



**Gesellschaft für Anlagen-
und Reaktorsicherheit
(GRS) mbH**

**Untersuchungen
zur Strahlenexposition
der Bevölkerung
an den Standorten
der ehemaligen Blei-
Zink- und Seigerhütte
in Hettstedt**



**Gesellschaft für Anlagen-
und Reaktorsicherheit
(GRS) mbH**

**Untersuchungen
zur Strahlenexposition
der Bevölkerung
an den Standorten
der ehemaligen Blei-
Zink- und Seigerhütte
in Hettstedt**

Andreas Artmann

August 2001

**GRS - 174
ISBN 3-931995-43-7**

Deskriptoren:

Altlast, Bergbau, Dissertation, Meßauswertung, Ökologie, Umweltradioaktivität

**Untersuchungen zur Strahlenexposition der Bevölkerung an
den Standorten der ehemaligen Blei-Zink- und Seigerhütte in
Hettstedt**

Zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktor der Sicherheitswissenschaft
vom Fachbereich Sicherheitstechnik
der Bergischen Universität-Gesamthochschule Wuppertal
genehmigte

Dissertation

von

Dipl. chem. Andreas Artmann
aus Köln

Gutachter: Prof. Dr. rer. nat. Detlef Filges
Prof. Dr. rer. nat. Sylvius Hartwig

Tag der mündlichen Prüfung: 06. September 2000

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Herrn Professor Dr. rer. nat. D. Filges und Herrn Professor Dr. rer. nat. A. Tietze, die mir die Promotion im Fachbereich Sicherheitstechnik der Bergischen Universität-Gesamthochschule Wuppertal ermöglicht haben.

Herr Professor Dr. rer. nat. D. Filges hatte durch seine engagierte Unterstützung der Arbeit einen wesentlichen Anteil an ihrem Gelingen.

Herrn Professor Dr. rer. nat. S. Hartwig möchte ich für die Übernahme des Koreferates danken.

Herrn Dr. rer. nat. H. Biesold als Projektleiter bei der GRS danke ich für sein Vertrauen, für Hilfestellungen und organisatorische Unterstützung.

Dem Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) Berlin danke ich für die Überlassung der wertvollen Daten.

Die regen Diskussionen mit Frau Dipl. Agr. Wichterey (BfS) und Herrn Dipl. Geologe S. Schubert (GFE, Halle) haben sehr zum Werdegang der Arbeit beigetragen.

Mein besonderer Dank gilt meiner Frau für ihre unendliche Geduld und Unterstützung und für die sorgfältige Durchsicht des Manuskriptes.

Frau Dipl.-Biol. A. Kindt und Dr. rer. nat. D. Weiß danke ich für wertvolle Tips. An dieser Stelle möchte ich mich auch ganz herzlich bei meinen Arbeitskollegen für die große Unterstützung und angenehme Arbeitsatmosphäre bedanken.

Thomas Kollak und Eli Hafenegger danke ich für ihre große Gastfreundschaft in der "heißen" Phase.

Abschließend möchte ich mich bei der GRS für die finanzielle und organisatorische Unterstützung bedanken.

Inhaltsverzeichnis

Einleitung	1
1 Grundlagen	5
1.1 Natürliche Radioaktivität	5
1.2 Natürliche Radionuklide in der Biosphäre	6
1.3 Natürliche Strahlenexposition des Menschen	7
2 Kupferbergbau und Verhüttung	9
2.1 Entstehungsgeschichte des Kupferschiefers	9
2.1.1 Urangehalt.....	11
2.2 Geschichte des Kupferschieferbergbaus	12
2.2.1 Schachtanlagen.....	13
2.2.2 Bergehalden.....	13
2.2.3 Stollen	15
2.3 Verhüttung des Kupferschiefers	16
2.3.1 Rohschmelze und Darstellung von Kupferstein	17
2.3.2 Herstellung von Roh- oder Schwarzkupfer	18
2.3.3 Verarbeitung der Flugstäube	21
2.4 Schlackeverarbeitung	21
2.4.1 Seigerung.....	23
2.5 Hüttenstandorte.....	23
2.6 Verbreitungswege der Radionuklide durch den Kupferschieferbergbau und der Kupferschieferverhüttung	28
3 Radiologisches Meßprogramm Hettstedt	31
3.1 Einleitung	31
3.1.1 Untersuchungsgebiet.....	32
3.1.1.1 Blei-Zinkhütte	32
3.1.1.2 Seigerhütte.....	33
3.1.1.3 Kupfer-Silberhütte	33
3.1.1.4 Walzwerk.....	34

3.2	Bodenproben.....	36
3.2.1	Durchführung.....	36
3.2.2	Analytik.....	38
3.2.2.1	Probenvorbereitung.....	38
3.2.2.2	Methode.....	38
3.2.2.3	Qualitätssicherung.....	39
3.3	Meßergebnisse.....	39
3.3.1	Horizontale Verteilung.....	41
3.3.1.1	Radionuklidverteilung im Umfeld des Betriebsgeländes der Blei-Zinkhütte	44
3.3.1.2	Radionuklidverteilung im Umfeld des Betriebsgeländes der Seigerhütte	46
3.3.1.3	Radionuklidverteilung im erweiterten Umfeld.....	48
3.4	Vertikale Verteilung.....	51
3.4.1	Vergleich der Nuklidaktivitäten in natürlichen und kultivierten Böden.....	54
3.4.2	Staubproben.....	57
3.4.3	Bodennutzungen.....	59
3.4.3.1	Ackerland, Garten und Brache.....	61
3.4.3.2	Brache.....	63
3.4.3.3	Wald.....	65
3.4.3.4	Weide.....	67
3.5	ODL-Messungen.....	69
3.6	Zusammenhang zwischen gemessener γ -Ortsdosisleistung und der Radionuklidaktivität im Boden.....	71
3.7	Geogener Background.....	76
3.8	Wasserproben.....	80
3.8.1	Analytik.....	82
3.8.1.1	Probenvorbereitung.....	82
3.8.2	Oberflächengewässer.....	83
3.8.3	Grund- und Brunnenwässer.....	85
3.8.4	Schacht- und Stollenwasser.....	87
3.9	Pflanzenproben.....	88
3.10	Analytik.....	90
3.11	Halden.....	92
4	Zeitliche Entwicklung der Radioaktivität.....	99

4.1	Zerfall der Radioaktivität in Rohhüttenschlacke	99
4.2	Radioaktiver Zerfall des ^{210}Pb im Umfeld der Blei-Zinkhütte	102
5	Strahlenexposition	105
5.1	Äußere Strahlenexposition	106
5.1.1	Äußere Strahlenexposition durch Aufenthalt auf Bergehalden.....	107
5.1.2	Äußere Strahlenexposition durch Aufenthalt auf Flächen, die durch Rohhüttenschlacke beeinflusst sind	109
5.1.3	Gesamte äußere Strahlenexposition	110
5.2	Ingestion.....	111
5.2.1	Wasser.....	112
5.2.2	Pflanzliche Produkte.....	114
5.2.2.1	Berechnung der Ingestionsdosis mit gemessenen Aktivitätskonzentrationen in Pflanzenproben	114
5.2.2.2	Berechnung der Ingestionsdosis ohne gemessene Aktivitätskonzentrationen in Pflanzenproben	117
5.2.2.3	Vergleich der Ingestionsdosen mit und ohne gemessene Nuklidaktivitäten in Pflanzen	121
5.2.3	Milch und Fleisch.....	122
5.2.4	Haldenmaterial oder kontaminierter Boden.....	123
5.2.5	Gesamte Strahlenexposition durch Ingestion	125
5.3	Inhalation.....	125
5.4	Strahlenexposition im Untersuchungsgebiet.....	127
5.5	Dosisrelevante Nuklide	131
5.6	Maßnahmen zur Verringerung der Strahlenexposition.....	132
5.7	Vergleich der Umweltbelastung durch Radionuklide und Schwermetalle	133
6	Zusammenfassung.....	135
7	Literatur.....	139
	Abbildungsverzeichnis	145

Einleitung

In Folge der deutschen Wiedervereinigung wurde die Bundesregierung mit einem besonderen Strahlen- und Umweltschutzproblem konfrontiert: der in Thüringen, Sachsen und Sachsen-Anhalt betriebene Bergbau hinterließ zahllose Hinterlassenschaften mit z.T. unbekannter radioaktiver Kontamination. In Sachsen und Thüringen ist der Altbergbau und nach dem 2. Weltkrieg der intensive Bergbau auf Uran und seiner Aufarbeitung durch die Sowjetische Aktiengesellschaft (SAG) der späteren Sowjetisch-deutschen Aktiengesellschaft (SDAG) Wismut verantwortlich, in Sachsen-Anhalt, im Gebiet der Mansfelder und Sangerhäuser Mulde der Kupferbergbau und seine Verhüttung. Hier gelangten in Folge der Uranvererzung des abgebauten Kupferschiefers Radionuklide in den Produktionsprozeß und damit auch mittelbar in die Biosphäre. Die Hinterlassenschaften der Kupferproduktion stellen somit heute ein strahlenschutz- und sicherheitstechnisches Problem unbekannter Größe für die Bevölkerung in dem betroffenen Gebiet dar.

Das Ziel dieser Arbeit ist die Auswertung der Meßergebnisse des in den Jahren 1993 bis 1995 im Norden der Verdachtsfläche "01 Hettstedt" durchgeführten "Radiologischen Meßprogramms Hettstedt". Es soll geklärt werden, ob und in welchem Umfang durch den vor Ort betriebenen Bergbau und der Verhüttungstätigkeit der dort ansässigen Hütten: Blei-Zinkhütte, Seigerhütte und Kupfer-Silberhütte eine zusätzliche Strahlenexposition für die Bevölkerung in diesem Gebiet existiert. Unter realistischen Annahmen werden auf der Basis der "Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau)" /BFS 98/ Expositionsberechnungen durchgeführt und der kritische Expositionspfad bestimmt.

Nach Auswertung der Bodenanalysedaten und der γ -Ortsdosisleistung sollen Aussagen zur horizontalen und vertikalen Ausbreitung der Radionuklide aus dem Kupferschiefer und über den geogenen Background der γ -Ortsdosisleistung im Untersuchungsgebiet abgeleitet werden. Mit Hilfe des Computerprogramms **RADDECAY** werden Rechnungen zum Zeitverhalten der radioaktiven Kontamination angefertigt.

Nach § 11 Abs. 8 des Strahlenschutzvorsorgegesetzes (StrVG) ist die systematische Erfassung, Untersuchung und Bewertung der Hinterlassenschaften aus bergbaulicher

Tätigkeit in den Ländern Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt Aufgabe des Bundes. Ziel dieser Aufgabe ist die Untersuchung und Bewertung der besonderen radiologischen Situation, die sich durch den Steinkohle- und Erzbergbau, insbesondere durch die Uranerzgewinnung, heute ergibt. Seit 1991 führt hierzu das Bundesamt für Strahlenschutz das Projekt "Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten (Altlastenkataster)" durch. Mit der technischen Leitung und fachlichen Beratung wurde die Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH beauftragt. Die Feld- und Laboruntersuchungen wurden ausschließlich von ortsansässigen fachkundigen Firmen aus den obengenannten Ländern durchgeführt.

Das Gebiet des Kupferschieferbergbaus und seiner Verhüttungsindustrie in der Mansfelder Mulde wurde als Verdachtsfläche "01 Hettstedt" mit einer Größe von 26.800 ha in das Altlastenkataster aufgenommen (s. Abb. 1-1). Nach Auswertung von Unterlagen der Bergämter und anderer Institute und öffentlichen Einrichtungen wurden in der sich anschließenden Verifikationsphase erste Daten der bergbaulichen Hinterlassenschaften (Halden, industrielle Absetzanlagen etc.) wie Fläche und Volumen, vor Ort recherchiert, sowie orientierende Messungen der Ortsdosisleistung auf den jeweiligen Objekten durchgeführt. Auf der Grundlage der erhobenen Daten wurde eine erste radiologische Bewertung (Klassifizierung) der bergbaulichen Hinterlassenschaften vorgenommen. Die Grundlage der Bewertung stellen die Richtlinien der Strahlenschutzkommission (SSK) dar. Von den ca. 1500 erfaßten bergbaulichen Hinterlassenschaften innerhalb der Verdachtsfläche wurden ca. 660 als möglicherweise radiologisch relevante Objekte eingestuft. Diese Einstufung bildete die Grundlage für den Umfang und die Konzeption weiterführender Meßprogramme. Schwerpunkte dieser Meßprogramme waren die Ermittlung von Art und Konzentration der radioaktiven Stoffe und deren Verbreitung durch Untersuchung von Boden-, Wasser-, Pflanzen- und Materialproben sowie rastermäßige und verdichtende Messungen der Gammaorts- dosisleistung.

