Rekonditionierung eluieren

2.6.3 beschriften der Säule mit:

- Name der Probe
- Operator
- Datum

Vorlauf, Zwischenfraktion und Nachlauf werden verworfen.  
Die Fraktionen 1, 3 und 4 werden zur weiteren Verwendung gelagert.

ABW-U2:

**Uranbestimmung**

Stand 02/11

Elektrodeposition von Uran

Thorium wird analog nach dieser Vorschrift elektrodeponiert.

0. Ausgangslsg: 4. Fraktion der UTEVA-Trennung  
*bei Th: 3. Fraktion*
1. Probe auf unter 1 mL einengen und
2. in 9,5 mL Elektrodepositions-lsg (s.u.) aufnehmen  
10 min weiter erhitzen um ggf. Kristalle zu lösen und zur vollständigen Durchmischung
3. Vorbereitung der Edelstahl-Scheibe
  - 3.1 Folie einer Edelstahl-Scheibe abziehen (Handschuhe tragen) und diese mit dest. Wasser, Ethanol und Aceton reinigen
  - 3.2 und mit einem weichen, fusselfreiem Tuch vorsichtig nachreiben
4. Depositionszelle mit der vorbereiteten Edelstahl-Scheibe aufbauen und auf Dichtigkeit prüfen
5. Probe in Zelle überführen und das Probengefäß 3\* mit je 1 mL dest. H<sub>2</sub>O gut ausspülen
6. 1 mL (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>C<sub>2</sub>O<sub>4</sub> (Ammoniumoxalat), c = 20 g/L zugeben
7. Depositionszelle verschließen und die Elektrolyse starten:
  - 7.1 5 min bei 500 mA
  - 7.2 2 h bei 750 mA
8. nach 2 h 2 mL KOH (25 Gew.-%) zugeben, dabei die Elektrolyse nicht unterbrechen
9. 1 min warten
10. Elektrolyse beenden und Depositionszelle abbauen
11. Edelstahl-Scheibe vorsichtig mit 5 %iger NH<sub>3</sub>-Lsg, dest. Wasser und Ethanol abspülen und an der Luft trocknen lassen
12. 30 min bei 300 °C auf die Heizplatte (maximale Stufe) legen  
Hierbei werden die deponierten Hydroxide in die mechanisch und chemisch stabileren Oxide überführt und damit die Probe unempfindlicher.  
Nach Ablauf der 30 min kann die Probe bei ausgeschalteter Heizplatte auf dieser abkühlen. Nach dem Abkühlen wird die Scheibe in einer beschrifteten PE-Petrischale gelagert.

### 13. Messung der Probe in der Alpha-Kammer

#### Elektrodepositions-lsg:

- 2,5 mL NaHSO<sub>4</sub> (5 Gew.-%)
- 5 mL Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (15 Gew.-%)
- 2 mL dest. H<sub>2</sub>O

#### Beobachtungen zur Depositionsausbeute:

Bei der alpha-spektrometrischen Thorium-Bestimmung des Bewuchses sind im Gegensatz zu den Wasserproben teilweise extrem niedrige Depositionsausbeuten zu beobachten. Die Ursache hierfür konnte aus zeitlichen Gründen nicht weiter ermittelt werden. Es ist möglich, dass Bestandteile des Probenmaterials zu schlechteren Depositionsausbeuten führen [Bis09] S. 116. Aber es gibt auch Anhaltspunkte für eine hohe Abhängigkeit zum Elektrodenabstand. Für Kaliumchlorid als Leitsalz konnte diese Abhängigkeit<sup>143</sup> nachgewiesen werden und sogar selektiv Uran ohne Thorium deponiert werden. Dabei wurde mit geringerem Elektrodenabstand auch die Depositionsausbeute von Thorium verringert. Bei festgelegter Stromstärke (300 mA) spiegelt sich der Elektrodenabstand in der Spannung wider. Bei einer Spannung von etwa 3,4 V wurden Uran und Thorium praktisch gleichberechtigt nebeneinander deponiert, während bei etwa 2,4 V praktisch selektiv nur Uran deponiert wurde. Dieses Verhalten wäre durch folgende Theorie verständlich. Der pH-Gradient zwischen der Kathodenoberfläche, welche durch Entladung der Hydroniumionen stark basisch ist und der darüber liegenden durch die elektrostatisch angezogenen Hydroniumionen stark saure Schicht wird durch die angelegte Spannung bestimmt. Eine geringere Spannung führt dabei zu einem geringeren pH-Gradienten, so dass Thorium bereits oberhalb der Kathodenoberfläche als Hydroxid ausfällt und nicht mehr deponiert wird.

---

<sup>143</sup> im Rahmen der Praktikumsversuche

ABW-Po1:

**Poloniumbestimmung**

Stand 02/11

Autodeposition von Polonium**1. Vorbereitung der Probelösung**

- 1.0 Ausgangslsg: 1. Fraktion der UTEVA-Trennung gemäß Vorschrift MBW-UTEVA
  - 1.1 Probe (zwei 100 mL-Bechergläser) einengen, auf die Hälfte oder ein Drittel
  - 1.2 Proben vereinigen und
  - 1.3 2. Becherglas 2\* mit halbkonz. HNO<sub>3</sub> ausspülen, Spitzflasche
  - 1.4 erneut Lsg weitgehend einengen
  - 1.5 Probe mit 0,5 mol/L HCl auf etwa 60 mL auffüllen und
  - 1.6 weitere 15 min erwärmen  
um das Substrat zu lösen und zur vollständigen Durchmischung
- in der Regel bildet sich ein weißer Nd. unterschiedlicher Menge

**2. Chemische Trennung**

1. Wasserbad mit ca. 350 mL füllen und auf einer Heizplatte auf 85 °C erhitzen
2. 100 mg Ascorbinsäure in einem 250 mL- Becherglas vorlegen und die Ascorbinsäure erleichtert die Reduktion von Po
3. Probe hinzugeben und 100 mL- Becherglas 3\* mit 0,5 mol/L HCl ausspülen
4. 250 mL- Becherglas (Vorlage) mit 0,5 mol/L HCl auf ungefähr 220 mL auffüllen
5. das Becherglas mit einem Rührfisch bestücken und ins Wasserbad stellen die Ascorbinsäure soll sich während des Aufheizens lösen
6. Vorbereitung der Ni-Scheibe
  - 6.1 Folie einer Ni-Scheibe abziehen (Handschuhe tragen) und diese mit dest. Wasser, Ethanol und anschließend Aceton reinigen
  - 6.2 an der Luft trocknen lassen und mit einem weichen, fusselfreiem Tuch vorsichtig nachreiben
  - 6.3 getrocknete Ni-Scheibe in den Teflon-Halter einsetzen

7. Teflonhalter mit Ni-Scheibe in die Lösung hängen  
Start der Autodeposition, 5 h; Es ist darauf zu achten, dass die Ni-Scheibe vollständig mit Lösung bedeckt ist und möglichst keine Luftblasen direkt an der Scheibe haften.
8. nach 5 h den Halter mit der Ni-Scheibe aus der Lösung nehmen und mit dest. Wasser abspülen
9. Ni-Scheibe aus der Halterung entfernen und mit dest. Wasser, Ethanol und Aceton abspülen; an der Luft trocknen lassen
10. 30 min bei 300 °C auf die Heizplatte (maximale Stufe) legen  
um eine Kontamination des Detektors zu vermeiden; Nach Ablauf der 30 min kann die Probe bei ausgeschalteter Heizplatte auf dieser abkühlen. Nach dem Abkühlen wird die Scheibe in einer beschrifteten PE-Petrischale gelagert.
11. Messung der Probe in der Alpha-Kammer

### 13.4. Flusskilometrierung der Mulde

Es wurde eine eigene, durchgehende, einheitliche Kilometrierung des Muldesystems vorgenommen. Da gemäß amtlicher<sup>144</sup> Aussagen keine einheitliche, durchgehende Kilometrierung existiert. Allerdings gibt es im Rahmen des Hochwasserschutzes abschnittsweise inoffizielle Kilometrierungen, die jedoch nicht durchgängig sind.

Grundlage ist das Kartenmaterial: „amtliche topographische Karten Sachsen“ des Landesvermessungsamtes Sachsen „Top50 Version 4“, ISBN 3-89679-429-9 [Top04]. Es wurde mit dem kleinsten verfügbaren Maßstab (1:50 000) bei größtmöglicher Auflösung gearbeitet. Unterhalb des Muldestausees (Tab. 2, Nr. 45 – 48) stellt 1:200 000 den kleinsten verfügbaren Maßstab dar. Es wurde generell versucht, die Messung in der Strommitte durchzuführen.

Die Angabe der Kilometer erfolgt mit zwei Nachkommastellen. Dies entspricht der Angabe des Programms und spiegelt nicht die Genauigkeit wider. Bei dem verwendeten Maßstab (Maßstab + Auflösung) wurde eine minimale Schrittweite von 5 m festgestellt, was somit der maximalen theoretischen Genauigkeit entspricht. Als realistische Einschätzung der Unsicherheit wird ein Wert von 0,5 km angenommen, basierend auf den Abweichungen von drei Kilometrierungen. Im Gebrauch wird daher auf volle Kilometer gerundet. Die Angabe von Koordinaten erfolgt als Gauß-Krüger Koordinaten gemäß Potsdam Datum (GK PD). Dies entspricht dem im Feld verwendeten System.

Als Nullpunkt, bzw. Ausgangspunkt der Kilometrierung der Mulde, Zwickauer und Vereinigten Mulde, wurde die Mitte der Staumauer der Talsperre Muldenberg festgelegt; GK 4528788, 5586248. Als Quelle und somit als Nullpunkt und Ausgangspunkt der Kilometrierung der Freiburger Mulde wurde der südöstliche Quellarm festgelegt; GK 5406939, 5619676.

Tab. 13.28 listet 48 Fixpunkte der Flusskilometrierung Zwickauer und Vereinigte Mulde mit Koordinaten auf. Ausgehend von diesen Punkten kann der Flusskilometer eines beliebigen Probenahmepunkte bestimmt werden. Für die Freiburger Mulde werden in gleicher Weise 13 Fixpunkte in Tab. 13.29 aufgelistet.

---

<sup>144</sup> Landesamt für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft, Flussbereich Wittenberg (Sachsen-Anhalt) und sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Referat 54, Natürliche Radioaktivität

Tab. 13.28: Fixpunkte mit GK-Koordinaten zur Kilometrierung der Zwickauer und Vereinigten Mulde

Nr.	Flusskilometer		Lage	GK	
	(km)	VM (km)		Rechtswert	Hochwert
1	0,00		Dammkrone Talsperre Muldenberg	4528788	5586248
2	3,20		Brücke Hammerbrücke	4529508	5588963
3	8,18		1. Zufluss Mine Schneckenstein	4533183	5590683
4	10,39		Zufluss Große Pyra, Morgenröthe-Rautenkranz	4534888	5591528
5	20,71		Beginn Talsperre Eibenstock, Brücke Schönheide	4539628	5596688
6	26,63		Ende Talsperre Eibenstock, Dammkrone	4542588	5599528
7	43,27		Zufluss Schwarzwasser, Aue	4549813	5606113
8	48,51		Zufluss Bach, Schlema	4548278	5609588
9	54,24		Hartenstein, Spitzkehre vor Brücke nach Stein	4547013	5613083
10	59,57		Brücke bei Grünau	4543728	5612728
11	68,62		Autobahnbrücke A72, Wilkau-Haslau	4537623	5615338
12	75,31		Zwickau Zentrum, Brücke hinter der Eisenbahnbrücke	4535518	5620068
13	81,46		Brücke Crossen, mittlere Brücke / Hauptstrasse	4533928	5624923
14	85,20		Autobahnbrücke A93, Mosel	4534808	5627573
15	94,87		Brücke Glauchau Zentrum, mittlere Brücke	4538143	5632318
16	98,82		Autobahnbrücke A4	4539428	5634433
17	105,53		Brücke Waldenburg	4542898	5637743
18	112,77		Brücke Wolkenburg	4547183	5640928
19	118,98		Brücke Penig, Hauptstrasse	4549538	5644473
20	130,03		Brücke Lunzenau, Hauptstrasse	4553293	5647758
21	133,62		Zufluss Chemnitz	4554488	5650528
22	135,52		Brücke Wechselburg	4554058	5652268
23	144,35		Brücke Rochlitz, mittlere Brücke / Hauptstrasse	4556753	5656903
24	157,20		Brücke Colditz, 2. Brücke / Hauptstrasse	4556308	5666498
25	162,11		Brücke Sermuth	4555613	5669378
26	162,63	0,00	Vereinigung mit FM	4555933	5669788
27	166,19	3,56	Brücke Kössern	4554388	5672083
28	170,83	8,20	Fähre Höfgen	4552268	5675323
29	175,03	12,40	Brücke Grimma	4551318	5678418
30	181,75	19,12	Autobahnbrücke A14, Grimma Nerchau	4554788	5680608
31	186,35	23,72	Brücke Trebsen	4553168	5683963
32	196,70	34,07	Brücke Wurzen Bennewitz, 2. Brücke / Hauptstrasse	4550298	5692218
33	199,23	36,60	Brücke Grubnitz	4549528	5693663
34	213,95	51,32	Brücke Eilenburg, 2. Brücke / Hauptstrasse	4544673	5703228
35	224,17	61,54	Hochspannungsleitung Zschemplin, bei Strasse	4542798	5707703
36	227,78	65,15	Fähre Gruna, bei Hohenprießnitz	4542243	5710543
37	231,77	69,14	Spitze Kurve bei Laußig	4543423	5712438
38	236,33	73,70	Spitze Kurve bei Pristäblich	4541423	5714478
39	241,43	78,80	Brücke Bad Dübén	4540318	5717533
40	245,15	82,52	Beginn Grenzverlauf	4537360	5718828
41	251,26	88,63	bei Löbnitz, Lotgrade Strasse nach Löbnitz	4532443	5718928
42	254,38	91,75	Landesgrenze Sachsen-Anhalt, Ende Grenzverlauf	4530073	5719173
43	256,86	94,23	Beginn Muldestausee, Brücke Pouch	4529098	5720798
44	263,25	100,62	Ende Muldestausee, Dammkrone	4524856	5724537
45	280,33	117,7	Brücke Raguhn	4520544	5730862
46	293,57	130,94	Autobahnbrücke A9, bei Dessau	4519531	5740687
47	299,65	137,02	Brücke Dessau, Hauptstrasse	4517494	5744425
48	307,01	144,38	Mündung in die Elbe	4515981	5748325