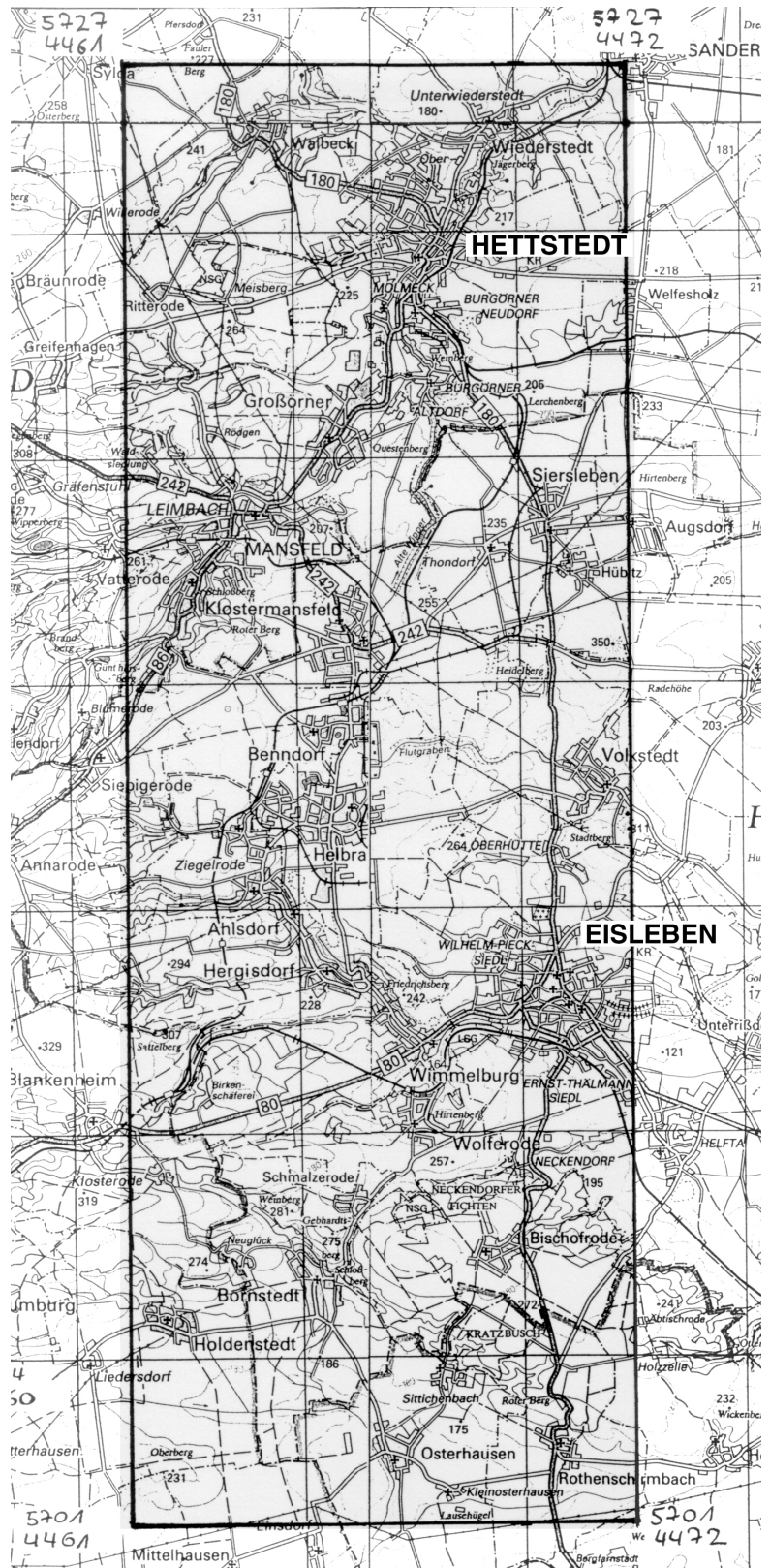


Abb. 1.1: Verdachtsfläche "01 Hettstedt"

1 Grundlagen

1.1 Natürliche Radioaktivität

Die terrestrische Umgebungsstrahlung wird durch die natürlichen Radionuklide verursacht, die in Böden, Gesteinen, Wasser und Luft vorhanden sind. Dabei werden primordiale und kosmogene Radionuklide unterschieden. Die primordialen natürlichen Radionuklide stammen aus der Zeit der Erdentstehung und weisen extrem lange Halbwertszeiten von 10^9 - 10^{17} Jahren auf. Kosmogene Radionuklide hingegen entstehen durch Umwandlungsprozesse beim Aufprall von kosmischer Teilchenstrahlung mit Atomen und Molekülen in der Erdatmosphäre und werden ständig neu gebildet. Den größten Anteil an der terrestrischen Strahlendosis liefern die primordialen Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen des Urans und des Thoriums sowie das ^{40}K . Beim Uran liefert, wegen des geringen Anteils von ^{235}U (0,72% am natürlichen Isotopengemisch), nur die Zerfallsreihe des ^{238}U einen nennenswerten Beitrag zur natürlichen Radioaktivität.

Aufgrund der langen Halbwertszeiten sind seit der Entstehung der Erde erst ein Drittel (^{232}Th -Reihe) bzw. die Hälfte (^{238}U) aller Nuklide zerfallen.

Die Radionuklidgehalte in Böden und Gesteinen schwanken in der Regel in relativ engen Grenzen. Die nachfolgende Tabelle 1.1 gibt eine Übersicht zu Radionuklidgehalten in Gesteinen.

Tab. 1.1: Durchschnittliche Radionuklidgehalte in der Erdkruste aus /WUR 92/

Gestein	^{40}K	Uran	Thorium
	[Bq/kg]		
Ultrabasite	0,55	0,01	0,02
Basalte	116,6	12,4	16,2
Granite	462,8	37,2	51,7
Schiefer	370,5	45,9	49,6
Sandsteine	148,7	5,6	6,9
Carbonate	37	27,3	6,9
Phosphorite	-	100-11500	-
Marine Schwarzschiefer	-	100-15000	-
Metamorphite	-	1-100	-

1.2 Natürliche Radionuklide in der Biosphäre

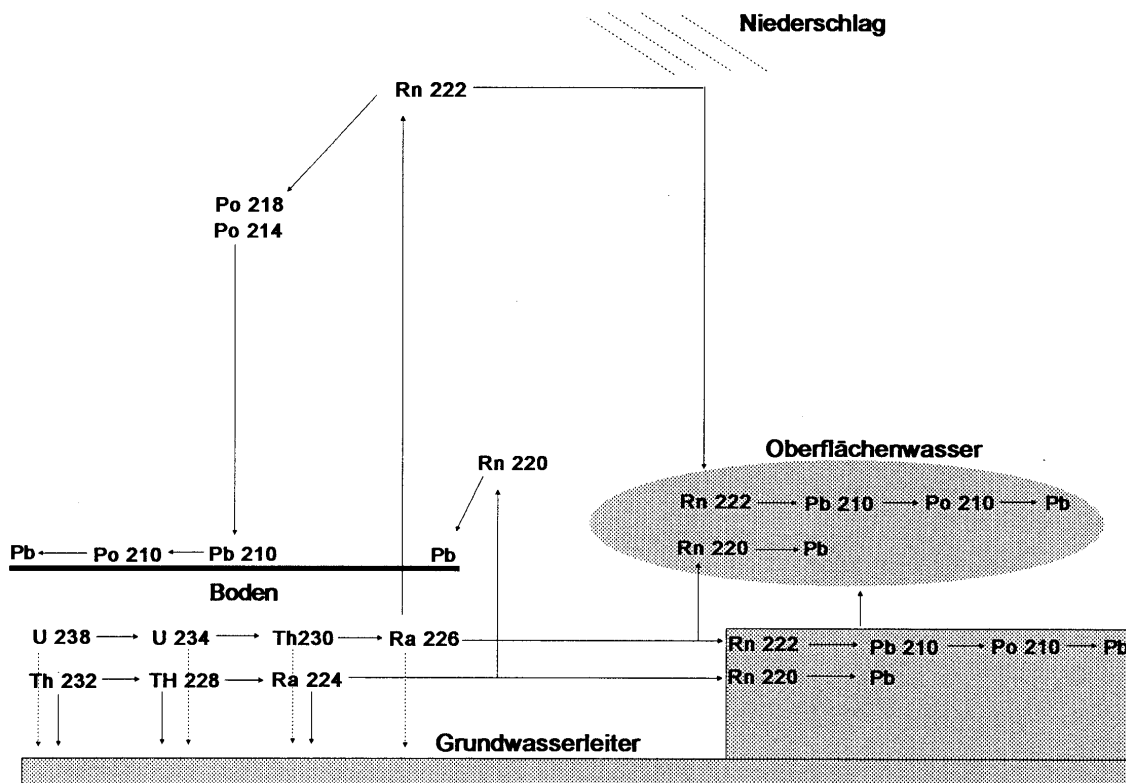


Abb. 1.2: Natürliche Verteilung und Transportvorgänge von Nukliden der ^{238}U - und ^{232}Th -Zerfallsreihe

Die ^{238}U -Reihe zerfällt über 13 ebenfalls radioaktive Tochternuklide zum stabilen ^{206}Pb , die ^{232}Th -Reihe zerfällt über 9 radioaktive Zwischenglieder zum stabilen ^{208}Pb . In der ^{238}U -Zerfallsreihe besitzt ein Teil der entstandenen Tochternuklide sehr lange Halbwertszeiten, weshalb man diese Zerfallsreihe auch in Unterreihen gliedern kann /WUR 92/, die von einem relativ langlebigen Nuklid angeführt werden.

- ^{238}U ($4,5 \cdot 10^9$ Jahre) - ^{234}Th - ^{234}Pa - ^{234}U ($2,5 \cdot 10^5$ Jahre),

- ^{230}Th (80000 Jahre),

- ^{226}Ra (1600 Jahre),

- ^{222}Rn - ^{218}Po - ^{214}Pb - ^{214}Bi - ^{214}Po , sowie

- ^{210}Pb (22 Jahre) - ^{210}Bi - ^{210}Po - ^{206}Pb .

Aufgrund ihrer relativen Langlebigkeit können sich die Anfangsnuklide jeder Unterreihe wegen ihrer unterschiedlichen chemischen und physikalischen Eigenschaften aus dem jeweiligen Zerfallssystem entfernen. Eine Trennung zwischen ^{238}U , ^{230}Th und ^{226}Ra erfolgt aufgrund der unterschiedlichen chemischen Eigenschaften der drei Nuklide. Die An- und Abreicherungs Vorgänge erfolgen in den einzelnen Umweltmedien in sehr verschiedenen Zeiträumen; in Gesteinen in Größenordnungen von 10^5 - 10^6 Jahren /WUR 92/, in offenen Systemen wie Oberflächengewässer oder Böden in wesentlich kürzeren Zeiträumen.

Eine besondere Rolle kommt den gasförmigen Radionukliden ^{222}Rn und ^{220}Rn aus der Uran- bzw. Th-Zerfallsreihe zu. Sie können während ihrer kurzen Lebensdauer von 3,8 d bzw. 54,4 s aus tieferen Schichten bis an die Erdoberfläche und darüberhinaus diffundieren. Dieser Prozeß ist von bodenphysikalischen und meteorologischen Faktoren abhängig. Mit den unmittelbar folgenden festen Zerfallsprodukten ^{218}Po bis ^{214}Po steht das gasförmige ^{222}Rn in der bodennahen Atmosphäre im radioaktiven Gleichgewicht. Aufgrund der kurzen Lebensdauer von atmosphärischen Aerosolen scheidet sich das relativ langlebige ^{210}Pb wieder auf den obersten Bodenschichten ab.

In der ^{232}Th -Zerfallsreihe betragen die Halbwertszeiten der Tochternuklide nur maximal wenige Jahre, so daß An- und Abreicherungs Vorgänge eine untergeordnete Rolle spielen.

Da die emittierte Gammastrahlung in Böden und Gesteinen nur eine geringe Reichweite besitzt, sind für die äußere Strahlenbelastung des Menschen nur die Radionuklide von Bedeutung, die in den obersten 30 cm enthalten sind /WUR 92/.

1.3 Natürliche Strahlenexposition des Menschen

Die Menschheit ist seit ihrem Bestehen einer natürlichen Strahlenexposition ausgesetzt. Diese natürliche Strahlenexposition wird hervorgerufen durch äußere Bestrahlung des Menschen und innere Strahlung durch Aufnahme von radioaktiven Stoffen in den Körper.

Die äußere Strahlung besteht, wie bereits erwähnt, aus zwei Komponenten: der kosmischen Höhenstrahlung und der terrestrischen Strahlung. Die kosmische Strahlung resultiert durch die Sonne: Freie Protonen aus der Sonne treffen auf die

obersten Schichten der Lufthülle und reagieren dort mit Atomkernen. Dabei entstehen Sekundärteilchen, die ein Gemisch aus den verschiedenen Umwandlungen darstellen: Mesonen, Elektronen, Positronen und γ -Strahlen. In Meereshöhe liegt die Jahresdosis des Menschen durch kosmische Strahlung bei rund 0,3 mSv, in 3000 m Höhe bei etwa 1,1 mSv /BAY 91/. Die terrestrische Strahlung geht von den in der Erdkruste vorhandenen radioaktiven Nukliden aus. Dies sind vor allem die Nuklide der natürlichen Zerfallsreihen ^{238}U , ^{235}U und ^{232}Th (siehe auch die Kapitel 1.4-5) und die primordialen Nuklide ^{40}K und ^{87}Rb . Durch die kosmogene Strahlung entstehen in der Lufthülle ferner die Nuklide ^{14}C und ^3H (Tritium), die von dort aus auf die Erde gelangen.

Die innere Strahlenexposition im menschlichen Körper erfolgt durch Radionuklide, die durch Atmung (Inhalation) oder Nahrungsaufnahme (Ingestion) aufgenommen werden. Durch Ingestion gelangen vor allem die Nuklide ^{40}K , ^{14}C und ^{226}Ra in den menschlichen Körper und führen zu einer jährlichen Exposition von 0,2 mSv durch ^{40}K , 0,015 mSv durch ^{14}C und 0,4 mSv durch ^{226}Ra /BAY 91/. Den größten Beitrag an der inneren Strahlenexposition mit 1,3 mSv/a /VOL 92/ liefern jedoch die eingeatmeten gasförmigen Isotope ^{222}Rn und ^{220}Rn . In /BMU 86/ wird als mittlere effektive Äquivalentdosis der natürlichen Strahlenexposition für die alten Bundesländer 2,4 mSv/a angegeben; davon beträgt der Anteil der äußeren Strahlenexposition etwa ein Drittel, der Anteil der inneren Strahlenexposition etwa zwei Drittel.

2 Kupferbergbau und Verhüttung

2.1 Entstehungsgeschichte des Kupferschiefers

Die produktivsten Kupfererz-Lagerstätten Mitteleuropas sind an den Kupferschiefer, ein Schichtglied des Unteren Zechstein, gebunden. Am charakteristischsten ausgeprägt ist der Kupferschiefer in der sogenannten Mansfelder Mulde. Die Sedimente des Unteren Zechsteins mit Kupferschiefer bedecken eine Fläche in Mitteldeutschland, die im Norden durch den Harz, im Süden durch den Spessart, im Osten durch das Erzgebirge und im Westen durch das Rheinische Schiefergebirge begrenzt ist.

Der Kupferschiefer ist eine marine, sedimentäre Sulfidlagerstätte, deren Bildung an Zonen starker Mikroorganismenbildung gebunden war. Wenn Teile von Meeresbecken (auch Binnengewässer) durch Barren oder Nehrungen vom Wasseraustausch mit der Umgebung abgeschnitten wurden, setzten Fäulnisbakterien, Sapropelfazies, in diesen anaeroben Bereichen das Redoxpotential stark herab. Diese Schwefelmikrobengemeinschaften reduzierten im Wasser gelöste Sulfate zu Sulfiden, die dann ihrerseits gelöste Schwermetalle in der Reihenfolge der unterschiedlichen Löslichkeitsprodukte aus dem Wasser ausfällten.

Ein Indiz für die Richtigkeit dieser Entstehungsthese des Kupferschiefers ist der hohe organische Anteil des Kupferschiefers "Bitumen", einem fast rein anthrazithaltigen Kohlenstoff. Dieser organische Anteil ist auch die Ursache für seine Schwarzfärbung. Der Kupferschiefer ist ein dichter, feinschichtiger, bituminöser Mergelschiefer aus mehreren Lagen, die sich durch Farbe, Schieferigkeit, Korngröße, Mineralzusammensetzung und Metallgehalt unterscheiden. Im geologischen Profil des Kupferschieferflözes unterscheidet man von oben nach unten: Dachberge, Schieferkopf, Kammschale, Grobe Lette, Feine Lette und Sanderz (s. Abbildung 2.1). Unterlagert wird der Kupferschiefer vom sog. Grauliegenden und Weißliegenden; das sind entfärbte, mit Kalk verkittete, rotliegende Sandsteine. Im Hangenden, der Schicht über dem Kupferschiefer, liegt der Dachklotz als bis zu 30 cm dicker grauer Kalk an. Daran schließt sich die sogenannte Fäule (eine 75 cm bis zu 1,3 m dicke graue Kalkschicht) an, abschließend folgt der mächtige Zechsteinkalk.

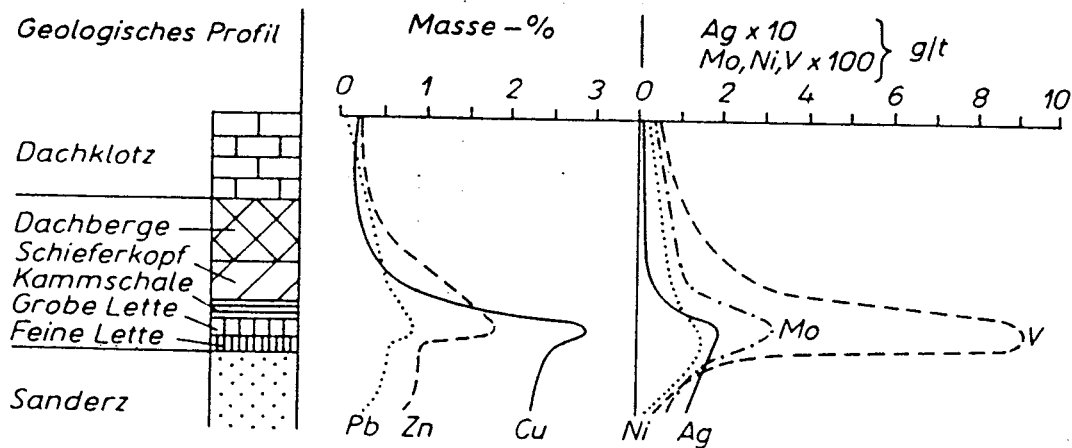


Abb. 2.1: Die Metallverteilung des Kupferschiefers der Mansfelder und Sangerhäuser Mulde /JUN 74/

Der Kupferschiefer besteht durchschnittlich zu 50% aus Quarz und Serizit, zu 30% aus Kalkspat und Dolomit und zu je 10% aus Sulfiden und Bitumen. Der Kalkgehalt nimmt vom Hangenden zum Liegenden ab, Ton und Bitumengehalt nehmen entsprechend zu. Die Vererzung des Kupferschieferflözes ist daher deutlich an die untersten Lagen gebunden. In der reichhaltigen Paragenese sind als Haupterzminerale Kupferkies (CuFeS_2), Buntkupferkies (Cu_3FeS_3) und Kupferglanz (Cu_2Sb) zu nennen. Darüberhinaus enthält der Kupferschiefer noch Zinkblende (ZnS), Bleiglanz (PbS), Pyrit (FeS_2), Arsenkies (FeAsS), Weißnickelkies (NiAs_2), Rotnickelkies (NiAs), Speiskobalt (CoAs_2), verschiedene Fahlerze, gediegenes Silber, sowie in kleinen Mengen Molybdänglanz, Kupferindig, Mangan- und Selenverbindungen und Uranpechblende.

Der Metallgehalt des Kupferschieferflözes wird darüberhinaus durch sogenannte Rückenvererzungen beeinflusst. Die Rücken sind tektonische Spalten im Kupferschiefer, die entweder nicht oder hydrothermal vererzt sind. Sie sind Ursache für Reicherzonen oder Armerzonen im Kupferschiefer. Bei einer Vererzung enthalten diese Rücken nach /GER 86/ postzechsteinzeitliche Mineralparagenesen in der aufgeführten zeitlichen Folge:

- 1) Fe-Mn-Folge mit Ankerit und Kalzit
- 2) a) Cu-Ag-Fe-Sulfide mit Anhydrit und Kalzit
b) Pb-Zn-Fe-Sulfide mit Kalzit

- 3) a) Ni-Arsenidfolge mit Baryt und Kalzit
b) Uranpechblendefolge mit Baryt und Kalzit
- 4) Cu-Ag-Sulfidfolge

2.1.1 Urangehalt

Die Ursache für die zusätzliche radiologische Exposition im Gebiet des Kupferschieferbergbaus und seiner Verhüttung ist der Gehalt an Uranpechblende UO_2 sowohl im Kupferschiefer wie auch in der Rückenvererzung, (siehe Pechblendenunterabfolge 3b). Im Kupferschiefer korreliert der Urangehalt positiv mit den Cu-, Mo-, Co-, V-, und Ni-Gehalten, wobei er die höchste lineare Abhängigkeit zu Molybdän aufweist /FRE 71/. Ferner existiert ein positiver Zusammenhang zwischen Uran- und Kohlenstoffgehalt des Kupferschieferflözes. Der Urangehalt korreliert dagegen negativ mit den Zn- bzw. Pb-Gehalten /FRE 71/.

Er beträgt im Kupferschiefer im Mittel ca. 5 g/t. Als erhöht gelten Werte mit 30 g/t und mehr /GFE 93/. Die Verteilung des Urangehaltes ist dabei regional unterschiedlich: in Thüringen sind die höchsten Urangehalte im Dachklotzbereich festgestellt worden, während sich in der Mansfelder und Sangerhäuser Mulde eine Häufung des Urans im Nahtbereich (bergmännisch "körnige Naht") zwischen Grober und Feiner Lette findet. In diesem Bereich tritt das Uran sowohl fein verteilt wie auch in Ballungen, den sog. Erdpechhieken oder Mausaugen, auf.

Die Mausaugen sind schwarzglänzende kugelige Aggregate mit wenigen Millimetern Durchmesser, einem Kohlenstoffgehalt von ca. 60% und einer bis zu 150 fachen Erhöhung des Urangehaltes /FRE 71/. Es konnten schon Gehalte bis zu 280 g/t Uran /GFE 95/ in diesem "Nahtmaterial" gemessen werden.

Auch in den liegenden Sanderzen und im Zechstein selbst sind Urangehalte nachgewiesen worden, genetisch werden sie aber einem anderen Vererzungsprozeß zugeordnet.

Hohe Urangehalte von ca. 21 g/t wurden auch im Rotliegenden des Hornburger Sattels bei Hornburg festgestellt /GFE 93/, /THO 72/. Diese Uranvererzung wird älter als die des Kupferschiefers eingeschätzt.

2.2 Geschichte des Kupferschieferbergbaus

Schon ca. 3500 v. Chr. war das Kupfer den ältesten Kulturvölkern unter dem Namen "aes cyprum" (lat.: Erz aus Cypern) bekannt. Aus "cyprum" wurde dann später "cuprum", wovon sich das chemische Symbol Cu für Kupfer ableitet.

Der Beginn des Kupferschieferbergbaus in der Grafschaft Mansfeld wurde lt. Angabe in der Mansfeldischen Chronik von Spangenberg aus dem Jahre 1572 auf etwa 1199 datiert. Erste urkundliche Berichte zum Kupferschieferbergbau liegen aus dem Jahre 1223 vor /BER 96/.

Der Abbau in der Mansfelder Mulde wurde 1965 aus wirtschaftlichen Gründen eingestellt.