Tab. 13.29: Fixpunkte mit GK-Koordinaten zur Kilometrierung der Freiburger Mulde

Nr.	Fluss-km (km)	Lage	GK	
			Rechtswert	Hochwert
1	0,00	Quelle, südwestlicher Zweig des östlichen Arms	5406939	5619676
2	4,45	Zufluss Hirschbach, Beginn Grenzverlauf	5403843	5621918
3	5,37	Staatsgrenze, Ende Grenzverlauf, Spitze der Straßenkehre	5403057	5621799
4	13,15	Brücke Hauptstraße Bienenmühle	5396428	5623800
5	36,23	nördliche / zweite Brücke Weißenborn	4598498	5638798
6	44,38	Brücke Hauptstraße Freiberg	4596803	5643423
7	69,31	Autobahnbrücke A4 vor Nossen	4592398	5656603
8	72,01	Brücke Hauptstraße Nossen	4591583	5658888
9	93,09	Brücke Döbeln Zentrum, an der Hauptstraße	4578823	5665968
10	99,50	Zufluss Zschopau	4573748	5666573
11	111,55	Brücke Hauptstraße Leiznig (Brücke verläuft quer)	4564978	5670343
12	123,08	Brücke Sermuth	4556168	5669453
13	123,51	Vereinigung mit ZM	4555933	5669788

## 13.5. Uran in Düngemitteln

Düngemittel sollen im Allgemeinen dem Boden durch intensive Nutzung entzogene Nährstoffe wieder zuführen. Gemäß ihrer Nutzung sind Düngemittel eine klassische Massenware, die in großer Menge und sehr preiswert zugänglich sein muss. Als Düngemittel werden primär Abfallprodukte anderer Verwertungszweige, oft organische Düngemittel (Klärschlamm, tierische Ausscheidungsprodukte, Bioabfall, Komposte usw.) und einfache, mineralische Substrate aus Rohstoffen leicht (und preiswert) zugänglicher Lager verwendet. Oft sind in Düngemitteln durch den Entstehungsprozess bedingt nicht nur Bodennährstoffe sondern auch Umweltgifte angereichert. Dabei handelt es sich häufig um Schwermetalle wie Cadmium, Quecksilber, Uran, Nickel, Zink oder Kupfer und anthropogene, organische Verbindungen z.B. von Pflanzenschutzmitteln. Nicht immer ist eine eindeutige Beurteilung möglich, so sind z.B. Kupfer und Zink essentielle Spurenelemente und giftige Schwermetalle, was eine differenziertere Betrachtung erforderlich macht und die rechtliche Situation (z.B. im Hinblick auf Grenzwerte) stark verkompliziert. Die nach heutiger Sicht relevanteste Verunreinigung stellt Cadmium dar, für welches Grenzwerte existieren.

Uran wird nach der gegenwärtigen Meinung als nicht problematisch betrachtet. So erklärten das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) und das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) in einer gemeinsamen Stellungnahme am 5. April 2007: „Das BfR kann bei Zugrundelegen der Urangelhalte mit konservativen Modellrechnungen keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen für das landwirtschaftliche Nutztier und für den Verbraucher durch die im Futtermittel und Tränkekwasser enthaltenen Urangelhalte erkennen.“

Ein hoher Urangelhalt ist ein Problem mineralischer Phosphatdüngemittel. Phosphor ist ein essentieller Mineralstoff für alle Lebewesen (hier sei z.B. auf das Phosphatrückgrat der DNA verwiesen) und gehört zu den drei wichtigsten Bodennährstoffen, die dem Boden zugeführt werden müssen (NPK-Dünger; Stickstoff, Phosphor und Kalium). Phosphatdünger werden aus Rohphosphat durch Aufschluss mit verschiedenen Mineralsäuren (Phosphorsäure, Salpetersäure, Schwefelsäure) gewonnen. Hierbei wird das unlösliche tertiäre Phosphat zu löslichem Hydrogenphosphat umgesetzt. Rohphosphate sind wasserunlösliche Apatite, Carbonat-Apatit  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{CaCO}_3$  oder Fluor-Apatit  $3 \text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{Ca}(\text{OH},\text{F},\text{Cl})_2$ . Sie werden aus magmatischen und sedimentären Lagerstätten abgebaut. Uran weist eine hohe Affinität zu Phosphat auf. Magmatische Lagerstätten weisen einen deutlich geringeren Urangelhalt auf als sedimentäre Lagerstätten. Letztere sind allerdings naturbedingt leichter zugänglich. Daher basieren etwa 87 % der Phosphatdüngemittel auf sedimentären Rohphosphaten. Bei der Verlagerung des Phosphats von der primären zur sekundären (sedimentären) Lagerstätte reichert sich Uran an. Die wesentlichen Prozesse sind dabei die Mitfällung und adsorptive Anlagerung, sowie der Austausch von Calciumkationen durch Uran(IV)kationen, welche einen ähnliche Ionenradius aufweisen, und somit die Einlagerung in das Kristallgitter. Tab. 13.30 zeigt die Urangelhalte einiger primärer, magmatischer und sekundärer, sedimentärer Phosphatlagerstätten.

Tab. 13.30: Urangelhalte verschiedener Phosphatlagerstätten [Süß05]

Lagerstätte	Urangelhalt (ppm)	Art
Kola, Russland	2,8	magmatisch
Florida, USA	120	sedimentär
Western region, USA	660	sedimentär
Palabora rock, Südafrika	9	magmatisch
Khourigba, Marokko	100	sedimentär

Andere Dünger weisen in der Regel nur geringe Urangelhalte auf und können im Verhältnis zum Einfluss der Phosphatdünger vernachlässigt werden. Erhöhte Urangelhalte sind in der Regel auf die allgemeine Anreicherung von Schwermetallen, wie bei Klärschlamm zurückzuführen oder auf den direkten oder indirekten Einfluss von Phosphatzusätzen. So können z.B. Düngemittel mit Phosphatzusatz oder Gülle von Tieren, deren Futter Phosphatzusätze enthält, erhöhte Urangelhalte aufweisen. Bei Mehrnährstoffdüngern mit Phosphatanteil (NP, PK und NPK-Dünger) wird der Uranteil durch den Phosphatanteil bestimmt.

Die Tab. 13.31 belegt den dargestellten Sachverhalt. Sie basiert auf dem vom Sächsischen Landesamt für Landwirtschaft durchgeführten Projekt „Bestimmung und Bewertung der Schwermetallgehalte von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstraten“ [Dit08]. Die Tabelle zeigt die untersuchten Düngemitteltypen, die Anzahl (*n*) der untersuchten Proben dieses Typs und den Gehalt an Uran in Milligramm Uran in einem Kilogramm Trockenmasse (TM) des Düngemittels. Der Gehalt wird als Mittelwert (MW), Minimal- (Min) und Maximalwert (Max) angegeben. (---) zeigt, dass kein Wert vorhanden ist. Mittelwerte > 10 mg U / kg TM sind fett hervorgehoben.

Tab. 13.31: Urangehalte verschiedener Düngemittel (nach [Dit08])

Düngemittel	n	Urangehalt (mg U / kg TM)		
		MW	Min	Max
<b><u>mineralischer Einnährstoffdünger</u></b>				
<b>N-Dünger</b>	130			
Kalkammonsalpeter	53	0,36	0,01	1,23
Harnstoff	23	0,01	0,01	0,01
Ammonsulfatsalpeter	15	0,02	0,01	0,04
Schwefelsaures Ammoniak	15	0,03	0,01	0,1
Nitrathaltiger Kalkstickstoff 19	3	0,49	---	---
Dicyandiamidhaltiger Harnstoff	3	0,02	---	---
Ammonsulfatharnstoff	15	0,01	0,01	0,02
Ammonsulfatsalpeter mit S mit Nitrifikationshemmstoff 3,4-Dimethylpyrazolphosphat	3	0,01	---	---
<b>P-Dünger</b>	37			
Teilaufgeschlossenes Rohphosphat	21	<b>177</b>	131	200
Triple Superphosphat	11	<b>104</b>	42,7	173
Rohphosphat mit kohlelsaurem Kalk aus Meeresalgen	5	<b>22,5</b>	19,1	31,3
<b>K-Dünger</b>	30			
Kaliumchlorid	23	0,025	0,01	0,05
Kalirohsalz	2	0,01	---	---
Kaliumchlorid mit Mg, Na, S (Korn-Kali)	5	0,07	0,01	0,02
<b>Mg-Dünger</b>	5			
Kieserit	5	0,12	0,08	0,3
<b>Kalk-Dünger</b>	150			
Kohlensaurer Mg-Kalk	133	1,88	0,68	2,77
Hüttenkalk 40	5	<b>10,1</b>	8,9	11
Carbokalk	3	0,4	---	---
Thomaskalk mit Phosphat	5	<b>18,1</b>	15,6	20
Kalkdünger aus der Aufbereitung von Trink- und Brauchwasser	2	4,76	---	---
Kalkdünger aus der Entschwefelung von Abgasen von Steinkohle mit Schwefel	2	0,05	---	---
<b><u>mineralischer Mehrnährstoffdünger</u></b>				
<b>NP-Dünger</b>	69			
NP-Dünger insgesamt	69	<b>76,7</b>	0,03	224
NP-Dünger 18-46 (DAP)	32	<b>121</b>	74,7	224
NP-Dünger 20-20	12	<b>28,8</b>	0,03	166
<b>PK-Dünger</b>	26			
Thomaskali	10	<b>28,5</b>	20,6	40
PK-Dünger	11	<b>64,3</b>	35,2	84,6
PK-Dünger mit Mg (Thomasphosphat)	5	<b>54,2</b>	53,8	65,9
<b>NPK-Dünger</b>	61			
NPK-Dünger insgesamt	61	<b>11,2</b>	0,01	50,9
NPK-Dünger 15-15-15	14	5,58	0,01	36,5
NPK-Dünger 16-16-16	8	4,98	0,02	36,8

Fortsetzung Tab. 13.31

Düngemittel	n	Urangehalt (mg U / kg TM)		
		MW	Min	Max
<b>organische und organisch-mineralische Düngemittel</b>				
<b>organische N-Dünger</b>	6			
Hornprodukte	6	0,08	0,01	0,35
<b>organische NP-Dünger</b>	10			
Fleischknochenmehl	10	0,03	0,01	0,06
<b>organisch-mineralische NPK-Dünger</b>	46			
Dünger < 5 % P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	10	<b>11,4</b>	0,1	62,7
Dünger > 5 % P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	36	<b>18,2</b>	0,68	34,2
<b>Organische Düngemittel (Sekundärrohstoffdünger)</b>				
Organische NP-Dünger (Klärschlamm)	18	2,21	1,75	5,61
Organische NPK-Dünger (Klärschlammkomposte)	12	2,24	1,9	4,6
Organische NPK-Dünger (Bioabfallkomposte)	88	1,03	0,08	3,3
Organische NPK-Dünger flüssig (Bioabfall / Gärrückstände)	17	0,39	0,01	0,8
<b><u>Bodenhilfsstoffe</u></b>				
	32			
Kompost (Grünschnitt)	10	0,72	0,56	0,89
Schnellkomposter	5	7,24	0,74	14,1
Rindenhumus	5	0,25	0,05	0,51
Rindenmulch	12	0,13	0,02	0,48
<b><u>Kultursubstrate</u></b>				
Kultursubstrate (Blumenerde)	39	0,42	0,01	1,82

Dass durch die Verwendung mineralischer Phosphatdünger Uran auf landwirtschaftliche Flächen aufgetragen wird, ist unstrittig. Ebenso ist unstrittig, dass in aller Regel der Uranaustrag deutlich unter dem Eintrag liegt und somit zu einer Anreicherung von Uran auf landwirtschaftlichen Flächen führt. Hingegen ist das Ausmaß dieser Anreicherung und dessen Bewertung Gegenstand intensiver Auseinandersetzungen. Die gegensätzlichen Positionen werden dabei im Wesentlichen vom Industrieverband Agrar und der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)<sup>145</sup> repräsentiert.

Der Industrieverband Agrar vertritt dabei die Ansicht, dass kein Handlungsbedarf vorliegt. „Eine nennenswerte Akkumulation von Uran im Boden ist aufgrund des geringen Eintrags durch Mineraldünger nicht zu erwarten. Dies belegen Langzeitstudien (über 50 Jahre) (...)“  
 „Über die Auswirkungen der Anwendung mineralischer Phosphatdünger auf Böden und

<sup>145</sup> Das FAL ist zum 01.01.2008 in Zuge von Restrukturierungen in das Julius Kühn-Institut (JKI) aufgegangen, andere Teile wurden dem Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI) zugeordnet.

Pflanzen liegen Langzeituntersuchungen vor. Das mit Mineraldüngern auf die Ackerböden aufgebrauchte Uran ist, verglichen mit den natürlichen Urangelhalten der Böden, nahezu unbedeutend und führt zu keiner nennenswerten Erhöhung der Urangelhalte in den Pflanzen und damit in der Nahrung. Nach heutigem Kenntnisstand können Gefahren für Umwelt und Gesundheit durch phosphathaltige Mineraldünger ausgeschlossen werden.“ [InA07]

Dagegen sieht die Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), insbesondere vertreten durch Prof. Dr. Dr. Ewald Schnug, einen dringenden Handlungsbedarf und fordert die Einführung von Grenzwerten. „Es ist „ein Unding, dass Uran in der Düngemittelverordnung nicht auftaucht““ und fordert „als Allermindestes eine Deklarationspflicht für Uran im Dünger“. [Sch05]

Dabei errechnet die FAL einen jährlichen Uraneintrag von 10 – 22 g U / ha Ackerfläche, während der Industrieverband Agrar einen mittleren, jährlichen Uraneintrag von 2 g U / ha berechnet.