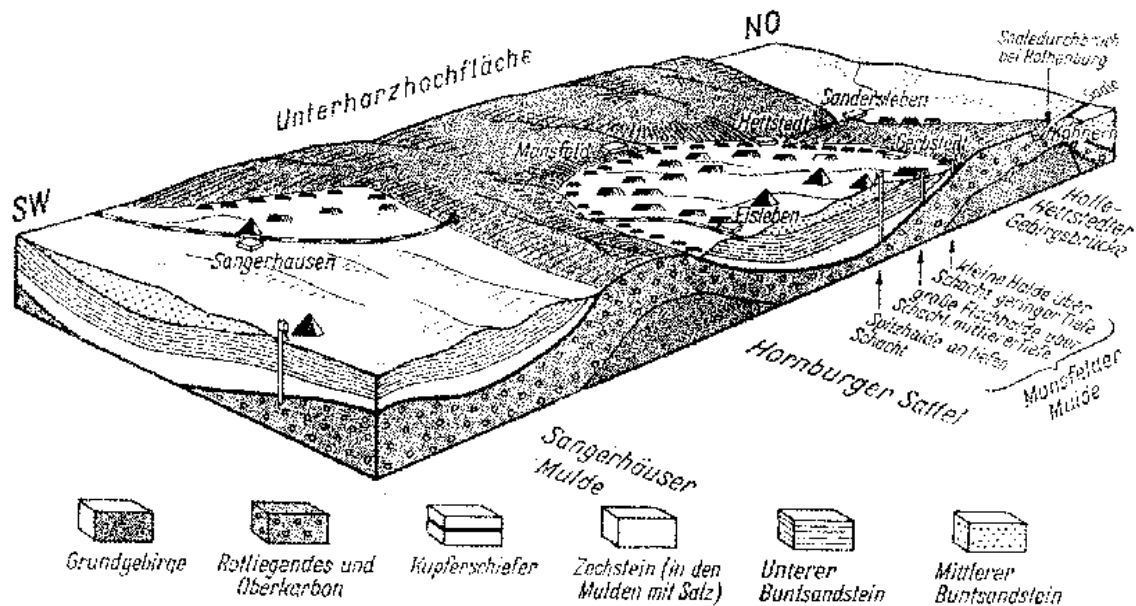


Abb. 2.2: Schematische Darstellung und Lage des Kupferschieferflözes in der Mansfelder und Sangerhäuser Mulde /BER 96/

In der Abbildung 2.2 ist die Lage des Kupferschieferflözes in der Mansfelder und der Sangerhäuser Mulde schematisch dargestellt. Bedingt durch die Entstehungsge-

schichte, Ausfällung und Sedimentation aus einem Binnenmeer, kleidet der Kupferschiefer die Mansfelder Mulde aus. An den Rändern der Mulde tritt das Flöz bis an die Erdoberfläche; der Bergmann spricht vom "ausgehenden Flöz" oder kürzer vom "Ausgehenden". In der Mitte der Mulde ist der Kupferschiefer entsprechend erst in Tiefen von mehreren hundert Metern unter Geländeoberkante (GOK) anzutreffen.

2.2.1 Schachtanlagen

Im Anfangsstadium des Bergbaus wurde der Kupferschiefer in dem ausgehenden Bereich des Flözes abgebaut. Da das Flöz schon nach wenigen Metern steil abfiel, war dort ein Abbau des Kupferschiefers im Tagebau nicht möglich. Aus diesem Grund mußten Schachtanlagen errichtet werden.

Bis ca. 1785 besaßen die Schächte Teufen bis etwa 130 m, danach wurde die Tiefbauperiode im Kupferschieferbergbau eingeleitet. Der tiefste Schacht der Mansfelder Mulde ist der um 1900 begonnene und 1949 auf 830 m geteufte Otto-Brosowsky-Schacht bei Augsdorf /JAN 87/. Neben den Kleinstschächten der Altbergbauperiode sind in der Mansfelder Mulde bis 1969 ca. 200 größere Schachtanlagen errichtet worden. Außer reinen Förderschächten existieren noch Lichtlöcher, Wetter- und Wasserhaltungsschächte. Die Lichtlöcher waren Zugangsschächte zu den einzelnen Stollenanlagen, Wetterschächte dienten der Belüftung (Bewetterung) von Bergwerken.

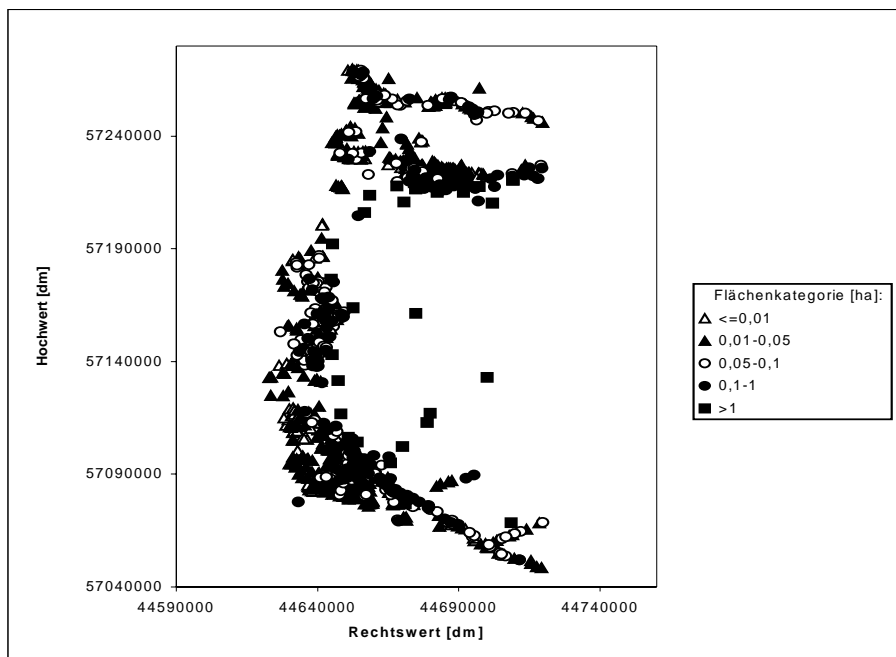
2.2.2 Bergehalden

Neben dem kleinen Anteil an Erz fällt beim Bergbau hauptsächlich nicht verwertbares Gangmaterial an, das, soweit es nicht als Füllmaterial verwendet werden kann, über Tage aufgehaldet werden muß. Dieses geborgene Material, kurz "Berge", wurde in frühester Zeit ringförmig um die Schachtöffnung abgelegt. Dadurch kam es in der Vergangenheit häufig zur Bildung von Schachttrichtern. Später wurde die Berge dann unmittelbar neben dem Schacht aufgehaldet. Mit zunehmender Technisierung und Differenzierung der Kupferschieferverhüttung wurden neben dem Gangmaterial auch Erze mit geringen Kupfergehalten, sog. Armerze sowie Kalke, Hangendmaterial und Weißliegendes aufgehaldet. Die Armerze konnten zur Überbrückung von Engpässen bei der Verhüttung genutzt werden, wenn die Schächte aus verschiedenen Gründen kein Erz fördern bzw. liefern konnten. Auch die anderen Materialien konnten genutzt

werden. Sie wurden in bestimmten Zonen oder Bereichen der Halden verkippt, um sie jederzeit verfügbar zu haben. Im Zuge der Konzentration auf zentrale Schacht- und Verhüttungsstandorte wurden Halden abgetragen oder umgehaldet, so daß ein räumlicher Zusammenhang zwischen dem geförderten Material aus einer Schachtanlage und der zugehörigen Bergehalde heute nicht mehr zwangsläufig gegeben sein muß.

Da die Armerze, das Hangendmaterial und auch das Weißliegende Uranpechblende enthalten können, wurden sie zeitweilig sogar durch die SDAG-Wismut untersucht und auch teilweise abgebaut.

Abb. 2.3: Bergehalden des Kupferschieferbergbaus in der Mansfelder Mulde



In Abbildung 2.3 sind die Bergehalden in der Mansfelder Mulde schematisch dargestellt. Die Halden wurden anhand ihrer Flächen in 5 Größenkategorien (< 0,01 ha, 0,01 - 0,05, 0,05 - 0,1 ha, 0,1 - 1 ha und > 1 ha) eingeteilt. Der Größenbereich der Haldenflächen erstreckt sich von 0,001 ha bei einer Halde des Altbergbaus bis zu 29,4 ha bei der Vizthum-Schachthalde. Es ist gut zu erkennen, daß die kleineren Halden des Altbergbaus offensichtlich dem Verlauf des ausgehenden Flözes folgen, während zur Muldenmitte der Anteil der größerflächigen Halden zunimmt. Die größten Halden liegen im Zentrum der Mulde.

2.2.3 Stollen

Das größte Problem des Kupferschieferbergbaus war das zwischen 50 und 100 m Tiefe auftretende Grundwasser /JAN 87/. Bis 1785 wurde dieses Problem mittels verschiedener Wasserhebetechniken, den sogenannten Künsten, angegangen. Die einzelnen Künste unterschieden sich durch den Antrieb der Pumpen, mit Hilfe derer das Wasser aus dem Schacht gepumpt wurde. Es kamen Wasser-, Pferdekraft- und Dampfmaschinen zum Einsatz. Doch die zu bewegenden Wassermassen wurden bei fortschreitendem Bergbau sogar für die modernen Dampfmaschinen zu gewaltig.

Zur Lösung dieses Problems wurden daher kilometerlange Entwässerungstollen gegraben. Diese Stollen besaßen vom Anfangspunkt bis zum Stollenmundloch ein Gefälle und konnten so das Grundwasser aus einem bestimmten Gebiet über eine große Entfernung in einen Vorfluter transportieren. Die wichtigsten Entwässerungstollen der Mansfelder Mulde waren der Froschmühlenstollen, der Zabenstedter Stollen und der Schlüsselstollen.

2.3 Verhüttung des Kupferschiefers

Das Kupferschieferflöz stellt im engeren Sinne kein Kupfererz dar, es ist nur der hauptsächlichliche Träger des Erzgehaltes. Wie in Abbildung 1.1 dargestellt, konnte Kupfer in den Flözschichten von der Dachberge bis zum Sanderz gefunden werden. Abbauwürdige Erze im Bereich der Groben und Feinen Lette, der Kammschale und des Schieferkopfes bezeichnete man als Schiefer. Sie enthielten den größten Anteil an Kupfer, im Schnitt etwa 3% je Tonne. Abbauwürdig waren auch die Erze der Dachberge. Sie enthielten im Durchschnitt ca. 2% je Tonne Kupfer. Vereinzelt traten auch im Liegenden des Kupferschieferflözes Sanderze auf, die Kupfergehalte von etwa 1,1% je Tonne aufwiesen. In Mansfeld wurden für die abbauwürdigen Partien nicht die einzelnen Erzbegriffe verwendet, sondern es wurde allgemein von "Minern" gesprochen.

Die Verhüttung des Kupferschiefers ist ein mehrstufiger Prozeß, der im Laufe seiner 750 jährigen Geschichte immer wieder Veränderungen erfahren hat. Zu Beginn der Kupferschieferverhüttung wurden vor allem Kupfer und Silber gewonnen. Mit zunehmendem chemischen und technischen Fortschritt kamen immer mehr Metalle und Verhüttungsprodukte hinzu. Neben Kupfer und Silber wurden Blei, Zink, Cadmium, Vanadium, Molybdän, Nickel, Kobalt, Gold, Platin und andere Edelmetalle hergestellt. An technischen Produkten wurden Mennige, Zinkoxyd, Schwefelsäure, Zink- und Nickelvitriol und Produkte aus Rohhüttenschlacke wie Pflastersteine, Schotter und Splitte erzeugt.

Die Erzeugung des Kupfers aus Kupferschiefer besteht im wesentlichen aus 4 Schritten:

1. Rohschmelze: Trennung der Erzminerale vom begleitenden Gestein und Herstellung von Kupferstein
2. Aufarbeitung des Kupfersteins im Konverter zum Schwarzkupfer
3. Raffination des Schwarzkupfers zum Anodenkupfer
4. Elektrolytische Raffination des Schwarzkupfers zum Elektrolytkupfer

Von den bei den einzelnen Verhüttungsschritten anfallenden Nebenprodukten, leiten sich weitere spezifische Verarbeitungswege ab. Als wichtigste Beispiele seien genannt: Verarbeitung der Flugstäube aus der Rohschmelze zu Blei, Zink und blei- und zinkhaltigen Verkaufsprodukten

- Aufarbeitung der schwefelhaltigen Konvertergase zur Schwefelsäureherstellung
- Verarbeitung der bei der Rohschmelze entstehenden Schlacke zu Pflastersteinen, Schotter und Splitte

Entscheidend für die Art der Strahlenexposition, die durch die Kupferschieferverschmelzung verursacht wird, ist eine Abtrennung des ^{210}Pb von den übrigen Gliedern der ^{238}U -Zerfallsreihe. Dies geschieht durch zwei Prozesse:

- Sublimation und Verdampfung von Verbindungen des ^{210}Pb mit den Isotopen des stabilen Bleis
- Anreicherung der schwereren Nuklide der ^{238}U -Zerfallsreihe in der Rohschlacke

Die Trennung der ^{238}U -Zerfallsreihe erfolgte hauptsächlich in den Verschmelzungsschritten 1 und 2, die im folgenden ausführlicher dargestellt werden.

2.3.1 Rohschmelze und Darstellung von Kupferstein

Die Minerale enthielten als Hauptbestandteile Cu_2S , FeS und Fe_2O_3 und "taubes Gestein". Zur Entfernung des Eisenoxids und des Gesteins wurden die Minerale mit Kohle und kieselensäurehaltigen Zuschlägen in Schachtofen (Wassermantelöfen) verschmolzen ("Schmelzarbeit"). Dazu wurde der Rückstand mit Flußspat (CaF_2) versetzt, wobei je nach Hüttenstandort und verarbeitetem Erz unterschiedliche Mengen zugesetzt werden mußten. Ebenfalls mitverarbeitet wurden noch Steinschlacken (aus Verarbeitungsschritt 2) und ungenügend entkupferte Rohschlackenreste. Das Gemisch (Möller) wurde zusammen mit der Schmelzkohle in den Schachtofen (Wassermantelöfen) gegeben. Je nach Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien wurde die Umsetzung bei Temperaturen zwischen 900 und 1200 °C durchgeführt /GME 55/.

Der Silikatgehalt der Minerale bildete dann mit CaO , MgO und Al_2O_3 die sogenannte Rohschlacke. Dabei setzt sich das Eisenoxid gemäß folgender Reaktionsgleichung (2-1) zu Eisensilikat, einem Bestandteil der Rohschlacke, um.



Weitere Hauptprodukte der Umsetzung sind Kohlenmonoxid und Kupferstein: Cu_2S + FeS .

Die Schmelze konnte durch Abflußöffnungen (Ofenaugen) in fahrbare Vorherde ausfließen. Hier trennten sich aufgrund der verschiedenen Dichten die Schlacke mit 3-4 g/cm³ und der Kupferstein (auch Rohstein) mit 4-6 g/cm³ voneinander. Der Kupferstein sammelte sich an der tiefsten Stelle des Vorherdes und wurde in regelmäßigen Abständen vom Boden abgestochen. Das Kohlenmonoxid bildete mit anderen Nebenprodukten bei der Verbrennung von Kohle wie Kohlendioxid CO₂, Wasserstoff H₂, Methan CH₄ und dem Luftstickstoff N₂ ein Gasgemisch: Gichtgas. Das Gichtgas wurde in den Kraftwerken der Rohhütten zur Stromerzeugung genutzt. Unter den angegebenen Reaktionsbedingungen sublimieren bzw. verdampfen auch Schwermetallverbindungen, hauptsächlich Blei- und Zinksulfide, die als Flugstaub zusammen mit dem Gichtgas abgeleitet wurden. Das ²¹⁰Pb, das sich chemisch nicht von den Isotopen des stabilen Bleis unterscheidet, gelangte ebenfalls in den Flugstaub des Gichtgases.

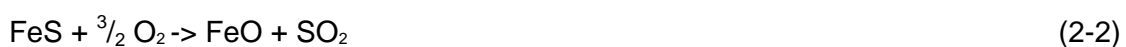
Die schwereren Nuklide der ²³⁸U-Zerfallsreihe reichernten sich in der Schlacke an. Die Trennung von ²¹⁰Pb war an dieser Stelle allerdings noch nicht vollständig, da sich auch Bleisilikate bildeten, die ebenfalls Bestandteil der Schlacke wurden.

Nach diesem Verhüttungsschritt war die Pechblende noch nicht vollständig aus dem Verhüttungsprozeß entfernt, denn auch im nachfolgenden Konverterprozeß konnten Nuklide der ²³⁸U-Zerfallsreihe nachgewiesen werden.

2.3.2 Herstellung von Roh- oder Schwarzkupfer

Zur Beseitigung des Schwefels und des Eisensulfids wurde der Kupferstein anschließend mit einer Temperatur von 900 °C in einen mit Magnesiasteinen ausgefütterten Konverter gegossen. In diesen Konverter wird, anders als bei der Eisenverhüttung, seitlich durch die sogenannten Windseiten Luft eingeblasen ("Verblaserösten").

Das Eisensulfid des Kupfersteins zum Oxid abgeröstet, welches dann anschließend mit zugeschlagenem Quarz bzw. klein geschlagener Rohhüttenschlacke und Flußspat verschlackt wurde:



Nach kurzer Zeit ist die Verschlackung beendet, und die Steinschlacke wird abgegossen. Da sie einige Prozent Kupfer enthalten kann, wird sie bei der Rohsteinschmelze anschließend wieder zugeschlagen. Auch in der Steinschlacke wurden spezifische Aktivitäten für ^{226}Ra in ähnlicher Größenordnung wie in der Rohhüttenschlacke nachgewiesen.

In der 2. Periode des Verblasens im Konverter wird das Kupfersulfid teilweise zu Kupferoxid oxidiert, wobei zweckmäßigerweise nur 2 Drittel des Kupfersulfids umgesetzt werden. Das Kupferoxid reagiert mit dem nicht umgesetzten Kupfersulfid unter Bildung von metallischem Kupfer gemäß folgender Reaktionsgleichungen:



Das Schwefeldioxid (SO_2) wurde in Kontakttürme geleitet und dort zur Schwefelsäureherstellung genutzt. In Proben aus dem Schlamm der Schwefelsäurekontakanlage wie auch im Staub der Gasleitung Konverter-Schwefelsäurekontakanlage wurden hohe spezifische Aktivitäten von ^{210}Pb gefunden. Das so erhaltene Kupfer ist Roh- oder Schwarzkupfer. Es enthält etwa 94-97% Kupfer, 1- 1,2% Schwefel, je 0,5-0,6% Silber, Nickel und Eisen und je 0,1-0,3% Blei, Zink und Sauerstoff, in Spuren noch Selen und verschiedene Edelmetalle /HOL 85/. Das Schwarzkupfer wurde anschließend einem Raffinationsschmelzen mit schlackebildenden Zuschlägen unterworfen um Zink, Antimon, Blei, Arsen, Nickel und Eisen zu entfernen. Das erhaltene Garkupfer ging zur Kupferelektrolyse und wurde dort zu Elektrolytkupfer weiterverarbeitet. In der Abbildung 2.4 sind die Radionuklidaktivitäten von Proben aus Zwischen- und Endprodukten des Kupferschieferverschmelzungsprozesses in den sogenannten Stammbaum der Verhüttung /nach GME 55/ eingetragen.

Stammbaum der Kupferschieferverhüttung

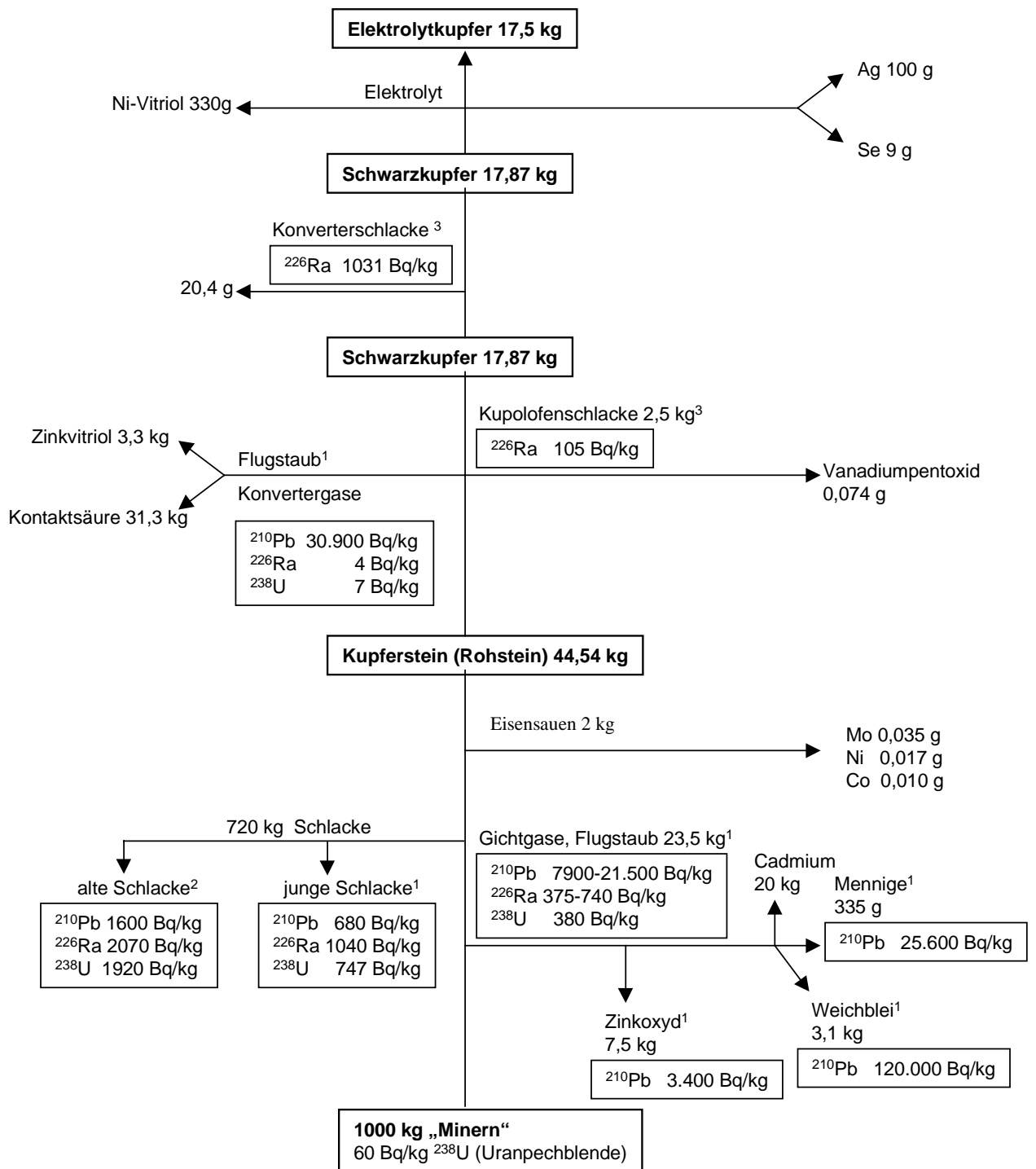


Abb. 2.4: Radionuklidaktivitäten in Zwischen- und Endprodukten der Kupferschieferverhüttung ¹/GFE 93/, ²/GFE 97/, ³/LEH 91/

2.3.3 Verarbeitung der Flugstäube

Bei der Umsetzung von Fe_2O_3 mit Kohle oder Koks (Gleichung 2-1) entsteht u. a. Gichtgas, das wegen seines Brennwertes von ca. 4000 kJ/Mol in den Kraftwerken der Rohhütten zur Stromerzeugung genutzt wurde. Vor seiner Verwendung mußte es von den flüchtigen Schwermetallverbindungen gereinigt werden, die es als Flugstaub mitführte. Zur Abtrennung des Flugstaubes wurden nacheinander zwei Verfahren eingesetzt: ein trockenes und ein nasses Abscheidungsverfahren. Beim trockenen Verfahren wurde der Schwermetallstaub in sogenannten Flugstaubkammern aufgrund des unterschiedlichen spezifischen Gewichtes und der daraus folgenden unterschiedlichen Fluggeschwindigkeit vom Gasgemisch getrennt.

Dieser Vorreinigung schloß sich dann das nasse Verfahren an, wobei auf den beiden großen Rohhütten Koch- (A. Bebel-) Hütte und Krug- (K. Liebknecht-)Hütte zwei unterschiedliche Systeme Verwendung fanden. Auf der Kochhütte erfolgte die Reinigung des Gichtgases mittels Gegenstromdesintegratoren nach System Schwarz-Bayer, auf der Krughütte mittels Gegenstromwäscher System Theisen¹. Bei beiden Systemen wurde der Flugstaub durch Versetzung mit Wasser aus der Gasphase entfernt.

Um den Flugstaub dann weiter verarbeiten zu können, mußte dieser wieder getrocknet werden. Dazu wurde der entstandene Schlamm in große Absetzbecken aufgebracht. Nach dem Absetzen wurde er in Schweltrommeln geschwelt und als Schwelgut zur Weiterverarbeitung zur Blei-Zink-Hütte nach Hettstedt gebracht.

In der Blei-Zinkhütte wurden die Flugstäube zu Weichblei, Zink, Mennige und Zinkoxyd weiterverarbeitet. Silberhaltigem Blei wurde zuvor im Entsilberungskessel noch das Silber entzogen.