Der Uranaustrag wird allgemein als sehr gering betrachtet. Die FAL gibt einen Austrag „von kaum mehr als 1 g/ha“ an [Fin05]. Die Mobilität von Uran hängt von einer Reihe von Bodeneigenschaften ab, wie pH-Wert, Redoxpotential, Ionenaustausch- und Sorptionskapazität, Zusammensetzung und Mikrobiologie. So bestimmen z.B. der pH-Wert und das Redoxpotential die vorherrschende Uranspezies. Dabei ist U(VI) mobiler als U(IV) und neutrale Spezies mobiler als geladene und dabei wieder anionische mobiler als kationische Spezies. Ein hoher Carbonatgehalt bevorzugt die Bildung von Carbonatspezies, die vorwiegend neutral oder anionisch geladen sind. Daraus folgt, dass Uran in Böden aus Kalkgestein im Allgemeinen mobiler ist als in sauren Böden.

Im Fall eines Schwermetalleintrags stellt die Schwermetallanreicherung im Allgemeinen den gewünschten Zustand dar. Der Boden erfüllt seine Aufgabe als Giftstoffpuffer und bindet den Giftstoff, hier Uran. Es ist nur zu beachten, dass die Pufferkapazität begrenzt ist. Der Austrag von Uran kommt dabei oft einem Eintrag in den Nahrungskreislauf, einschließlich Trinkwasser gleich. Das Uran wird von Pflanzen aufgenommen, die direkt oder indirekt als Nahrung dienen (Pflanzenteile, die auf dem Feld verbleiben, stellen in diesem Sinne keinen Austrag dar) oder wird ins Grundwasser ausgewaschen. Das Tiefengrundwasser findet in der Regel als Trinkwasser Verwendung, während oberflächennahes Grundwasser oft zur Bewässerung genutzt wird. Die Erosion als ohnehin unerwünschtes Phänomen soll hier unberücksichtigt bleiben.

Der durchschnittliche Urangelhalt in Düngemitteln hat sich im Laufe der Geschichte verändert. Zu Beginn war der Einfluss giftiger Begleitstoffe (Schwermetalle) unbekannt, wurde nicht untersucht und daher auch nicht berücksichtigt. Entsprechend waren Düngemittel mit hohen Urangelhalten auf dem Markt. Die Verwendung von Düngemitteln war zunächst weniger intensiv, stieg dann aber stark an, so dass in der Wilhelminischen Zeit ein Maximum des Uraneintrags angenommen werden darf.

Mit Beginn des Ersten Weltkriegs tritt die englische Seeblockade in Kraft, womit die Versorgung mit Rohstoffen für mineralische Düngemittel unterbrochen wurde. Reserven und Rohstoffe anderer Bezugsquellen wurden praktisch nur der Kriegsindustrie zugeführt. Nach Kriegsende dürfte der Zugang zu Rohstoffen mineralischer Düngemittel nur schleppend angelaufen sein, zumal der finanzielle Aufwand einen größeren Düngemiteleinsatz erschwert

haben dürfte. Folglich dürfte der Uraneintrag von 1914 bis in die Zwanziger Jahre vernachlässigbar sein, dann aber bis zu Beginn des Zweiten Weltkrieges wieder stark angestiegen sein.

Vor dem Zweiten Weltkrieg wurde der Übergang in die Kriegsindustrie im Rahmen des Autarkieprogramms vorbereitet, so dass die Abhängigkeit von ausländischen Rohstoffen auch für Düngemittel weniger groß war. Hier ist z.B. die effektivere Nutzung alternativer Rohstoffquellen wie industriellen Nebenprodukten zu nennen, z.B. phosphathaltige Thomasschlacke (Thomasmehl) als Nebenprodukt der Stahlindustrie, die als kriegsentscheidender Industriezweig eine zuverlässige Quelle darstellte. Es ist daher anzunehmen, dass der Düngemittelseinsatz infolge des Zweiten Weltkrieges zurückgegangen ist, der Einbruch aber nicht mit dem Ersten Weltkrieg vergleichbar ist. Daraus folgt ein geringer, aber nicht unbedingt vernachlässigbarer Uraneintrag. Dabei ist zu beachten, dass alternative Phosphatquellen in der Regel nur geringe Urangelhalte beinhalten.

Nach dem Krieg wird der großflächige Düngemittelseinsatz, gestützt durch die Alliierten, relativ schnell wieder eingesetzt haben, um die Mindestversorgung der Bevölkerung zu gewährleisten. Mit dem aufkommenden Umweltschutz ist das Vorhandensein giftiger Begleitstoffe in den Düngemittelrohstoffen ins Bewusstsein gerückt. In der Folge werden seither u.a. die Schwermetallgehalte untersucht und gezielt gering belastete Rohstoffe verwendet. Uran stellt einen Sonderfall dar. Als Kernbrennstoff neu entdeckt, ist er im Kalten Krieg so wertvoll, dass auch uranhaltige Phosphatvorkommen als Uranvorkommen genutzt werden. Das Uran wird aus dem Phosphat extrahiert und dieses dann uranarme Rohphosphat zu Düngemitteln weiterverarbeitet. In der Folge sinkt der Uraneintrag weltweit durch Verwendung uranarmer oder extrahierter Rohphosphate. Mit dem Ende des Kalten Krieges hat sich die Uranabtrennung nicht mehr gelohnt und wurde eingestellt. Entsprechend sind heute wieder mehr Düngemittel mit höheren Urangelhalten auf dem Markt.

Im hier betrachteten Fall sächsischer Auen ist zu beachten, dass Sachsen zur sowjetisch besetzten Zone und später zur DDR gehörte. Daher wurden in dieser Zeit primär Phosphatdüngemittel, welche auf russischem Rohphosphat basieren, eingesetzt. Die russischen Phosphatvorkommen sind magmatische Lagerstätten und daher uranarm mit Urangelhalten von 10 bis 28 mg U/kg TM. Der Uraneintrag von 1945 bis 1990 ist daher für das Untersuchungsgebiet als gering zu betrachten. Ab 1990 ist dann die Verwendung von Phosphatdüngern mit hohen Urangelhalten wieder möglich. Gemäß Ausführungen<sup>146</sup> von Prof. Schnug wurden in der DDR aufgrund der hohen Kosten für russische Phosphatdünger vielfach andere, inoffizielle Bezugsquellen genutzt und somit auch Dünger höherer Urangelhalte. Wird diese Annahme zugrunde gelegt, ist davon auszugehen, dass vergleichsweise wenig Düngemittel zur Verfügung stand bzw. genutzt wurde. Somit ist auch in diesem Fall eher von einem geringen Uraneintrag in dieser Zeit auszugehen.

---

<sup>146</sup> mündliche Ausführungen bei der „International Conference 2011: Uranium Mining and Hydrogeology VI“ in Freiberg

Im Sinne des vorliegenden Projektes gilt, es den Einfluss der Urananreicherung durch Düngung abzuschätzen, da der bergbaulich bedingte Urananteil Ziel der Bestimmung ist. Um abzuschätzen, ob die durch Düngung zugeführte Uranmenge einen messbaren Einfluss besitzt oder der Einfluss im Rahmen der Messungenauigkeit liegt, ist es erforderlich das Verhältnis dieser und der sonstigen Uranmenge abzuschätzen. Im Folgenden soll dieser Versuch unternommen werden.

#### Uraneintrag durch Düngung:

„Wie das Statistische Bundesamt mitteilt, wurden im Wirtschaftsjahr 2006/2007 (Juli 2006 bis Juli 2007) aus inländischer Produktion oder Einfuhr 0,26 Millionen Tonnen Phosphatdünger ( $P_2O_5$ ) an landwirtschaftliche Absatzorganisationen oder Endverbraucher in Deutschland abgesetzt. Der Aufwand je Hektar Nutzfläche blieb 2005/2006 bei Phosphatdüngern konstant bei 16 kg  $P_2O_5$ . Phosphatdünger werden zu neun Zehntel als Mehrnährstoffdünger abgegeben, dabei überwogen mit einem Anteil von 45 Prozent die NP-Dünger.“ [Dit08, S. 11] Der Phosphatdünger weist einen durchschnittlichen Urangehalt von 120 mg U/kg  $P_2O_5$  auf [InA07]. Daraus ergibt sich ein mittlerer, durchschnittlicher Uraneintrag von 1,92 g U pro Hektar, konsistent mit der Literaturstelle [InA07]. Die FAL geht von einer üblichen Phosphordüngung von 22 kg/ha aus. Um den Eintrag von 10 bis 22 g U / ha und Jahr zu erhalten, muss sie ebenfalls einen höheren Urangehalt annehmen.

Im Sinne einer konservativen Abschätzung wird im Weiteren der höchste genannte Uraneintrag von 22 g Uran pro Hektar und Jahr zugrunde gelegt.

Die folgende Abschätzung geht davon aus, dass kein Uranaustrag vorhanden ist. Der Gesamteintrag wird als Produkt des jährlichen Eintrags von 22 g U/ha \* a und der Anzahl der Jahre mit Düngung angenommen.

#### Urangehalt des Bodens:

Der natürliche Urangehalt in Böden schwankt zwischen 0,8 und 11 mg Uran pro kg Boden. Durchschnittlich liegt er bei 2,5 mg U/kg [InA07], während der mittlere Urangehalt in sächsischen Gesteinen bei 3,5 mg U/kg und in Auensedimenten sogar bei 4,4 mg U/kg liegt [Ran07].

Für sächsische Auenböden wird hier ein mittlerer Urangehalt von 4 mg U/kg angenommen.

Die Bezugsfläche ist der Hektar (= 10.000 m<sup>2</sup>).

Unter Festlegung der Tiefe der Ackerkrume kann das Volumen dieser und anschließend über die Dichte die Masse bestimmt werden. Mit der Masse des Bodens kann über den Urangehalt die Masse an Uran berechnet werden.

Dabei sollte die Annahme, dass das durch Dünger eingebrachte Uran in der Ackerkrume gleichmäßig verteilt ist, in guter Näherung erfüllt sein.

Im Fall von Ackerflächen stellt die Pflugtiefe ein sinnvolles Maß für die Tiefe der Ackerkrume dar. Die übliche Pflugtiefe liegt zwischen 25 und 30 cm, reicht aber bei schweren Geräten bis zu 50 cm.

Schwieriger ist die Festlegung bei Weideflächen. Weideflächen werden in der Regel weniger intensiv gedüngt als Ackerflächen, jedoch wird der Boden nicht wie beim Pflügen regelmäßig durchmischt. Es besteht eine feste Grasnarbe auf die der Dünger aufgestreut wird. Eine Einarbeitung in den Boden erfolgt durch Wasser und Bodenwühler. Es ist daher sinnvoll die so genannte „aktive Zone“ als Tiefe der Ackerkrume zu betrachten. Sie beträgt etwa 10 cm und zeichnet sich dadurch aus, dass etwa 90 % der Wurzeln in ihr liegen und eine Vielzahl von Bodenlebewesen, einschließlich einiger Bodenwühler, in dieser Region lebt.

In den anschließenden Berechnungen werden verschiedene Tiefen der Ackerkrume zugrunde gelegt: 10 cm für Weiden und 25 cm, 30 cm, 40 cm und 50 cm für Ackerflächen

Als Bodendichte wird die Lagerungsdichte verstanden, d.h. die Dichte unter Berücksichtigung des Porenraumes.

Durchschnittliche Lagerungsdichten liegen gemäß [Har91] bei:

1,67 – 1,19 g/mL	für Sandböden
1,96 – 1,19 g/mL	für Lehm Böden
1,53 – 1,19 g/mL	für Schluffböden
1,32 – 0,92 g/mL	für Tonböden
0,48 – 0,12 g/mL	für organische Böden, z.B. Torf

Die gesamte Spannweite reicht also von 0,1 g/mL bis 2 g/mL.

Die Bodendichte ist sehr schwer abzuschätzen, da sie je nach Boden stark variiert und zusätzlich verändert wird, z.B. durch das Pflügen. Bei Weideflächen ist die Durchwurzelung wesentlich. Die Bodendichte hängt stark vom betrachteten Fall ab. Pauschale Aussagen können stark vom Einzelfall abweichen.

Im Fall von landwirtschaftlich genutzten Auenböden können hier<sup>147</sup> sicherlich organische Böden ausgeschlossen werden. Im Folgenden werden drei Fälle unterschieden, leichte, mittelschwere und schwere Böden, und für diese folgende Festlegung getroffen:

leichte Böden	1,2 g/mL
mittelschwere Böden	1,5 g/mL
schwere Böden	1,8 g/mL

<sup>147</sup> Anderorts, wie z.B. auf der mecklenburgischen Seenplatte, werden teilweise auch organische Böden landwirtschaftlich genutzt.

Die folgende Modellrechnung zeigt die Bestimmung der Uranmenge für einen mittelschweren Boden mit einer Tiefe der Ackerkrume von 25 cm.

Volumen der Ackerkrume:

$$V = A * l \\ = 10.000 \text{ m}^2 * 0,25 \text{ m} = 2500 \text{ m}^3$$

$V$  ist das Volumen,  $A$  die Fläche und  $l$  die Tiefe (von Länge).