2.4 Schlackeverarbeitung

Auch die nach Gleichung (2-1) anfallende Rohschlacke wurde weiterverarbeitet. Während in frühester Zeit die Herstellung von Schlackesteinen ein freiwilliges Zubrot für den Rohhüttenbetreiber darstellte, wurde später die Fabrikation von Steinen und

¹In der Literatur sind unterschiedliche Schreibweisen zu finden: Theisen /FRA 15/ und Theyßen /GOE 51/

Schotter aus Schlacke großtechnisch durchgeführt. Die glühende Schlacke wurde in Formbecken gegossen und dort noch eine kurze Zeit getempert. Nach der Temperung besaß die Schlacke hervorragende mechanische Eigenschaften: große Härte und hohe Druckfestigkeit. Aus diesem Grund wurden aus der Rohhüttenschlacke Pflastersteine, Hoch- und Tiefbordsteine, Verbandsteine, Schotter, Splitte und Sande hergestellt. Die Steine, der Schotter und die Splitte wurden im Haus- und Straßenbau verwendet, Schlackemehl fand auch als Betonzuschlagstoff Verwendung. In der Zeit von 1874 bis 1913 wurde die jährliche Produktionsmenge von 0,394 Millionen auf 18,728 Millionen Pflastersteine gesteigert.

Bei diesem Vorgang reicherten sich auch ^{238}U und seine Folgeglieder bis einschließlich ^{226}Ra in der Schlacke an. Die gefundenen Aktivitäten sind je nach Alter der Schlacke unterschiedlich. So enthalten alte Schlacken wesentlich höhere Aktivitäten an ^{238}U und ^{226}Ra als junge Schlacken. Auch äußerlich sind die beiden Schlackearten gut voneinander zu unterscheiden, ältere Schlacken besitzen meistens eine auffällige Buntfärbung. Die Aktivitätsunterschiede sind wahrscheinlich auf den höheren Anteil an schlackebildenden Stoffen bei der Kupfersteinherstellung (2-1) zurückzuführen, je nachdem, ob die Rohhütte Schlackeprodukte produzierte und verkaufte oder nur aufhaldete. Typische Beispiele der spezifischen Aktivitäten von ^{210}Pb , ^{226}Ra und ^{238}U in Rohhüttenschlacken zeigt Abb. 2.4.

Die gemessenen hohen Aktivitäten von ^{238}U in Rohhüttenschlacke lassen sich aus dem Stammbaum Abb. 2.4 allerdings nur bedingt erklären.

Vergleicht man z.B. den mittleren Gehalt von 5 g/t (ca. 60 Bq/kg) Uranpechblende in den Minern mit der ^{238}U -Aktivität von 1920 Bq/kg in alter Rohhüttenschlacke und 747 Bq/kg in junger Rohhüttenschlacke, so bedeutet dies eine 32fache bzw. 15fache Konzentrierung des Urans. Rechnerisch ergibt sich aus dem Verhältnis Minern zu Rohhüttenschlacke allerdings nur eine Konzentrierung um den Faktor 1,4.

Inwiefern sich eine Wiedergabe von Zwischen- und Nebenprodukten aus späteren Verhüttungsschritten auswirkt, ist schwer abzuschätzen. Als Beispiel sei hierfür die Steinschlacke genannt, die bei der Schwarzkupferherstellung gemäß (2-3) entstand, aber bei der Kupfersteinherstellung (2-1) wieder zugegeben wurde. Ebenso werden die Schlacken des Bleischachtofens und der Blei-Kupfer-Stein, die bei der Reinigung von Werkblei entstehen, bei der Umsetzung (2-1) wieder zugegeben.

Eine Erklärung für die Unstimmigkeiten bei der Konzentrierung der Radionuklidaktivitäten wäre auch, daß der mittlere Gehalt an Uranpechblende mit 5 g/t in den Minern /GFE 95/ zu niedrig angegeben wurde. Ausgehend vom Urangehalt der Rohhüttenschlacke ergeben sich mittlere Pechblendengehalte von 40-110 g/t.

Die Mengenangaben des Stammbaums (Abb. 2.4) stammen aus /GME 55/ und wurden dort als Mitteilung des Mansfeld-Kombinats Wilhelm Pieck zitiert. Da diese Zahlen also aus der Zeit vor der Wende stammen, wäre es auch möglich, daß aus politischen Gründen höhere Produktionsangaben gemacht wurden.

2.4.1 Seigerung²

Bis zur großtechnischen Einführung der Elektrolyse um 1937 in den Mansfelder Hüttenbetrieben wurde zur Silberherstellung bis 1824 das Verfahren der Seigerung angewendet. Zu silberhaltigem Kupfer wurde solange Blei zugegeben, bis sich ein Verhältnis von 100 Teilen Kupfer, 350 Teilen Blei und 0,65 Teilen Silber einstellte. Diese Mischung wurde bei einer Temperatur von ca. 950 °C geschmolzen. Nach der Erstarrung der Schmelze hatte sich das Silber weitgehend vollständig im Blei gelöst. Beim eigentlichen Seigervorgang schmolz man das silberhaltige Blei vorsichtig ab und trennte es so vom Kupfer.

Dieses silberhaltige Blei wurde anschließend auf sogenannten Treibherden weiter verarbeitet. Beim Abtreibungsprozeß wurde das Blei oxidierend unter Bildung von flüssiger Bleiglätte PbO "abgetrieben", d.h. die sich bildende Bleiglätte wurde ständig abgeführt bis schließlich nur noch "Blicksilber" (ca. 94%iges Silber) übrigblieb. Das beim Seigerprozeß zurückgebliebene bleihaltige Kupfer (Kupferkrätze) wurde ebenfalls in der oben beschriebenen Weise zum Seigerkupfer gegart. Dieses Seigerkupfer gelangte mit einem Restgehalt von 1% Blei als Verkaufsprodukt in den Handel.

Beim Seigervorgang wurden jährlich ca. 250 t Blei emittiert /EIS 96/.

²In der vorliegenden Literatur sind verschiedene Schreibweisen zu finden: seigern /EIS 96/, saigern /GFE 93/ und /JAN 96/

2.5 Hüttenstandorte

In der Anfangszeit des Bergbaus wurde der Kupferschiefer direkt vor Ort verarbeitet. Erst im 15. Jahrhundert wurden in Aufzeichnungen Hüttenstandorte erwähnt. Bis zum Freilassungspatent von 1671 war der Bergbau in gräflichem bzw. königlichem Besitz. In diesem Jahr konnten sich dann freie Unternehmer erstmals im Bergbau engagieren. Diese gründeten Unternehmen, die Gewerkschaften, und benannten diese nach bereits existierenden Hüttenstandorten. Im einzelnen waren dies:

- die Oberhütte bei Eisleben
- die Mittelhütte bei Eisleben
- die Kreuzhütte in Leimbach
- die Silberhütte in Mansfeld
- die Gottesbelohnungshütte bei Großörner
- die Wiesenhütte unmittelbar neben der Gottesbelohnungshütte
- die Kupferkammerhütte in Burgörner.

Die Kreuz- und die Silberhütte verwendeten die Katharinenhütte in Mansfeld als Entsilberungsanstalt, die übrigen Hütten bzw. Gewerkschaften die Seigerhütte in Hettstedt.

Das Grundprinzip der Kupferproduktion war, mit dem zur Verfügung stehenden Lagerstättenvorrat so lange als möglich auszukommen. Dabei galt das Quotenprinzip, d.h. Brennstoffvorräte, Wasser als Antriebsenergie für die Blasebälge wurden jeder Gewerkschaft zugeteilt.

1852 schlossen sich die einzelnen Hüttenbetriebe zur "Mansfeldschen Kupferschiefer bauenden Gewerkschaft" zusammen. Mit der Erschöpfung von Abbaufeldern und zunehmender Zentralisierung auf einzelne große Förderschächte wurden viele alte Hüttenstandorte aufgegeben.

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts war in Mansfeld und Leimbach nur noch die 1880 gegründete Eckardthütte in Betrieb. Im Raum Eisleben waren die Ober-, Mittel- und Unterhütte nicht mehr in Betrieb, dafür nahmen 1868 die Krughütte und 1881 die Kochhütte ihren Rohhüttenbetrieb auf. Im Raum Hettstedt wurde die Entsilberung auf

der Seigerhütte durch die Amalgamierung auf der Gottesbelohnungshütte abgelöst. Die Kupferkammerhütte beendete 1911 ihren Rohhüttenbetrieb und begann die Verarbeitung des Flugstaubes aus der Gichtgasreinigung. Diese war 1880 erstmals auf der Eckardthütte in Mansfeld versucht worden.

Mit der Einführung der Gichtgasreinigung 1911 auf der Eckardthütte und in den darauffolgenden Jahren auf der Krug- und der Kochhütte und mit der Gründung der Blei-Zinkhütte in Hettstedt erfolgte dann auch eine zunehmende Spezialisierung der einzelnen Hüttenstandorte. Nachdem 1926 die Eckardthütte geschlossen wurde, arbeiteten als Rohhütten nur noch die Krughütte in Eisleben und die Kochhütte in Helbra, während in Hettstedt die Kupfer-Silberhütte die Weiterverarbeitung des Rohsteins und die Blei-Zinkhütte die Verarbeitung der Flugstäube betrieben. Die Seigerhütte wurde zu diesem Zeitpunkt nur noch als Maschinenbauwerkstatt und Messinggießerei genutzt.

In Abbildung 2.5 sind die Standorte der wichtigsten Roh- und Feinhütten im Abbaugebiet der Mansfelder Mulde eingetragen:

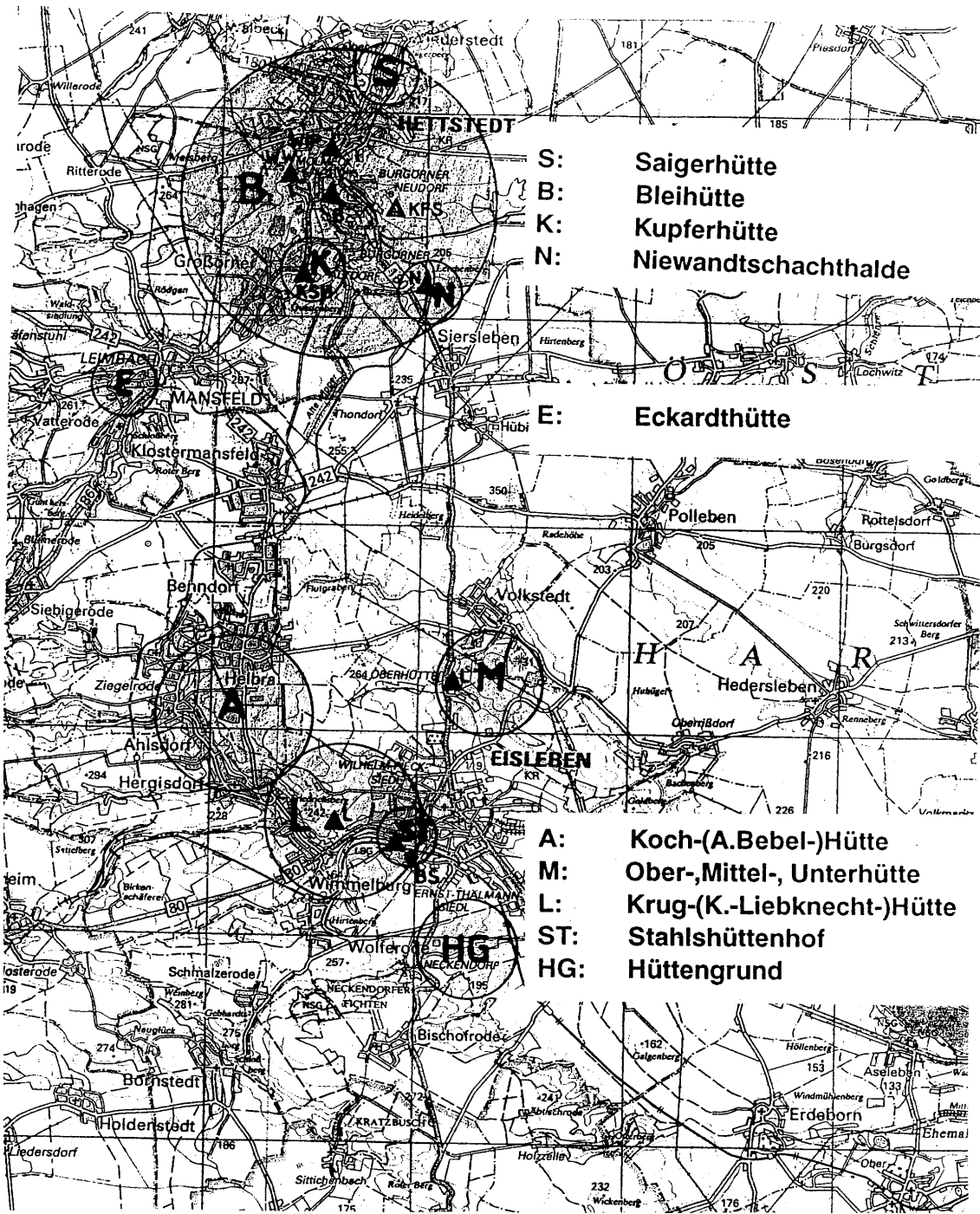


Abb. 2.5: Die wichtigsten Hüttenstandorte in der Mansfelder Mulde /GFE 93/

In Tabelle 2.1 sind die in den jeweiligen Bergbauepochen produzierten Mengen an Kupfer in t angegeben. Danach war die produktivste Zeit zwischen 1850 und 1944. Interessant ist, daß in 650 Jahren Altbergbau genausoviel Kupfer produziert wurde wie in den Jahren 1945-1990.

Tab. 2.1: Kupferproduktion in der Mansfelder Mulde /BER 96/

Bergbaueraoche	Kupferproduktion (t)
1199-1849	275.300
1850-1944	1.465.000
1944-1990	268.600
Gesamtzeitraum: 1199-1990	Gesamtmenge: 1999900

Um die Gesamtmenge an Kupfer herzustellen, die in Tabelle 2.2 angegeben ist, mußte das fünfzigfache an Minern (ca. 114.280.000 t) aus den Schächten gefördert werden. Um ein Vielfaches größer waren die Mengen an Erde und Gestein, die dafür bewegt werden mußten. Es mußten nicht nur Schächte abgeteuft werden, es wurden auch kilometerlange Stollen zur Entwässerung der Abbaufelder aufgeföhren. Laut /FRA 15/ waren 1913 ca. 22362 Arbeiter in Kupferbergbau und -Verhüttung beschäftigt, davon 19877 im Mansfelder Bezirk.

2.6

Verbreitungswege der Radionuklide durch den Kupferschieferbergbau und der Kupferschieferverhüttung

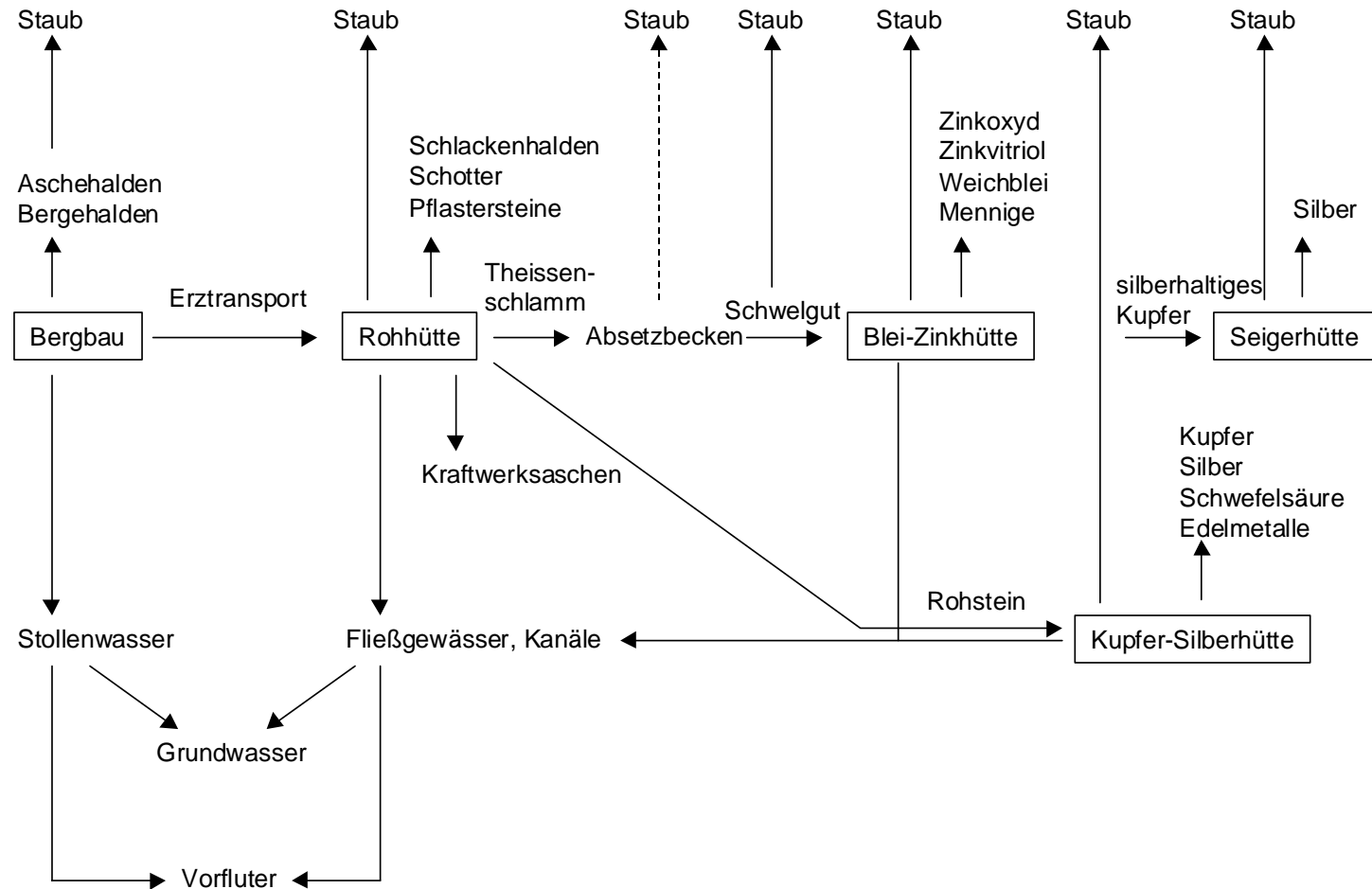


Abb.2.6: Verbreitungswege der Radionuklide durch den Kupferschieferbergbau und der Kupferschieferverhüttung

Zur Abschätzung ob eine zusätzliche Strahlenexposition der Bevölkerung in der Mansfelder Mulde durch den Kupferschieferbergbau und seine Verhüttungsindustrie verursacht wird, erfolgen zunächst Überlegungen, auf welchen Wegen und in welchem Umfang Radioaktivität in die Biosphäre gelangen kann.

In der Zeit vor dem Kupferschieferbergbau, vor etwa 800 Jahren, gab es zwischen der im Kupferschiefer enthaltenen natürlichen Radioaktivität und der Biosphäre kaum Berührungspunkte. Lediglich am Rand der Mulde, im Ausstrichbereich des Flözes, konnte Radioaktivität direkt zum Menschen gelangen. Der natürliche Transport des ^{210}Pb an die Erdoberfläche durch Exhalation des radioaktiven Edelgases ^{222}Rn (siehe Kapitel 1.5) aus dem Kupferschiefer war, bedingt durch den Verlauf des Flözes, regional höchst unterschiedlich. Hinzu kommt, daß das in etwa 150 m Tiefe anzutreffende Grundwasser für die Radonexhalation eine natürliche Barriere darstellte. Während im Ausgehenden des Kupferschieferflözes mit höheren Radonexhalationen gerechnet werden konnte, ist eine solche im Zentrum der Mulde hingegen unwahrscheinlich.

Mit dem Beginn des Kupferschieferbergbaus änderte sich diese Situation (s. Abb.2.6). Das Flözmaterial, und damit auch seine Uranvererzung, wurde an die Erdoberfläche transportiert, der größte Teil des Erzmaterials zur Weiterverarbeitung in die Rohhütten gebracht. Armerze und Bergematerial haldete man in Schachtnähe auf. In diesen Materialien waren, wie im Flözmaterial, unterschiedliche Konzentrationen an Radionukliden enthalten. Der Kupferschieferbergbau hinterließ in der Mansfelder Mulde insgesamt ca. 1291 Bergehalden. Von den Halden können die Radionuklide durch den Pflanzenbewuchs aufgenommen, an Staub gebunden durch Windverwehung ins Umfeld transportiert oder durch Beregnung ausgewaschen werden.

Ein weiterer Transportpfad für die Radionuklide in die menschliche Biosphäre ergibt sich durch den Kontakt von Wasser mit erzführendem Material, ausgelöst durch die Flutung der Förderschächte. Die während der Betriebsphase der Schachtanlagen eintretenden Wässer hatten unter Tage so gut wie keinen Kontakt mit erzhaltigem Material. Diese Schacht- und Stollenwässer wurden aufgrund ihrer Reinheit sogar oft zu Trinkwasserzwecken verwendet. Durch die Flutung nach der Stilllegung der Förderschächte konnte Wasser dann aber unmittelbar mit Erz oder Erzresten in Berührung kommen. Dieses kontaminierte Wasser gelangt ebenfalls durch die Entwässerungsstollen oder auch über Grundwasserleiter in Vorfluter.

Die im Bergbau gewonnenen "Erze" (Minern) wurden mittels Bergwerksbahn oder Seilbahnanlage zu den jeweiligen Rohhütten transportiert. Die bei der Rohsteinherstellung anfallende Rohhüttenschlacke wurde entweder zu Schlackeprodukten wie Steine, Schotter oder Splitte verarbeitet oder unmittelbar am Standort aufgehaldet. Bis 1914 gelangten die ebenfalls bei der Rohsteinherstellung entstehenden Gichtgase einschließlich des Schwermetallschwebstaubes und des ^{210}Pb ungefiltert ins Freie. Ab 1914 leitete man zwar den bei der Gichtgasreinigung anfallenden Theisenschlamm in Absetzbecken und trocknete ihn anschließend in Schweltrommeln. Durch Windverwehung von den unabgedeckten Absetzbecken und Schwelguthalden konnten aber auch hier Schwermetallstäube ins Umfeld emittiert werden.

Die Rohhütten wurden direkt an natürlichen oder künstlichen Fließgewässern, die große Blasebälge der Schachtöfen betrieben, gebaut. Durch den Hüttenbetrieb, z.B. durch die Gichtgasreinigung, ist eine Kontamination dieser Fließgewässer möglich.

Die Verhüttungstätigkeit der Blei-Zink-Hütte bestand in der Verarbeitung des Schwelguts zu Weichblei, Mennige, Zinkvitriol und Zinkoxyd (s. Kapitel 2.4.1). Sowohl das Schwelgut als auch seine Verarbeitungsprodukte weisen hohe Aktivitätsgehalte an ^{210}Pb auf (s. Tab. 2.6). Dadurch ist im Umfeld der Blei-Zinkhütte mit einer hohen ^{210}Pb -Belastung des Umfeldes zu rechnen.

Auf der Kupfer-Silberhütte wurde der Rohstein im Konverter zu Schwarzkupfer umgesetzt, wobei ebenfalls bleihaltige Flugstäube anfallen, die auch in der Blei-Zinkhütte weiterverarbeitet wurden. Somit ist auch im Umfeld der Kupfer-Silberhütte eine erhöhte Bleibelastung zu erwarten.

Die Seigerhütte wurde im Mittelalter als Entsilberungsanstalt genutzt. Beim Seigervorgang wurden ca. 250 t Blei jährlich /EIS 96/ als Staub in das Umfeld transportiert.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß im Verlauf der jeweiligen Verhüttungsstufen immer wieder die Möglichkeit zu Staubemissionen gegeben war. Aufgrund der Staubzusammensetzungen ist somit in erster Linie ^{210}Pb in das Umfeld gelangt.

3 Radiologisches Meßprogramm Hettstedt

3.1 Einleitung

Im Rahmen des Projektes "Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Hinterlassenschaften" wurden im Herbst 1993 bis zum Frühjahr 1994 die Feldarbeiten zum radiologischen Meßprogramm Hettstedt durchgeführt /GFE 2-94/, /GFE 95/. Die Probenentnahmen und die Messungen der Ortsdosisleistungen wurden von der Firma GFE, Halle, realisiert. Die entnommenen Proben wurden im Labor der IAF Radioökologie, Dresden, analysiert.

Aus technischen und projektinternen Gründen wurde die Beprobung von Nutz- und Verzehrpflanzen im Untersuchungsgebiet in der Zeit vom 20.09.93 bis zum 15.10.93 vorab zum obengenannten Meßprogramm /GFE 1-94/durchgeführt.