Masse der Ackerkrume:

$$m = \rho * V \\ = 1,5 \text{ g/mL} * 2500 \text{ m}^3 = 1500 \text{ kg/m}^3 * 2500 \text{ m}^3 = 3,75 * 10^6 \text{ kg} = 3750 \text{ t}$$

$m$  ist die Masse und  $\rho$  die Dichte

Masse Uran:

$$m(\text{Uran}) = \omega * m(\text{Boden}) \\ = 4 \text{ mg/kg} * 3,75 * 10^6 \text{ kg} = 15 * 10^6 \text{ mg} = 15 \text{ kg}$$

$\omega$  ist der Massenanteil.

Die Ackerkrume enthält 15 kg Uran. Der jährliche Eintrag von 22 g Uran entspricht damit 0,15 % des sonstigen Urananteils und kann somit im Fall eines einjährigen Eintrags vernachlässigt werden.

Der Industrieverband Agrar errechnet eine durchschnittliche Uranmenge von 8,75 kg je Hektar und geht dabei von einer Ackerkrume von 25 cm Tiefe und einem Urangehalt von 2,5 mg U/kg Boden aus [InA07].

Die folgende Tabelle zeigt die Uranmenge in Kilogramm pro Hektar berechnet für verschiedene Tiefen und Böden:

Tab. 13.32: Uranmenge für verschiedene Tiefen und Böden

Tiefe (cm)	Uranmenge (kg)		
	leichte Böden	mittelschwere Böden	schwere Böden
50	24	30	36
40	19,2	24	28,8
30	14,4	18	21,6
25	12	15	18
10	4,8	6	7,2

Die Tab. 13.33 bis Tab. 13.35 zeigen den Urananteil durch Düngung im Verhältnis zum sonstigen Urangehalt für die verschiedenen Tiefen und die drei betrachteten Böden in einem Anreicherungszeitraum bis zu 50 Jahren.

Eine Tabelle gilt jeweils für einen Boden. Der Urananteil durch Düngung ist in Prozent bezogen auf die sonstige Uranmenge angegeben. In den Spalten werden die verschiedenen Tiefen der Ackerkrume (10 cm für Weideflächen und 25 cm, 30 cm, 40 cm und 50 cm für Ackerflächen) gezeigt und in den Zeilen die Anreicherung nach Jahren mit Düngung (1, 2, 3, 4, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 40 und 50 Jahre).

Tab. 13.33: relativer Uraneintrag in leichte Böden durch Phosphatdüngemittel

leichte Böden		Tiefe (cm)			
Jahre mit Düngung	10	25	30	40	50
1	0,46%	0,18%	0,15%	0,11%	0,09%
2	0,92%	0,37%	0,31%	0,23%	0,18%
3	1,38%	0,55%	0,46%	0,34%	0,28%
4	1,83%	0,73%	0,61%	0,46%	0,37%
5	2,29%	0,92%	0,76%	0,57%	0,46%
10	4,58%	1,83%	1,53%	1,15%	0,92%
15	6,88%	2,75%	2,29%	1,72%	1,38%
20	9,17%	3,67%	3,06%	2,29%	1,83%
25	11,46%	4,58%	3,82%	2,86%	2,29%
30	13,75%	5,50%	4,58%	3,44%	2,75%
40	18,33%	7,33%	6,11%	4,58%	3,67%
50	22,92%	9,17%	7,64%	5,73%	4,58%

Tab. 13.34: relativer Uraneintrag in mittelschwere Böden durch Phosphatdüngemittel

mittelschwere Böden		Tiefe (cm)			
Jahre mit Düngung	10	25	30	40	50
1	0,37%	0,15%	0,12%	0,09%	0,07%
2	0,73%	0,29%	0,24%	0,18%	0,15%
3	1,10%	0,44%	0,37%	0,28%	0,22%
4	1,47%	0,59%	0,49%	0,37%	0,29%
5	1,83%	0,73%	0,61%	0,46%	0,37%
10	3,67%	1,47%	1,22%	0,92%	0,73%
15	5,50%	2,20%	1,83%	1,38%	1,10%
20	7,33%	2,93%	2,44%	1,83%	1,47%
25	9,17%	3,67%	3,06%	2,29%	1,83%
30	11,00%	4,40%	3,67%	2,75%	2,20%
40	14,67%	5,87%	4,89%	3,67%	2,93%
50	18,33%	7,33%	6,11%	4,58%	3,67%

Tab. 13.35: relativer Uraneintrag in schwere Böden durch Phosphatdüngemittel

schwere Böden		Tiefe (cm)			
Jahre mit Düngung	10	25	30	40	50
1	0,31%	0,12%	0,10%	0,08%	0,06%
2	0,61%	0,24%	0,20%	0,15%	0,12%
3	0,92%	0,37%	0,31%	0,23%	0,18%
4	1,22%	0,49%	0,41%	0,31%	0,24%
5	1,53%	0,61%	0,51%	0,38%	0,31%
10	3,06%	1,22%	1,02%	0,76%	0,61%
15	4,58%	1,83%	1,53%	1,15%	0,92%
20	6,11%	2,44%	2,04%	1,53%	1,22%
25	7,64%	3,06%	2,55%	1,91%	1,53%
30	9,17%	3,67%	3,06%	2,29%	1,83%
40	12,22%	4,89%	4,07%	3,06%	2,44%
50	15,28%	6,11%	5,09%	3,82%	3,06%

Wird eine Erhöhung der Uranmenge um 5 % als relevant angenommen, so ist zu erkennen, dass der Uraneintrag durch Düngung innerhalb eines Zeitraumes von 10 Jahren vernachlässigt werden kann, im Fall einer Tiefe der Ackerkrume von 50 cm sogar über den Zeitraum von 50 Jahren.

Für Äcker auf leichten Böden kann die Düngung für 25 Jahre bei 25 cm Tiefe, von 30 Jahren bei 30 cm und von 40 Jahren bei 40 cm vernachlässigt werden. Für Äcker mit mittelschweren Böden liegen die Werte bei 25 cm bei 30 Jahren, bei 30 cm bei 40 Jahren und bei 40 cm bei über 50 Jahren. Für Äcker mit schweren Böden kann der Einfluss durch Düngung von 40 Jahren bei 25 cm Tiefe, von etwa 48 Jahren bei 30 cm und über 50 Jahren ab 40 cm vernachlässigt werden. Im Fall von Weiden wird die 5 %-Marke deutlich schneller erreicht: bei leichten Böden nach 10 Jahren, bei mittelschweren Böden nach etwa 12 Jahren und bei schweren Böden nach 15 Jahren Düngung.

Bei der Bewertung dieser Abschätzung ist zu beachten, dass einer möglichst realistischen Abschätzung der sonstigen Uranmenge der maximale Uraneintrag gegenüber gestellt ist. Insbesondere auf Weideflächen wird eine solche Situation praktisch nicht anzutreffen sein. Es ist eine Düngung für intensiv genutzte Ackerflächen mit mehreren Ernten, dauerhafter Nutzung, nährstoffzehrenden Feldfrüchten von Betrieben ohne Tierhaltung unter Verwendung ungünstiger Düngemittel (hoher Uragehalt) angenommen. Außerdem wurde der Uranaustrag vernachlässigt. Unter Zugrundelegung normaler Nutzungsbedingungen dürften die genannten Zeiträume erheblich erweitert werden; dies gilt insbesondere für Weideflächen.

Daneben gilt auch die Aussage, dass im Zeitraum von vor 18 Jahren bis vor 63 Jahren von einem eher geringern Uraneintrag durch Phosphatdüngemitteln auszugehen ist.

Insgesamt scheint ein relevanter Uraneintrag durch Düngemittel sehr unwahrscheinlich, ist aber in Einzelfällen nicht auszuschließen. Auch eine zu Vergleichszwecken genommene Wasserprobe (TF08Bach) aus einem Bachzulauf der Zwickauer Mulde, welche die umliegenden Felder (Testfläche 8) entwässert, lässt keinen relevanten Einfluss erkennen (siehe 5. Wasser, S. 59ff).

Bei der Probenahme wurde auf den Testflächen 18 und 51 Dünger vorgefunden. Von beiden Düngemitteln wurden Proben aufgesammelt und untersucht (siehe S. 55ff). Die Düngemittelproben wurden mittels qualitativ-chemischer Nachweisverfahren auf ihre Zusammensetzung und analog der Bewuchsasche radiochemische auf Uran und Blei-210 untersucht. Die Nachweisführung der qualitativ-chemischen Analyse ist im Folgenden ausgeführt.

### Nachweisführung

Die Nachweisführung erfolgt gemäß den Lehrbüchern zum qualitativen Praktikum [JaBla89] und [JaBla95].

Stickstoff kann anorganisch gebunden, kationisch als Ammonium oder anionisch als Nitrat im Düngemittel auftreten. Auch Nitrite würde erfasst werden. Diese finden aber aufgrund ihrer Toxizität in Düngemitteln keine Anwendung. Zum Ammonium-Nachweis wurde der feste Dünger mit 25 %iger Kalilauge versetzt und als basisches Ammoniakgas mittels pH-Indikatorstreifen nachgewiesen<sup>148</sup>. Nitrat wurde mittels Ringprobe<sup>149</sup>, als Ammoniakgas durch Reduktion mit Wasserstoff im basischen Milieu<sup>150</sup>, sowie eines kommerziellen Nachweises<sup>151</sup> identifiziert. Dieser basiert höchstwahrscheinlich auf Lunges Reagenz. Hierbei wird das Nitrat mittels Wasserstoff zum Nitrit reduziert, welches zur Kopplung eines roten Azofarbstoffes führt. Für Dünger T18AGe waren alle Nachweise negativ, während bei Dünger T51Ma die auf Reduktion basierenden Nachweise ein sehr schwach positives Ergebnis zeigten. Dies deutet auf sehr geringe Mengen Nitrat hin. Die negative Ringprobe weist eine deutlich höhere Erfassungsgrenze<sup>152</sup> auf. Allerdings kann auch organisch gebundener Stickstoff, der infolge der Umsetzung mit naszierem Wasserstoff freigesetzt wird, nicht ausgeschlossen werden.

Phosphor wurde als Orthophosphat untersucht. Der Nachweis erfolgte als Zirkoniumphosphat<sup>153</sup>, gelbes Ammoniummolybdophosphat<sup>154</sup>, sowie kommerzieller Reagenz<sup>151</sup> und Teststreifen<sup>155</sup>.

Kalium liegt als Kaliumkation vor und wurde mittels Flammenfärbung (mit Cobaltglas) und als Kaliumperchlorat<sup>156</sup> nachgewiesen.

<sup>148</sup>  $\text{NH}_4\text{Cl} + \text{KOH} \rightarrow \text{NH}_3\uparrow + \text{KCl} + \text{H}_2\text{O}$

<sup>149</sup>  $2 \text{HNO}_3 + 6 \text{FeSO}_4 + 3 \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow 3 \text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 + 4 \text{H}_2\text{O} + 2 \text{NO}$   
 $\text{NO} + [\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+} \rightarrow [\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_5\text{NO}]^{2+} + \text{H}_2\text{O}$

<sup>150</sup>  $\text{NaNO}_3 + 4 \text{Zn} + 3 \text{NaOH} + 6 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 4 \text{Na}[\text{Zn}(\text{OH})_3] + \text{NH}_3\uparrow$

<sup>151</sup> Kosmos® Test2000 Ökologie, Bestell-Nr. 634117, ©Franckh'sche Verlagshandlung W. Keller & Co. Stuttgart

<sup>152</sup> Die Erfassungsgrenze gibt die Masse des gesuchten Stoffes an, die noch nachweisbar ist. Sie wird gewöhnlich in Mikrogramm angegeben. [JaBla86, S. 126]

<sup>153</sup>  $4 \text{NaH}_2\text{PO}_4 + 3 \text{ZrOCl}_2 \rightarrow \text{Zr}_3(\text{PO}_4)_4\downarrow + 4 \text{NaCl} + 2 \text{HCl} + 3 \text{H}_2\text{O}$

<sup>154</sup>  $\text{HPO}_4^{2-} + 23 \text{H}^+ + 3 \text{NH}_4^+ + 12 \text{MoO}_4^{2-} \rightarrow (\text{NH}_4)_3[\text{P}(\text{Mo}_3\text{O}_{10})_4]\downarrow + 12 \text{H}_2\text{O}$

<sup>155</sup> Merck Phosphat-Test, Merckoquant® 1.10428.0001

<sup>156</sup>  $\text{KCl} + \text{HClO}_4 \rightarrow \text{KClO}_4\downarrow + \text{HCl}$

Carbonat wurde durch Kohlendioxidentwicklung unter Einfluss von Säuren nachgewiesen. Das gebildete Gas wurde durch die Trübung von Barytwasser als Kohlendioxid identifiziert<sup>157</sup>. Des Weiteren wurden kommerzielle Teststreifen eingesetzt<sup>158</sup>.

Der Sulfat-Nachweis wurde mittels kommerzieller Teststreifen<sup>159</sup> und durch Fällung als Bariumsulfat im sauren Milieu geführt<sup>160</sup>. Bariumsulfat ist schwerer löslicher als Calciumsulfat, sodass der Nachweis auch bei Vorliegen von schwer löslichem Calciumsulfat geführt werden kann. Die relativ schwache Reaktion bei Dünger T51Ma und das negative Ergebnis des Teststreifen (< 200 mg/L) legen das Vorliegen von Calciumsulfat nahe.

Calcium wurde bei Dünger T18AGe als Calciumcarbonat<sup>161</sup>, Oxalat<sup>162</sup>, Calciumammoniumhexacyanoferrat<sup>163</sup>, Hydroxylapatit<sup>164</sup>,  $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$  und mittels Flammenfärbung nachgewiesen. Bei Dünger T51Ma erwies sich die Nachweisführung als deutlich schwieriger, da Calcium im basischen Milieu durch das vorhandene Phosphat als Hydroxylapatit<sup>164</sup> ausgefällt wurde und somit weiterer Nachweisreaktionen entzog. Somit konnte der Nachweis als Carbonat und Ammoniumhexacyanoferrat nicht geführt werden. Auch die Flammenfärbung lieferte kein eindeutiges Ergebnis. Ursächlich hierfür dürften vorrangig die starke Phosphat- und Sulfatbindung sein. Hinzu kommt der geringere Calciumgehalt verglichen mit Dünger T18AGe. Möglich war der Nachweis als Calciumoxalat<sup>162</sup> in schwach essigsaurer mit Acetat abgepufferter Lösung.

Magnesium wurde nur in Dünger T18AGe untersucht. Der Nachweis ist ebenfalls nicht einfach, da andere Erdalkalimetalle wie Calcium stören. In einem ersten Schritt wurde Magnesium mit Ammoniak als Hydroxid gefällt, während Calcium unter diesen Bedingungen in Lösung bleibt. Der Niederschlag wurde anschließend in Salzsäure gelöst. Eine erneute Fällung mit Ammoniak war aufgrund der Pufferwirkung des bei der Neutralisierung gebildeten Ammoniumchlorids nicht möglich. Erst bei Zugabe von konzentrierter Kalilauge trat erneut ein Niederschlag auf, der aber bei weiterer Zugabe von Ammoniumchlorid wieder in Lösung ging. Dieses Verhalten ist dem des Magnesiums konform, jedoch nicht spezifisch. In einem zweiten Schritt wurde das restliche Calcium mittels Ammoniumoxalat ausgefällt und die verbliebene Lösung mittels ammoniaklicher Phosphatlösung auf Magnesium untersucht. Der empfindliche Nachweis als Magnesiumammoniumphosphat<sup>165</sup> war negativ.

<sup>157</sup>  $\text{CaCO}_3 + 2 \text{HCl} \rightarrow \text{CO}_2 \uparrow + \text{CaCl}_2 + \text{H}_2\text{O}$

$\text{CO}_2 + \text{Ba}(\text{OH})_2 \rightarrow \text{BaCO}_3 \downarrow + \text{H}_2\text{O}$

<sup>158</sup> Merck Carbonathärte-Test, Merckoquant® 10648

<sup>159</sup> Merck Sulfat-Test, Merckoquant® 1.10019.0001

<sup>160</sup>  $\text{Na}_2\text{SO}_4 + \text{BaCl}_2 \rightarrow \text{BaSO}_4 \downarrow + 2 \text{NaCl}$

<sup>161</sup>  $\text{CaCl}_2 + \text{Na}_2\text{CO}_3 \rightarrow \text{CaCO}_3 \downarrow + 2 \text{NaCl}$

<sup>162</sup>  $\text{CaCl}_2 + \text{Na}_2\text{C}_2\text{O}_4 \rightarrow \text{CaC}_2\text{O}_4 \downarrow + 2 \text{NaCl}$

<sup>163</sup>  $\text{CaCl}_2 + 2 \text{NH}_4\text{Cl} + \text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6] \rightarrow \text{Ca}(\text{NH}_4)_2[\text{Fe}(\text{CN})_6] \downarrow + 4 \text{KCl}$

<sup>164</sup>  $9 \text{CaCl}_2 + 8 \text{Na}_2\text{HPO}_4 + 2 \text{NH}_4\text{OH} \rightarrow 3 \text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 * \text{Ca}(\text{OH})_2 \downarrow \{ = \text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2 \} + 16 \text{NaCl} + 2 \text{NH}_4\text{Cl}$

<sup>165</sup>  $\text{MgCl}_2 + \text{Na}_2\text{HPO}_4 + \text{NH}_4\text{OH} + 5 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Mg}(\text{NH}_4)(\text{PO}_4) * 6 \text{H}_2\text{O} \downarrow + 2 \text{NaCl}$



# 14. Abbildungsverzeichnis

Abb. 3.1: Erzgebirge.....	13
Abb. 3.2: Steinkuppe, 806 m .....	13
Abb. 3.3: Hochtal der Freiburger Mulde in Tschechien .....	13
Abb. 3.4: Herzog Albert speist an der Schneeberger Silbertafel [Sch12] .....	15
Abb. 3.5: Blick auf Schneeberg mit St.-Wolfgangs-Kirche .....	15
Abb. 3.6: Markus-Semmler-Stolln .....	16
Abb. 3.7: Mineralausblühungen .....	16
Abb. 3.8: Uranglas, Keramik mit Uranglasur und ein Uranmineral (unten links, grün), unten unter Schwarzlicht fluoreszierend .....	17
Abb. 3.9: Schacht 371 in Hartenstein .....	21
Abb. 3.10: Roter Kamm in Bad Schlema .....	21
Abb. 3.11: Doppelspitzkegelhalden Reust [Quelle: Wismut GmbH].....	22
Abb. 3.12: Blick über die Festung Königstein zur Wismut.....	22
Abb. 3.13: Wismutstandorte (nach [Bel92]) .....	23
Abb. 3.14: Neue Landschaft Ronneburg 2011 .....	26
Abb. 3.15: Blick ins Gessental 2002 .....	26
Abb. 3.16: Lichtenberger Kanten 2011 .....	26
Abb. 3.17: Tagebau Lichtenberg 1980 .....	26
Abb. 3.18: Kurpark Bad Schlema.....	27
Abb. 3.19: Kurpromenade Bad Schlema .....	27
Abb. 3.20: Fällungsbecken WBA Schlema-Alberoda.....	27
Abb. 3.21: Absetzbecken WBA Schlema-Alberoda .....	27
Abb. 3.22: das Muldesystem .....	29
Abb. 3.23: Zwickauer Mulde bei Colditz .....	31
Abb. 3.24: Vereinigte Mulde nahe Grimma .....	31
Abb. 3.25: Freiburger Mulde .....	32
Abb. 3.26: Zusammenfluss bei Sermuth, vorne Vereinigte Mulde, links Freiburger Mulde, rechts Zwickauer Mulde .....	32
Abb. 3.27: Übersichtskarte der Testflächen, Teil 1 .....	36
Abb. 3.28: Übersichtskarte der Testflächen, Teil 2 .....	37
Abb. 4.1: Pechblende I .....	39
Abb. 4.2: Pechblende II .....	39
Abb. 4.3: Struktur Uranylkation mit vier und sechs Liganden [Lie80].....	43
Abb. 4.4: Düngemittelprobe von Testfläche T18 .....	56
Abb. 4.5: Düngemittelprobe von Testfläche T51 .....	56
Abb. 5.1: Muldesystem mit Probenahmestellen für Wasser .....	60
Abb. 5.2: Probenahme Wasser I .....	62
Abb. 5.3: Probenahme Wasser II.....	62
Abb. 5.4: Schema des radiochemischen Analyseanges für Wasser.....	63
Abb. 5.5: pH – Wert und Leitfähigkeit der Wasserproben.....	66
Abb. 5.6: Verlauf der massenbezogenen Aktivität im Wasser entlang der Mulde für U-238, U-234 und U-235 .....	68
Abb. 5.7: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 im Wasser entlang der Mulde mit Vergleichswerte aus den Jahren 1991 bis 1993 von Beuge et al. [Beu99] .....	70
Abb. 5.8: Verlauf der massenbezogenen Aktivität im Wasser entlang der Mulde für Pb-210, Po-210 und Th-230 .....	72

Abb. 6.1: Muldesystem mit Probenahmestellen für Sediment .....	76
Abb. 6.2: Probenahmeort grobes Sediment .....	80
Abb. 6.3: Probenahmeort feines Sediment .....	80
Abb. 6.4: Vergleich der massenbezogenen Aktivitäten groben und feinen Sedimentes .....	80
Abb. 6.5: Vergleich der massenbezogenen Aktivitäten von U-238 und Ra-226 von Trocken- sedimenten und den sprechenden aus dem Flusslauf stammenden Sedimenten.....	81
Abb. 6.6: Probenahmeort VM_Gru .....	82
Abb. 6.7: Probenahmeort VM_T18 .....	82
Abb. 6.8: arithmetischen Mittelwerte der massenbezogenen Aktivitäten der Sedimente von U-238, Ra-226 und Pb-210 von 1993, 2003 und 2008 für die Freiburger, Zwickauer und Vereinigte Mulde. ....	83
Abb. 6.9: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 der Sedimente gegen Fluss- kilometer .....	87
Abb. 7.1: Muldesystem mit Probenahmestellen Boden.....	92
Abb. 7.2: Lage Profilproben an der Leine bei Hannover.....	92
Abb. 7.3: relative Lage von Profilgrube, Horizontmischprobe und Pürckhauerprobe .....	95
Abb. 7.4: Vergleich natürlicher Untergrund für U-238 in Oberböden .....	100
Abb. 7.5: Vergleich natürlicher Untergrund für Ra-228 in Oberböden.....	100
Abb. 7.6: Aktivitäten von Ra-228 in Bodenproben entlang des Muldesystems.....	103
Abb. 7.7: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 der Bodenproben entlang des Muldesystems .....	104
Abb. 7.8: $a(\text{Ra-228})/a(\text{U-238})$ in Bodenproben entlang des Muldesystems .....	105
Abb. 7.9: Lage Profilproben T13 .....	109
Abb. 7.10: Profilprobe T13-P2 .....	109
Abb. 7.11: Profilprobe T13-HM2 .....	109
Abb. 7.12: Profilprobe T13-PH_9m .....	109
Abb. 7.13: Profilprobe T13-PH_14m .....	109
Abb. 7.14: Profilprobe T13-PH_17m .....	109
Abb. 7.15: Profilprobe T13-HM1 .....	110
Abb. 7.16: Profilprobe T13-P1 .....	110
Abb. 7.17: Lage Profilproben T31 .....	111
Abb. 7.18: Profilprobe T31-P1 .....	111
Abb. 7.19: Profilprobe T31-PH_10m .....	111
Abb. 7.20: Profilprobe T31-PH_20m .....	111
Abb. 7.21: Profilprobe T31-PH_35m .....	111
Abb. 7.22: Profilprobe T13-P2 .....	111
Abb. 7.23: Lage Profilproben T07 .....	112
Abb. 7.24: Profilprobe T07-P1 .....	112
Abb. 7.25: Profilprobe T07-HM1 .....	112
Abb. 7.26: Profilprobe T07-HM2 .....	112
Abb. 7.27: Profilprobe T07-P2 .....	112
Abb. 7.28: Lage Profilproben T26.....	113
Abb. 7.29: Profilprobe T26-P1 .....	113
Abb. 7.30: Profilprobe T26-HM1 .....	113
Abb. 7.31: Profilprobe T26-HM2 .....	113
Abb. 7.32: Profilprobe T26-P2 .....	113
Abb. 7.33: Profilprobe Nossen, Freiburger Mulde .....	114
Abb. 7.34: Profilprobe Laatzten, Leine.....	114
Abb. 7.35: Profilprobe P86, Leine .....	114
Abb. 7.36: Profilprobe Stöcken, Leine .....	114

Abb. 8.1: Muldesystem mit Probenahmestellen für Bewuchs.....	119
Abb. 8.2: Weizen Testfläche 05 .....	120
Abb. 8.3: Weizen Testfläche 50 .....	120
Abb. 8.4: Mais Testfläche 05.....	121
Abb. 8.5: Mais Testfläche 51.....	121
Abb. 8.6: Raps Testfläche 06.....	121
Abb. 8.7: Raps Testfläche 07.....	121
Abb. 8.8: Grünlandbewuchs Testfläche 13 .....	122
Abb. 8.9: Grünlandbewuchs Testfläche 31 .....	122
Abb. 8.10: Sonderprobe Schafskot .....	123
Abb. 8.11: Testfläche 40, Areal auf dem der Schafskot gesammelt wurde.....	123
Abb. 8.12: Probenahme Weizen Testfläche 5 .....	124
Abb. 8.13: Probenahme Raps Testfläche 6.....	124
Abb. 8.14: Schematische Übersicht zur Auftrennung der Pflanzenbestandteile.....	125
Abb. 8.15: Schema des radiochemischen Analyseanges für Bewuchsasche.....	128
Abb. 8.16: massenbezogene Aktivitäten der Bewuchsproben bezogen auf die Trockenmasse.....	132
Abb. 8.17: massenbezogene Aktivitäten der Grünlandproben bezogen auf die Trockenmasse mit Vergleichswerten .....	134
Abb. 8.18: massenbezogene Aktivitäten der Weizenproben bezogen auf die Trockenmasse mit Vergleichswerten .....	136
Abb. 8.19: massenbezogene Aktivitäten der Maisproben bezogen auf die Trockenmasse mit Vergleichswerten .....	138
Abb. 8.20: massenbezogene Aktivitäten der Rapsproben bezogen auf die Trockenmasse mit Vergleichswerten .....	139
Abb. 9.1: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 in allen Umwelt kompartimenten entlang der Mulde.....	143
Abb. 9.2: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Pb-210 in allen Umwelt kompartimenten entlang der Mulde.....	144
Abb. 9.3: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 im Wasser und den Sedimenten entlang der Mulde .....	147
Abb. 9.4: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Pb-210 im Wasser und den Sedimenten entlang der Mulde .....	149
Abb. 9.5: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 und Pb-210 in den Sedimenten entlang der Mulde .....	150
Abb. 9.6: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 im Boden und den Sedimenten entlang der Mulde .....	152
Abb. 9.7: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Ra-226 im Boden und den Sedimenten entlang der Mulde .....	152
Abb. 9.8: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Pb-210 im Boden und den Sedimenten entlang der Mulde .....	152
Abb. 9.9: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Ra-228 im Boden und den Sedimenten entlang der Mulde .....	153
Abb. 9.10: Verlauf des Aktivitätsverhältnisses von Ra-228 und U-238 im Boden und den Sedimenten als Maß für den uranbergbaulichen Einfluss entlang der Mulde .....	154
Abb. 9.11: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von U-238 im Boden und den Bewuchsproben entlang der Mulde .....	157
Abb. 9.12: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Ra-226 und Pb-210 im Boden und den Bewuchsproben entlang der Mulde .....	158

---

Abb. 9.13: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von K-40 im Boden und den Bewuchsproben entlang der Mulde.....	158
Abb. 9.14: Transferfaktoren der Grünlandproben und Vergleichswerte .....	162
Abb. 9.15: Transferfaktoren der Weizenproben und Vergleichswerte .....	163
Abb. 9.16: Transferfaktoren der Weizenkörner und Vergleichswerte.....	163
Abb. 9.17: Transferfaktoren der Maisproben und Vergleichswerte .....	165
Abb. 9.18: Transferfaktoren der Rapsproben und Vergleichswerte .....	166
Abb. 9.19: Transferfaktoren der verschiedenen Bewuchsarten .....	167
Abb. 10.1: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet aus den geometrischen Mittelwerten [Röb10] .....	175
Abb. 10.2: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet mit den 95 % Perzentilen [Röb10].....	177
Abb. 10.3: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen an den ungünstigsten Einwirkstellen [Röb10].....	177
Abb. 10.4: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen für die einzelnen Testflächen [Röb10].....	179
Abb. 10.5: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen für den kompletten Ingestionspfad; berechnet aus den geometrischen Mittelwerten [Röb10].....	181
Abb. 10.6: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen für den kompletten Ingestionspfad; berechnet anhand der 95 % Perzentile [Röb10].....	181
Abb. 10.7: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet anhand der Bewuchsaktivität; mit 0 % lokal erzeugtem Getreide [Gör10] .....	183
Abb. 10.8: Effektive Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet anhand der Bewuchsaktivität; mit 50 % lokal erzeugtem Getreide [Gör10] .....	184
Abb. 13.1: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von K-40 und Cs-137 im Boden und den Sedimenten entlang der Mulde.....	189
Abb. 13.2: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Th-230 im Boden und den Bewuchsproben entlang der Mulde .....	190
Abb. 13.3: Verlauf der massenbezogenen Aktivität von Ra-228 im Boden und den Bewuchsproben entlang der Mulde .....	190
Abb. 13.4: Übersicht über die Laborvorschriften für Wasserproben.....	225
Abb. 13.5: Übersicht über die Laborvorschriften für Bewuchsproben.....	242

# 15. Tabellenverzeichnis

Tab. 4.1: Radiochemische Ungleichgewichte und mögliche Szenarien zur Beurteilung von Einflüssen des Uranbergbaus in Auenböden und Sedimenten .....	54
Tab. 4.2: Urangelhalte verschiedener Phosphatlagerstätten [Süß05] .....	55
Tab. 4.3: Urangelhalte der Düngemittelproben .....	57
Tab. 5.1: Aufstellung der Wasserproben .....	61
Tab. 6.1: Aufstellung der Sedimentproben der Muldeauen.....	77
Tab. 6.2: Ergebnis Siebanalyse im Massenprozent .....	80
Tab. 6.3: arithmetische Mittelwerte der massenbezogenen Aktivitäten der Sedimente von U-238, Ra-226 und Pb-210 für 1993 [Beu99], 2003 [Gel04a] und 2008.....	84
Tab. 7.1: Aufstellung der flächenorientierten Bodenproben der Muldeauen.....	94
Tab. 7.2: Aufstellung der tiefenorientierten Bodenproben der Muldeauen.....	97
Tab. 7.3: Aufstellung Hintergrundaktivitäten in Oberböden.....	101
Tab. 7.4: Aufstellung der mittleren Aktivitäten in Oberböden.....	102
Tab. 7.5: Aufstellung der mittleren Aktivitäten in tiefenorientierten Bodenproben .....	116
Tab. 8.1: Aufstellung der Bewuchsproben der Muldeauen .....	118
Tab. 8.2: Aufstellung der Vergleichsproben Bewuchs.....	119
Tab. 9.1: Zuordnung von Bewuchs- und Bodenproben (Oberbodenmischproben) .....	157
Tab. 9.2: Mittelwerte der Transferfaktoren eines Radionuklids.....	161
Tab. 10.1: Einstufung der belasteten Bodenproben gemäß [SSK91] .....	172
Tab. 10.2: Einstufung der Testflächen gemäß [SSK91] .....	172
Tab. 13.1: massenbezogene Aktivitäten der Wasserproben.....	192
Tab. 13.2: Vergleichswerte von Beuge et al. [Beu99], angegeben ist der Probenahmeort mit Flusskilometer und der Urangelhalt als Massenkonzentration ( $\beta$ ) und massenbezogene Aktivität ( $a$ ) für U-238.....	193
Tab. 13.3: Feldparameter der Wasserproben.....	194
Tab. 13.4: massenbezogene Aktivitäten der Sedimentproben.....	197
Tab. 13.5: Feldparameter der Sedimentproben .....	198
Tab. 13.6: massenbezogene Aktivitäten der flächenorientierten Bodenproben .....	200
Tab. 13.7: massenbezogene Aktivitäten der tiefenorientierten Bodenproben.....	202
Tab. 13.8: massenbezogene Aktivitäten der Bewuchsproben bezogen auf die Aschmasse...207	
Tab. 13.9: Aschanteile der Bewuchsproben .....	209
Tab. 13.10: massenbezogene Aktivitäten der Bewuchsproben bezogen auf die Trockenmasse .....	211
Tab. 13.11: natürlicher Untergrund gemäß [BGB10].....	212
Tab. 13.12: geometrischer Mittelwert (geo. MW) und geometrische Standardabweichung ( $\sigma(\text{geo})$ ) der massenbezogenen Aktivitäten ( $a$ ) der Weide- und Wiesenbewuchs gemäß [Vah04] S. 78 bezogen auf die Trockenmasse.....	212
Tab. 13.13: massenbezogene Aktivitäten verschiedener Bewuchsproben aus [Vah04] Tabelle A.4 .....	212
Tab. 13.14: Gegenüberstellung der massenbezogene Aktivitäten der Sediment- und Wasserproben .....	213
Tab. 13.15: Boden-Pflanze-Transferfaktoren der Bewuchsproben .....	214
Tab. 13.16: Ausgangsaktivitäten zur Berechnung der Transferfaktoren der Bewuchsproben .....	215

Tab. 13.17: Literaturangaben für Boden-Pflanze-Transferfaktoren .....	216
Tab. 13.18: Maximalaktivitäten der U-Ra-Reihe in den Bodenproben .....	217
Tab. 13.19: Eingangsgrößen Modellierung: geometrische Mittelwerte, Standardabweichung sowie 95 % Perzentile [Röb10] .....	218
Tab. 13.20: Effektive Jahresdosis $E$ der Referenzpersonen berechnet aus den geometrischen Mittelwerten [Röb10] .....	219
Tab. 13.21: Effektive Jahresdosis $E$ der Referenzpersonen berechnet mit den 95 % Perzentilen [Röb10] .....	219
Tab. 13.22: Effektive Jahresdosis $E$ der Referenzpersonen an den ungünstigsten Einwirkstellen [Röb10] .....	219
Tab. 13.23: Effektive Jahresdosis $E$ der Referenzpersonen entlang der Mulde, berechnet für die einzelnen Flächen ungeachtet der aktuellen Nutzung [Röb10] .....	220
Tab. 13.24: Effektive Jahresdosis $E$ der Referenzpersonen berechnet aus den geometrischen Mittelwerten bei erweiterter Nutzung [Röb10] .....	223
Tab. 13.25: Effektive Jahresdosis $E$ der Referenzpersonen berechnet mit den 95 % Perzentilen bei erweiterter Nutzung [Röb10] .....	224
Tab. 13.26: Effektive Jahresdosis $E$ der Referenzpersonen berechnet anhand der Bewuchsaktivität ohne Getreide [Gör10] .....	224
Tab. 13.27: Effektive Jahresdosis $E$ der Referenzpersonen berechnet anhand der Bewuchsaktivität mit Getreide [Gör10] .....	224
Tab. 13.28: Fixpunkte mit GK-Koordinaten zur Kilometrierung der Zwickauer und Vereinigten Mulde .....	250
Tab. 13.29: Fixpunkte mit GK-Koordinaten zur Kilometrierung der Freiburger Mulde .....	251
Tab. 13.30: Urangelhalte verschiedener Phosphatlagerstätten [Süß05] .....	253
Tab. 13.31: Urangelhalte verschiedener Düngemittel (nach [Dit08]) .....	254
Tab. 13.32: Uranmenge für verschiedene Tiefen und Böden .....	260
Tab. 13.33: relativer Uraneintrag in leichte Böden durch Phosphatdüngemittel .....	261
Tab. 13.34: relativer Uraneintrag in mittelschwere Böden durch Phosphatdüngemittel .....	261
Tab. 13.35: relativer Uraneintrag in schwere Böden durch Phosphatdüngemittel .....	262

## 16. Literaturverzeichnis

- [Ahm04] A. A. Ahmed, A. Mohamed, A. E. Ali, A. Barakat, M. Abd El-Hady, A. El-Hussein, *Seasonal variations of aerosol residence time in the lower atmospheric boundary layer*, J. Environmental Radioactivity, Vol. 77, S. 275 – 283, 2004
- [Alv95] J. S. Alvarado, K. A. Orlandini, M. D. Erickson, *Rapid Determination of Radium Isotopes by Alpha Spectrometry*, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles, Vol. 194, No. 1, S. 163 – 172, 1995
- [Aue97] K. Auerswald, *6.3.4 Feststofftransport in Fließgewässern*, Handbuch der Bodenkunde, Loseblattsammlung, 3. Erg. Lfg. 11/97, 1997
- [AVV90] *Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen*, Stand: 21. Februar 1990
- [Bel92] M. Beleites, *Altlast Wismut: Ausnahmezustand, Umweltkatastrophe und das Sanierungsproblem im deutschen Uranbergbau*, ISBN: 3-86099-104-3, 1. Auflage, Verlag Brandes und Apsel, Frankfurt 1992
- [Beu99] P. Beuge, A. Greif, T. Hoppe, W. Klemm, A. Kluge, M. Martin, U. Mosler, R. Starke, J. Alfaro, B. Anders, K. Behrens, N. Grunwald, M. Haurand, A. Knöchel, A. Meyer, H. Potgeter, S. Staub, M. Stocker. *Die Schwermetallsituation im Muldesystem - Abschlussbericht an das BMBF*. Bände I-III, ISBN 3-924330-28-X, Im Eigenverlag der Universität Hamburg, Hamburg 1999
- [BGB10] Bundesamt für Strahlenschutz, *Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlage – Bergbau)*, urn:nbn:de:0221-20100329966, BfS-SW-07/10, Salzgitter 2010  
verfügbar unter: [http://doris.bfs.de/jspui/bitstream/urn:nbn:de:0221-20100329966/3/BfS\\_2010\\_SW\\_07\\_10\\_Bergbau.pdf](http://doris.bfs.de/jspui/bitstream/urn:nbn:de:0221-20100329966/3/BfS_2010_SW_07_10_Bergbau.pdf), Stand 17.07.2012
- [Bir09] J. H. Birkhan,  *$\gamma$ -Spektrometrie an Bodenproben von als Grünland genutzten Auenflächen der Zwickauer und Vereinigten Mulde*, Diplomarbeit, Leibniz Universität Hannover, 2009  
verfügbar unter: <http://www.irs.uni-hannover.de/3.html>, Stand 14.07.2012
- [Bis09] T. Bisinger, *Bestimmung von Plutonium-Isotopen in der Umwelt mittels Alpha-spektrometrie und AMS*, Dissertation, Leibniz Universität Hannover, 2009  
verfügbar unter: <http://www.irs.uni-hannover.de/3.html>, Stand 17.07.2012
- [Bla97] M. J. Blaylock, D. E. Salt, S. Dushenkov, O. Zakharova, C. Gussman, Y. Kapulnik, B. D. Ensley, I. Raskin, *Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents*, Environ. Sci. Technol., Vol. 31, S. 860 – 865, 1997

- [BMU06] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, *Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen, (Messanleitungen Umweltradioaktivität)*, Loseblattsammlung, Stand: 01.03.2006, ISBN: 3-437-11456-5, Elsevier GmbH, München 2006
- [BMU06a] G. Kanisch, *IV.6 Kernphysikalische Daten*, Messanleitungen Umweltradioaktivität, Herausgeber: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2. Lfg., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena 1994
- [BMU06b] H. Mundschenk, *C. Meßanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in Oberflächenwasser*, Messanleitungen Umweltradioaktivität, Herausgeber: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2. Lfg., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena 1994
- [BMU06c] H. Mundschenk, *C. Meßanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in Sediment*, Messanleitungen Umweltradioaktivität, Herausgeber: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2. Lfg., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena 1994
- [BMU06d] O. Frindik, M. Heilgeist, W. Kalus, R. Schelenz, *E. Meßanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in Lebensmitteln (Getreide, Fleisch, Gemüse, Obst, sonstige Einzellevensmittel, fertig zubereitete Lebensmittel, Gesamt- und Baynahrung)*, Messanleitungen Umweltradioaktivität, Herausgeber: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 6. Lfg., Urban & Fischer, München, Jena 2000
- [BMU06e] A. Wiechen, *F. Meßanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in Futtermitteln und Futtermittelrohstoffen*, Messanleitungen Umweltradioaktivität, Herausgeber: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2. Lfg., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena 1994
- [BMU06f] A. Wiechen, *F. Meßanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in Pflanzen (Indikatoren)*, Messanleitungen Umweltradioaktivität, Herausgeber: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 3. Lfg., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena 1995
- [BMU06g] A. Wiechen, *F. Meßanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in Boden*, Messanleitungen Umweltradioaktivität, Herausgeber: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 3. Lfg., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena 1995
- [BMU06h] M. Hartmann, M. Naumann, U.-K. Schkade, *K. Messanleitungen für die Überwachung der bergbaubedingten Radioaktivität in Oberflächenwasser*, Messanleitungen Umweltradioaktivität, Herausgeber: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 7. Lfg., Elsevier GmbH, München 2006

- [BMU06i] U.-K. Schkade, *K. Messanleitungen für die Überwachung der bergbaubedingten Radioaktivität in Sediment*, Messanleitungen Umweltradioaktivität, Herausgeber: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 7. Lfg., Elsevier GmbH, München 2006
- [BMU06j] U.-K. Schkade, *K. Messanleitungen für die Überwachung der bergbaubedingten Radioaktivität in Boden*, Messanleitungen Umweltradioaktivität, Herausgeber: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 7. Lfg., Elsevier GmbH, München 2006
- [BMU11] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), *Dioxin- und PCB-Einträge in Lebensmittel vermeiden. Ein Leitfaden für Geflügel-, Rinder-, Schafs- und Schweinehalter*, 4. Auflage, S. 56, 2011  
verfügbar unter:  
[http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/broschuere\\_dioxin\\_leitfaden\\_bf.pdf](http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/broschuere_dioxin_leitfaden_bf.pdf), Stand 17.07.2012
- [Bod12] *Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG)*, Ausfertigungsdatum: 17.03.1998, Vollzitat: "Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502), das zuletzt durch Artikel 5 Absatz 30 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist", Stand: Zuletzt geändert durch Art. 5 Abs. 30 G v. 24.2.2012 I 212  
verfügbar unter: <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bbodschg/gesamt.pdf>, Stand 17.07.2012
- [Bro95] J. Brown, J. Simmonds, *FARMLAND - A Dynamic Model for the Transfer of Radionuclides through Terrestrial Foodchain*, NRPB-R273, National Radioecological Protection Board, 1995
- [Bun09] M. Bunka, *Radiochemische Untersuchungen natürlicher Radionuklide in Umweltproben*, Masterarbeit, Leibniz Universität Hannover, 2009  
verfügbar unter: <http://www.irs.uni-hannover.de/3.html>, Stand 14.07.2012
- [Cam01] K. Camman, *Instrumentelle Analytische Chemie*, ISBN: 3-8274-0057-0, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin 2001
- [Dit07] B. Dittrich, *Uran in Düngemitteln*, Präsentation im Rahmen eines internen Uran-Workshops des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie am 04.12.2007
- [Dit08] B. Dittrich, R. Klose, *Schwermetalle in Düngemitteln*, Schriftreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 3/2008, (Darstellung der Ergebnisse des Projektes: Bestimmung und Bewertung der Schwermetallgehalte von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstraten), 2008
- [Dus95] V. Dushenkov, P. B. A. Nandakumar, H. Motto, I. Raskin, *Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams*, Environ. Sci. Technol., Vol. 29, S. 1239 – 1245, 1995

- [Ebb98] S. D. Ebbs, D. J. Brady, L. V. Kochian, *Role of uranium speciation in the uptake and translocation of uranium by plants*, Journal of Experimental Botany, Vol. 49, No. 324, S. 1183 – 1190, 1998
- [Ett01] E. Ettenhuber, K. Gehrcke. *Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht*. BfS-Bericht: BfS-SCHR-22/01, Berlin 2001
- [EUK01] *Empfehlung 2001/928/Euratom der Kommission vom 20. Dezember 2001 über den Schutz der Öffentlichkeit vor der Exposition gegenüber Radon im Trinkwasser*, bekannt gegeben unter Aktenzeichen K(2001) 4580, ABl. Nr. L 344 vom 28.12.2001, S. 85
- [Fig00] C. Figl, *Analytik von  $^{210}\text{Pb}$  in Umweltproben*, Diplomarbeit, Universität Hannover, 2000  
verfügbar unter: <http://www.irs.uni-hannover.de/3.html>, Stand 17.07.2012
- [Fin05] M. Fink, *Manchmal ist mehr drin als drauf steht – Phosphatdünger können große Mengen an Uran enthalten*, Pressemitteilung der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) vom 15.02.2005  
verfügbar unter: <http://idw-online.de/pages/de/news?print=1&id=100679>, Stand 25.02.2008
- [Fis05] W. R. Fischer, *Grundlagen der Bodenkunde*, Vorlesungsskript, Institut für Bodenkunde Universität Hannover, Stand 26.01.2005
- [Fon00] T. A. Fontaine, T. D. Moore, B. Burgoa, *Distributions of Contaminant Concentration and Particle Size in fluvial Sediment*, Wat. Res., Vol.34, No. 13, S. 3473 – 3477, 2000
- [FS04] Fachverband für Strahlenschutz e.V., Redaktion: M. Winter, J. Narrog, W. Kukla, M. Vilgis, *Empfehlungen zur Überwachung der Umweltradioaktivität*, Loseblattsammlung des Arbeitskreises Umweltüberwachung (AKU), Publikationsreihe: Fortschritte im Strahlenschutz, ISSN 1013-4506, FS-78-15-AKU, Stand: März 2004
- [Gel04] Herausgeber: R. Geller, K. Ockenfeld, M. Böhme, A. Knöchel, *Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht des Ad-hoc-Projekts „Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 – Ermittlung der Gefährdungspotentiale an Elbe und Mulde“*, BMBF-Förderkennzeichen: PTJ 0330492, ISBN 3-00-013615-0, Magdeburg 2004  
verfügbar unter: <http://www2.ufz.de/data/HWEnd1333.pdf>, Stand 17.07.2012
- [Gel04a] J. Feuerborn, A. Knöchel, F. Miller, R. Michel, S. Ritzel, C. Wanke, *Schadstoffuntersuchung nach dem Hochwasser vom August 2002 - Ermittlung der Gefährdungspotentiale an Elbe und Mulde – Abschlussbericht zum Arbeitspaket 3.9 „Verlagerung natürlicher Radionuklide“*, Universität Hamburg und Universität Hannover, 2004

- [Gel06] Herausgeber: R. Geller, R. Michel, J. Wiegand, W.-U. Müller, „*Radiologische Bewertung der Grubenwässer – Einleitungen des Steinkohlebergbaus im Bereich der Fossa Eugeniana*“ Abschlussbericht, Komm.-Nr. 4.18.001.5.4, Magdeburg 2006
- [Gen07] T. Gensch, *Bibliographie – Uran und Uranverbindungen in Böden*, Schriftstück im Rahmen eines internen Uran-Workshops des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie am 04.12.2007
- [Ger98] M. H. Gerzabek, F. Strebl, B. Tremmel, Plant uptake of radionuclides in lysimeter experiments, *Environmental Pollution*, Vol. 99, S. 93 – 103, 1998
- [Gör10] M. Görlich, *Die  $\gamma$ -spektrometrische Untersuchung des Bewuchses von Auenböden entlang der Zwickauer Mulde und Vereinigten Mulde*, Diplomarbeit, Leibniz Universität Hannover, 2010  
verfügbar unter: <http://www.irs.uni-hannover.de/3.html>, Stand 14.07.2012
- [Gro11] J. H. Gross, *Mass Spectrometry*, 2<sup>nd</sup> Edition, ISBN 978-3-642-10709-2, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2004, 2011
- [GRS96] Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit mbH (GRS), Beak Consultants GmbH, *Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden – Datenerfassung, Erstauswertung, Ergebnisdarstellung*, Ergebnisbericht, Beak-Projekte: 95\_00670, 95\_00682, 95\_01580, 96\_00490, GRS-UA Nr.: St.Sch.4008/3-3-83220-UA-1154, Freiberg 1996
- [Gün90] H. Günzler, R. Borsdorf, W. Fresenius, W. Huber, H. Kelker, I. Lüderwald, G. Tölg, H. Wisser, *Analytiker – Taschenbuch*, Bd. 9, ISBN: 3-540-51865-7, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg 1990
- [Har91] K. H. Hartge, R. Horn, *Einführung in die Bodenphysik*, 2. Auflage, ISBN: 3-432-89682-4, S. 27, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart 1991
- [He96] Q. He, D. E. Walling, *Interpreting Particle Size Effects in the Adsorption of  $^{137}\text{Cs}$  and Unsupported  $^{210}\text{Pb}$  by Mineral Soils and Sediments*, *J. Environ. Radioactivity*, Vol. 30, No. 2, S. 117 – 137, 1996
- [Hen10] J. Südmersen, B. Hennings, *Bodenkundliche Untersuchungen an der Zwickauer Mulde und der Vereinigten Mulde*, Diplomkartierung, Leibniz Universität Hannover, 2010
- [Hen11] D. Henningsen, G. Katzung, *Einführung in die Geologie Deutschlands*, korrigierter Nachdruck der 7. Auflage 2007, ISBN: 978-3-8274-1586-8, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg 2011

- [HGN09] R. Gellermann, R. Michel, K. Nickstadt, J. Forberig, T. Wiese, J. Birkhan, S. Bister, T. Lüllau, B. Riebe, *Ermittlung und Bewertung von radiologisch relevanten Sedimentablagerungen in den landwirtschaftlich genutzten Auengebieten der Zwickauer und Vereinigten Mulde* - Abschlussbericht an das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Komm.-Nr. 4.18.007.7.2, Braunschweig 2009
- [HoWi95] A. F. Hollemann, E. Wiberg, *Lehrbuch der Anorganischen Chemie*, 101. Auflage, Walter de Gruyter, Berlin, New York 1995
- [Hua98] J. W. Huang, M. J. Blaylock, Y. Kapulnik, B. Ensley, *Phytoremediation of uranium-contaminated soils: Role of organic acids in triggering uranium hyperaccumulation in plants*, Environ. Sci. Technol., Vol. 32, S. 2004 – 2008, 1998
- [IAEA10] International Atomic Energy Agency (IAEA), *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments*, Technical Reports Series No. 472, ISBN: 978-92-0-113009-9, Wien 2010
- [ICRP93] International Commission on Radiological Protection (ICRP), *Agedependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2, Ingestion Dose Coefficients*, ICRP Publication 67, Ann. ICRP 23, Issue 3/4, 1993
- [ICRP95] International Commission on Radiological Protection (ICRP), *Agedependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 3, Ingestion Dose Coefficients*, ICRP Publication 69, Ann. ICRP 25, Issue 1, 1995
- [InA07] Industrieverband Agrar, *Zur Uran-Belastung durch phosphathaltige Mineraldünger*, Frankfurt am Main, 2006  
verfügbar unter: [http://www.iva.de/fachliches/pos\\_151.asp](http://www.iva.de/fachliches/pos_151.asp), Stand: 25.02.2008
- [Iva82] M. Ivanobich, R. S. Harmon, *Uranium Series Disequilibrium: Applications to Environmental Problems*, ISBN: 0-19-854423-5, Clarendon Press, Oxford 1982
- [JaBla86] G. JANDER, E. BLASIUS, *Lehrbuch der analytischen und präparativen anorganischen Chemie*, 13. Auflage, S. Hirzel Verlag, Stuttgart 1989
- [JaBla95] G. JANDER, E. BLASIUS, J. STRÄHLE, E. SCHWEDA, *Einführung in das anorganisch-chemische Praktikum*, 14. Auflage, S. Hirzel Verlag, Stuttgart, Leipzig 1995
- [Joh08] L. Y. Johansson, *Determination of Pb-210 and Po-210 in aqueous environmental samples*, Dissertation, Leibniz Universität Hannover, 2008  
verfügbar unter: <http://www.irs.uni-hannover.de/3.html>, Stand 14.07.2012
- [Jur97] M. Jurk, S. Sawallisch, K. Wichterey, *Erste Abschätzungen der von bergbaulich beeinflussten Auen möglichen Strahlenexpositionen*, Bundesamt für Strahlenschutz, Registriernummer: ST1-03/1997, Berlin 1997

- [Kah92] J. Kahlert, *Wismut und die Folgen des Uranbergbaus – eine Tagung der Friedrich Ebert Stiftung am 19. Juni 1992 in Gera* (Reihe „Wirtschaftspolitische Diskurse“), ISBN: 3-86077-095-0, Bonn 1992  
verfügbar unter: <http://library.fes.de/fulltext/fo-wirtschaft/00311toc.htm>
- [Koe09] F. Koenn,  *$\alpha$ -spektrometrische Untersuchungen von Wasserproben aus der Zwickauer Mulde*, Diplomarbeit (FH), Leibniz Universität Hannover, 2009  
verfügbar unter: <http://www.irs.uni-hannover.de/3.html>, Stand 14.07.2012
- [Kör07] W. Kördel, M. Herrchen, J. Müller, *Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung*, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 202 33 305 und 202 74 271, UBA-FB 001017, Dessau 2007  
verfügbar unter: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3295.pdf>,  
Stand 25.02.2008
- [Kra04] S. Kratz, *Uran in Düngemitteln*, Präsentation im Rahmen des Statusseminares Uran – Umwelt – Unbehagen am 14.10.2004 am Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde (FAL), 2004  
verfügbar unter :  
[http://www.fal.de/cln\\_045/nn\\_787874/SharedDocs/01\\_PB/DE/Downloads/Naeherstofftage/Uran-Tag/Uran-Tag-download-5.html](http://www.fal.de/cln_045/nn_787874/SharedDocs/01_PB/DE/Downloads/Naeherstofftage/Uran-Tag/Uran-Tag-download-5.html), Stand 25.02.2008
- [KüTh93] F. W. Küster, A. Thiel, A. Ruland, *Rechentafeln für die Chemische Analytik*, 104. Auflage, Walter de Gruyter, Berlin, New York 1993
- [Kug01] J. Kugler, *Der Silberfund und das unterirdische Gastmahl 1477 in Schneeberg – Legende oder Wirklichkeit?*, Schloßbergmuseum Chemnitz, 2001  
verfügbar unter : <http://www-user.tu-chemnitz.de/~fna/09kugler.pdf>,  
Stand 18.08.2012
- [Kun08] C. Kunze, P. Schmidt, *Internationale Erfahrungen in Sanierungsprojekten: Lermontov (Russland), Mailuu Suu (Kirgistan), Kitwe (Zambia)*, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 65, ISBN: 978-3-87344-159-0, Interventionen und Nachhaltigkeit im Strahlenschutz, Klausurtagung der Strahlenschutzkommission am 13./14. November 2008
- [Lies80] K. H. Lieser, *Einführung in die Kernchemie*, 2. Auflage, Verlag Chemie Weinheim 1980
- [Lies95] K. H. Lieser, *Radionuclides in the Geosphere: Sources, Mobility, Reactions in Natural Waters and interaction with Solids*, Radiochimica Acta, Vol. 70/71, S. 355 – 375, 1995
- [Lik03] A. S. Likuku, *The Influence of topography and vegetation canopy on the deposition of atmospheric particulates studied with  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  soil inventory measurements*, PhD Thesis, University of Edinburgh, 163 p., 2003

- [Lül09] T. Lüllau, *Gammaspektrometrische Untersuchungen von anthropogen beeinflussten Umweltproben*, Diplomarbeit, Leibniz Universität Hannover, 2009  
verfügbar unter: <http://www.irs.uni-hannover.de/3.html>, Stand 14.07.2012
- [Mag98] D. Mager, *Anthropogene Eingriffe in die Geosphäre und ihre Folgen: Die Stilllegung und Sanierung des ostdeutschen Uranbergbaus aus geowissenschaftlicher Sicht*, N. Jb. Geol. Paläont. Abh. (208) S. 413 – 440, Stuttgart 1998
- [Max96] A. Max, T. Mason, *Vergangenheit und Zukunft der Uranproduktion*, atw 41. Jg. Heft 2 (Februar), S. 81, 1996
- [Men84] K. Mengel, *Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze*, 6. Auflage, ISBN: 3-437-20307-X, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart 1984
- [MiAt12] Mineralienatlas, <http://www.mineralienatlas.de>, Stand 25.08.2012
- [MiAt07] Mineralienatlas: Uraninit,  
<http://www.mineralienatlas.de/lexikon/index.php/Uraninit?redirectfrom=Pechblende>, Stand 26.02.2007
- [Mic05] R. Michel, J. Feuerborn, A. Knöchel, F. Miller, S. Ritzel, H.-C. Treutler, W. v. Tümping, C. Wanke, *Radionuclides in the Mulde River System after the August-2002 Flood. Special Issue: Displacement of Pollutants during the River Elbe Flood in August 2002*, Acta hydrochim. hydrobiol. 33/5, S. 492 – 506, 2005
- [Mic07] R. Michel, *Gegenwärtiger Stand der Strahlenforschung auf dem Gebiet der Radioökologie*, Beitrag zum Symposium der Deutschen Akademie der Naturforscher Leopoldina – Strahlenanwendung und Strahlenforschung in Deutschland – Perspektiven bis zum Jahr 2020, 13. / 14. April 2007 in Leipzig, Nova Acta Leopoldina, Bd. 96, Nr. 355, herausgegeben von Thomas Herrmann (Dresden) und Friedrich Kamprad (Leipzig), 2007
- [Mie11] G. Miehlich, *Vortrag „Zum Boden des Jahres 2011: Auen und ihre Böden“*, Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde, 2011  
verfügbar unter: <http://www.geowiss.uni-hamburg.de/i-boden/publrel/Miehlich%202010%20Auen%20und%20ihre%20Boeden.pdf>  
Stand 02.02.2012
- [Mor94] J. J. Mortvedt, *Plant and soil relationships of uranium and thorium decay series radionuclides - A review*, Journal of Environmental Quality Vol. 23, No. 4, S. 643 – 650, 1994
- [Mur92] H. Murawski, *Geologisches Wörterbuch*, 9. Auflage, ISBN: 3-423-03038-0, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart 1992
- [NAS61] P. E. FIGGINS, *The Chemistry of Polonium*, National Academy of Sciences – National Research Council, Subcommittee on Radiochemistry, 1961

- [NUK00] Nuclides 2000: An Electronic Chart of the Nuclides, Version 1.00, ©European Communities, 1999
- [NUK06] J. MAGILL, G. PFENNIG, J. GALY, *Karlsruher Nuklidkarte*, 7. Auflage, 2006
- [Obe97] I. Obernberger, *Aschen aus Biomassenfeuerungen – Zusammensetzung und Verwertung*, VDI Bericht 1319 “Thermische Biomassenutzung – Technik und Realisierung”, ISBN: 3-18-0913 19-3, S. 199 – 222, VDI Verlag GmbH, Düsseldorf 1997
- [Pic00] J. Pichtel, K. Kuroiwa, H. T. Sawyerr, *Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated sites*, Environmental Pollution, Vol. 110, S. 171 – 178, 2000
- [Pre95] F. Press, R. Siever, *Allgemeine Geologie*, ISBN: 3-86025-390-5, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford 1995
- [Ran07] G. Rank, K. Kardel, *Uran – Stoffliche Bodenbelastung in Sachsen*, Präsentation im Rahmen eines internen Uran-Workshops des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie am 04.12.2007
- [Red06] N. Redeker-Freyer, *Strategien zur Untersuchung und Bewertung von Schwermetallen in städtischen Kleingärten*, Dissertation, Universität Hannover, 2006
- [Rie12] B. Riebe, S. Bister, *Transport und Verfügbarkeit von Uran und langlebigen Zerfallsprodukten in Auenböden der Mulde - Abschlussbericht an das BMBF*, Förderkennzeichen: 02 NUK 002D, Hannover 2012
- [Rie99] E. Riedel, *Anorganische Chemie*, 4. Auflage, de Gruyter, Berlin 1999
- [Rit08] S. Ritzel, *Natürliche Radionuklide in der Umwelt – Vorkommen, anthropogene Einflüsse und radiologische Relevanz in ausgewählten Bergbaugebieten Deutschlands*, Dissertation, Leibniz Universität Hannover, 2008  
verfügbar unter: <http://www.irs.uni-hannover.de/3.html>, Stand 14.07.2012
- [Rod06] P. B. Rodríguez, F. V. Tomé, M. P. Fernández, J. C. Lozano, *Linearity assumption in soil-to-plant transfer factors of natural uranium and radium in Helianthus annuus L.*, Science of the total Environment, Vol. 361, S. 1 – 7, 2006
- [Röb10] C. Röbbeln, *Probabilistische Modellierung der Strahlenexposition durch Radionuklide*, Diplomarbeit, Leibniz Universität Hannover, 2010  
verfügbar unter: <http://www.irs.uni-hannover.de/3.html>, Stand 14.07.2012
- [Röm95] CD RÖMPP, *Chemie Lexikon*, Version 1.0, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York 1995
- [Rom84] D. Roman, *Electrodeposition of Radium on Stainless Steel from Aqueous Solutions*, Int. J. Appl. Radiat. Iost., Vol. 35, No. 10, S. 990 – 992, 1984

- [Sac12] Internetauftritt des Landes Sachsen: <http://www.fakten.sachsen.de/6722.htm>, Stand 18.08.2012
- [Sch05] Hans Schuh, *Wie giftiges Uran in die Kartoffel kommt*, Zeitungsartikel in „Die Zeit“, © Die Zeit 02.06.2005 Nr. 23  
verfügbar unter: <http://images.zeit.de/text/2005/23/N-Uran>, Stand 25.02.2008
- [Sch12] Internetauftritt der Stadt Schneeberg:  
<http://www.schneeberg.de/html/herzog.html>, Stand 30.05.2012
- [Sch89] Scheffer, P. Schachtschabel, H.-P. Blume, G. Brümmer, K.-H. Hartge, U. Schertmann, *Lehrbuch der Bodenkunde*, 12. Auflage, ISBN: 3-432-84772-6, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart 1989
- [Sie96] A. SIEHL, *Umweltradioaktivität*, Ernst & Sohn Verlag, Berlin 1996
- [Sho86] S. A. Short, *Measurement of all Radium Isotopes at environmental Levels on a single electrodeposited Source*, Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, B17, S. 540 – 544, Amsterdam 1986
- [Sol10] A. Solle,  *$\gamma$ -Spektrometrie an Bodenproben von als Ackerland genutzten Auenflächen der Vereinigten Mulde*, Diplomarbeit, Leibniz Universität Hannover, 2010  
verfügbar unter: <http://www.irs.uni-hannover.de/3.html>, Stand 14.07.2012
- [Sti10] C. Stieghorst, *Gammaskpektrometrische Untersuchungen von Uran und seinen langlebigen Zerfallsprodukten an landwirtschaftlich genutzten Auenböden entlang der Zwickauer Mulde und Vereinigten Mulde*, Diplomarbeit, Leibniz Universität Hannover, 2010  
verfügbar unter: <http://www.irs.uni-hannover.de/3.html>, Stand 14.07.2012
- [Süß05] E. Süß, *Eintrag von Uran über Phosphat- und KPN-Dünger: Gefahr für das Grundwasser*, Referat zum Seminar Grundwasserschutz im SS 2005 am der TU Bergakademie Freiberg 2005  
verfügbar unter: [www.geo.tu-freiberg.de/.../Uran%20aus%20Duenger%20-%20Gefahr%20f%FCr%20das%20Grundwasser.pdf](http://www.geo.tu-freiberg.de/.../Uran%20aus%20Duenger%20-%20Gefahr%20f%FCr%20das%20Grundwasser.pdf), Stand 25.02.2008
- [SSK91] Strahlenschutzkommission (SSK), *Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von durch Uranbergbau kontaminierten Flächen zu forst- und Landwirtschaftlichen Zwecken sowie als Grünanlage (Parkanlage) und Wohngebiet*, Empfehlungen der Strahlenschutzkommission, Bundesanzeiger Nr. 227, 1991
- [Tay07] M. D. Taylor, *Accumulation of uranium in soils from impurities in phosphate fertilisers*, Landbauforschung Völkenrode 2 / 2007 (57): S. 133 – 139, 2007
- [TCS01] A. WILLMES, *Taschenbuch Chemische Substanzen*, 2. Auflage, Verlag Harri Deutsch, Frankfurt am Main 2001
- [Ter50] H. Tertsch, *Historische Mineralnamen*, Mineralogy and Petrology 3/1, S.74 – 76, 1952

- [Top04] Landesvermessungsamt Sachsen, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, *Top50: amtliche topographische Karten Sachsen*, Version 4, ISBN 3-89679-429-9, 2004
- [TUF12] „Geo- und Umweltportal Freiberg“ der TU Freiberg: <http://www.gupf.tu-freiberg.de/bergbau/historie.html>, Stand 25.05.2012
- [UBA06] Umweltbundesamt, *Mulde-Fische weiter mit Hexachlorcyclohexan (HCH) belastet*, Hintergrundpapier Oktober 2006  
verfügbar unter: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3546.pdf>,  
Stand 22.12.2011
- [Vah04] J.-W. Vahlbruch, *Über den Transfer von natürlichen Radionukliden in terrestrischen Ökosystemen und die realistische Modellierung der natürlichen Strahlenexposition in Norddeutschland*, Dissertation, Universität Hannover, 2004  
verfügbar unter: <http://www.irs.uni-hannover.de/3.html>, Stand 17.07.2012
- [Veg11] Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, *Steckbrief „Boden des Jahres 2011 – Die Vega“*, 2011  
verfügbar unter: <http://www.dbges.de/wb/media/Steckbrief2011.pdf>,  
Stand 02.02.2012
- [Was12] R. Waskowiak, *SAG Wismut oder AG – Das Unternehmen wurde als Wismut AG gegründet und nannte sich so bis 1953*, Dialog, Mitarbeiterzeitschrift der Wismut GmbH, Nr. 73, 04/2012
- [Wei94] K. Weise, W. Wöger, *Comparison of two measurement results using the Bayesian theory of measurement uncertainty*, Meas. Sci. Technol., 5, S. 879 – 882, 1994
- [Wei98] D. Weiß, H. Biesold, Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit mbH (GRS), *Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – (Altlastenkataster), Bericht zum Sondermessprogramm „Sedimente und Auenböden“* GRS-Bericht: GRS-A-2580, Auftrags-Nr.: 83253, 1998
- [Wes12] Internetauftritt: <http://www.westerzgebirge.com>, Stand 25.05.2012
- [Wic80] A. Wicke, J. Porstendörfer, *Bestimmung kleinster Radium-226 Konzentrationen im Wasser*, Journal of Radioanalytical Chemistry, Vol. 56, No. 1-2, S. 105 – 112, 1980
- [Wis11] Wismut GmbH, Öffentlichkeitsarbeit, *Chronik der Wismut mit erweitertem Sanierungsteil (1998 – 2010)*, Wismut GmbH, 2011
- [Wis12] Internetauftritt der Wismut GmbH: <http://www.wismut.de/de/>,  
Stand 09.06.2012

## Lebenslauf

**Name:** Stefan Bister

**Geburtsdatum:** 09. März 1978

**Geburtsort:** Moers

### Werdegang:

1985 – 1998 Schulausbildung  
Abschluss: Allgemeine Hochschulreife

1998 – 1999 Grundwehrdienst

1999 – 2002 Berufsausbildung zum Chemielaboranten

2002 – 2007 Chemiestudium an der Philipps-Universität Marburg  
Auslandsemester an der ETH Zürich im WS 2005/06  
Wahlpflichtfach Kernchemie  
Diplomarbeit: „Spektrometrie an Pechblende“

Seit 2008 Promotionsstudium am Institut für Radioökologie und Strahlenschutz der  
Leibniz Universität Hannover  
Dissertation: „Radioökologische Untersuchungen landwirtschaftlich  
genutzter Auen der Mulde zu den Folgen des ehemaligen  
Uranbergbaus“

## Publikationen

S. Bister, F. Koenn, M. Bunka, J. Birkhan, T. Lüllau, B. Riebe, R. Michel, *Uranium in water of the Mulde River*, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol. 286, No. 2, S. 367 – 372, 2010