Das radiologische Meßprogramm Hettstedt sollte :

- Aussagen über die Höhe der äußeren Strahlenexposition im Untersuchungsgebiet,
- Aufschluß über die horizontale und vertikale Ausbreitung der langlebigen Radionuklide aus der ^{238}U -Zerfallsreihe: ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb und ^{210}Po und
- Aussagen zur Strahlenexposition der Bevölkerung durch Ingestion (Genuß von Trinkwasser, Verzehr von pflanzlichen Produkten und Boden, z.B. durch Kleinkinder) ermöglichen.

Zu diesem Zweck wurden Boden-, Pflanzen-, Sediment- und Wasserproben im Untersuchungsgebiet entnommen und analytisch untersucht. An allen Beprobungspunkten -außer an den Wasserprobenahmestellen- wurde zusätzlich die γ -Ortsdosisleistung gemessen. Folgende Tabelle gibt einen Überblick über den Untersuchungsumfang:

Tab. 3.1: Beprobungsumfang des Meßprogramms Hettstedt

	Probenahmestellen bzw. Meßpunkte	Probenanzahl
Bodenproben	1.473	2.878
Wasserproben	80	159
Pflanzenproben	100	119
Sedimentproben	32	32
Ortsdosisleistung	2.964	-

3.1.1 Untersuchungsgebiet

Das untersuchte Gebiet liegt im Norden der Verdachtsfläche 1 "Hettstedt" und hat eine Größe von ca. 35 km². Es umfaßt das Umfeld folgender ehemaliger Betriebsgelände:

- Kupfer-Silberhütte (ehemals Gottesbelohnungshütte),
- Blei-Zink-Hütte (ehemals Kupferkammerhütte),
- Seigerhütte und
- das Walzwerk Hettstedt.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes liegen die Stadt Hettstedt und die Gemeinden Großörner, Wiederstedt, Ritterode und Meisberg mit insgesamt ca. 25.000 Einwohnern. Die besiedelte Fläche nimmt jedoch nur einen kleinen Teil des Gebietes ein. Ein nicht unerheblicher Teil besteht aus den Betriebsgeländen der obengenannten Hütten, der überwiegende Teil der Flächen aus Brachflächen, Ackerflächen, Garten- und Obstland, kleinen Weideflächen sowie -untergeordnet- Wald- bzw. Baumstandflächen.

3.1.1.1 Blei-Zinkhütte

Die Blei-Zinkhütte liegt im Ortsteil Burgörner-Altdorf, südöstlich von Hettstedt. Auf dem Betriebsgelände arbeitete von 1449 bis 1911 die Rohhütte Kupferkammerhütte. Ab 1911 begann die Verarbeitung des zum Schwelgut getrockneten bleihaltigen Flugstaubes der Rohhütten. Die Verkaufsprodukte der Blei-Zinkhütte waren Weichblei, Mennige, Zinkoxyd, Zinkvitriol, und in kleinen Mengen Cadmium und Rhenium (vgl. auch Kapitel 2.4.) Die Blei-Zinkhütte produzierte bis 1978.

Die Gebäude der Blei-Zinkhütte sind bis auf die Gebäude der Zinkschmelzanlage und der ehemaligen Zinkvitriolanlage abgerissen, Teile des Geländes wurden mit Erdaushub bedeckt. Auf dem Betriebsgelände befinden sich heute noch 4 Schlackenhalden der ehemaligen Kupfer-Kammerhütte und eine Zinkklinkerhalde der Blei-Zinkhütte.

3.1.1.2 Seigerhütte

Das ehemalige Betriebsgelände der Seigerhütte befindet sich im Nordosten von Hettstedt in einer Entfernung von ca. 2,5 km zur Blei-Zinkhütte. Ursprünglich befand sich in der Zeit von 1500 bis 1525 anstelle der Seigerhütte eine Rohhütte.

1688 ging die Seigerhütte Hettstedt in Betrieb und produzierte nach dem Seigerverfahren Silber aus silberhaltigem Schwarzkupfer (vgl. Kap. 2.3.6). Gegen 1825 wurde die Amalgamierung auf der Gottesbelohnungshütte eingeführt. Da dieses Verfahren zur Silbergewinnung weitaus ökonomischer war, stellte die Seigerhütte 1845 die Silberproduktion ein und verarbeitete in der Folgezeit nur noch Blasenkupfer, Kupferkrätze und Fremderze. Seit 1910 arbeitet die Seigerhütte als Maschinenbauwerkstatt.

3.1.1.3 Kupfer-Silberhütte

Südlich von Hettstedt und südlich der Blei-Zinkhütte liegt die Kupfer-Silberhütte. Im nordwestlichen Teil des heutigen Betriebsgeländes arbeitete von 1500 bis 1797 die Gottesbelohnungshütte als Kupferrohütte. Mit der Einführung der Amalgamierung auf der Gottesbelohnungshütte begann an diesem Standort die Entsilberung nach verschiedenen Verfahren. Anfang des 20. Jahrhunderts wurde mit der Verarbeitung des Rohsteins im Konverter begonnen (vgl. Kap. 2.3.3). Seit 1916 verarbeitet man das im Konverterprozeß entstehende Schwefeldioxid zu Schwefelsäure weiter. 1937 wurde die Kupferelektrolyse auf der Kupfer-Silberhütte großtechnisch eingeführt. In der Zeit von 1926 bis 1960 leistete die Hütte nebenbei noch Rohhüttenarbeit. Seit 1970 erfolgt auf der Kupfer-Silberhütte vor allem Sekundärkupferverarbeitung (Kupferschrott).

3.1.1.4 Walzwerk

Das Betriebsgelände des Walzwerkes liegt westlich der Kupfer-Silberhütte und südwestlich der Blei-Zinkhütte. Ein kleiner Teil des Betriebsgeländes gehörte früher zur Gottesbelohnungshütte. Auf dem Gelände des Walzwerkes erfolgte keine Verhüttungstätigkeit, vielmehr wurden Kupfer, Messing und Bronze durch Verformungsverfahren wie Walzen, Ziehen und Drehen weiterverarbeitet. Eine Emission von radionuklidbelasteten Stäuben aus Verhüttungstätigkeit vom Betriebsgelände des Walzwerkes wird nicht vermutet.

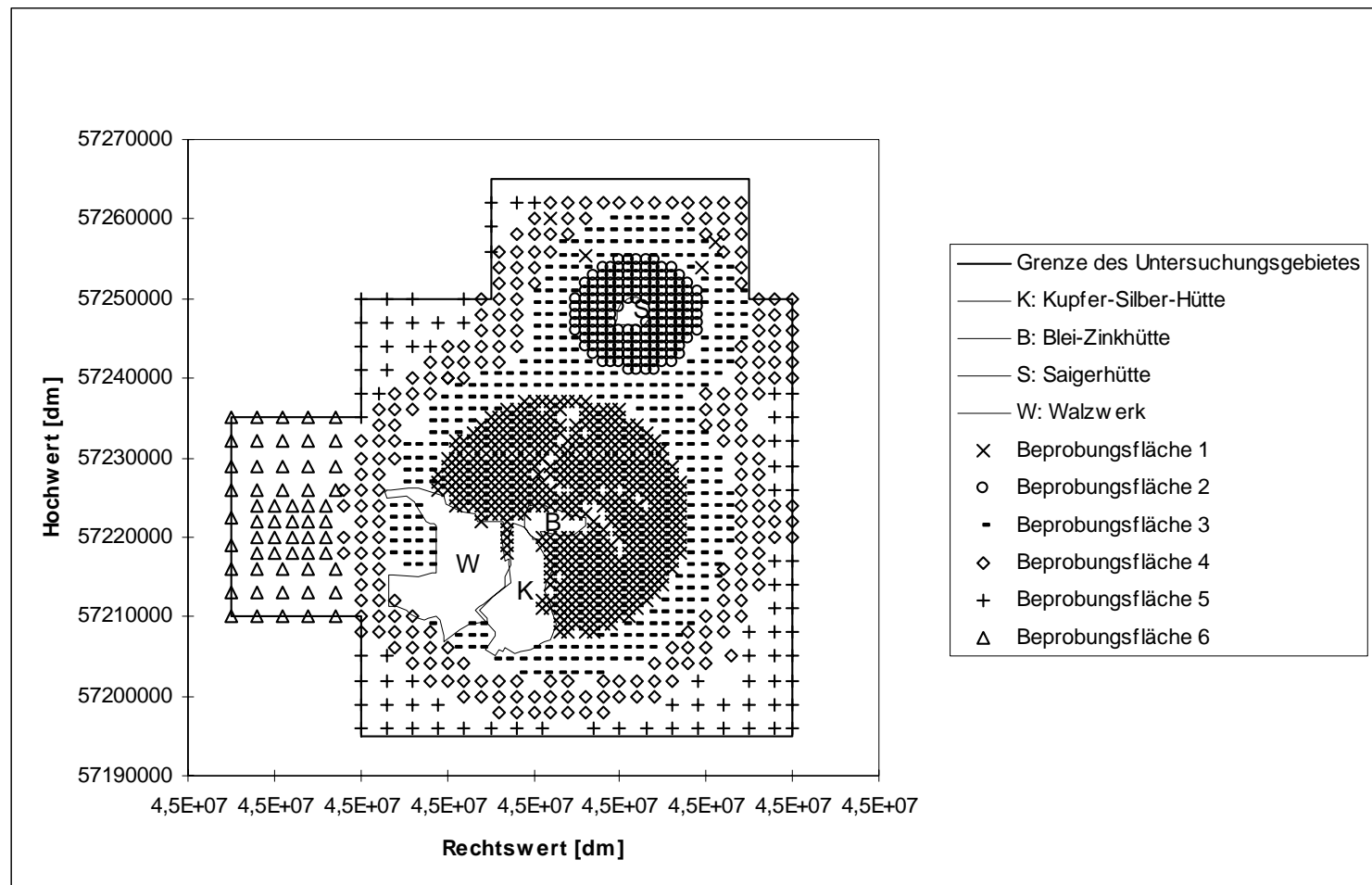


Abb. 3.1: Bodenprobenentnahmepunkte des Meßprogramms Hettstedt (schematisch)

3.2 Bodenproben

3.2.1 Durchführung

Aufgrund ihrer Stellung im Verarbeitungsablauf der Kupferschieferverschüttung ist im Umfeld der Blei-Zink- und Seigerhütte mit einer hohen Bleibelastung zu rechnen. Da sich das ^{210}Pb chemisch nicht von den anderen Bleiisotopen unterscheidet, mußte daher auch mit erhöhten ^{210}Pb - und ^{210}Po -Aktivitäten gerechnet werden. Da sich die Aktivitäten der beiden letztgenannten Radionuklide mittels γ -Ortsdosisleistungsmessung nicht nachweisen lassen, wurden zur Untersuchung ihrer horizontalen und vertikalen Ausbreitung im Untersuchungsgebiet an 1373 Punkten mittels Stechzylinder Bodenproben aus verschiedenen Teufen entnommen. Nicht beprobt wurden Flächen von Bergbauobjekten und für Bodenproben ungeeignete Flächen wie Parkplätze und Straßen.

Zur Untersuchung der vertikalen Ausbreitung der Radionuklide wurden zwei Kategorien von Böden unterschieden:

- Kategorie 1: kultivierte und bearbeitete Böden, z.B. Ackerböden oder Gartenland
- Kategorie 2: unbearbeitete oder natürliche Böden, z.B. Brachland oder Waldboden

Ein Boden wurde dann als naturbelassen bewertet, wenn er nachweislich 5 Jahre nicht mehr bearbeitet worden war. Auf Böden dieser Kategorie war eine ungestörte vertikale Ausbreitung nicht zu erwarten, daher wurde nur eine Probe aus dem Teufenintervall 0 - 0,3 m entnommen. Auf unbearbeiteten oder natürlich gewachsenen Böden wurden dagegen 3 Proben und zwar je eine aus den Teufenintervallen 0 - 0,05 m, 0,05 - 0,1 m und 0,1 - 0,2 m entnommen. An 20 Entnahmestellen wurde zusätzlich noch eine 4. Probe aus dem Teufenintervall 0,2 - 0,3 m entnommen. Die Probenentnahme auf kultivierten Böden erfolgte durch Aufgrabung mittels Spaten, die Entnahme an unbearbeiteten Böden erfolgte mit einem Stechzylinder mit Teufenmarkierung. Für die erforderliche Probemenge waren auf 1m^2 3 Einstiche erforderlich. Die Proben wurden durchgemischt, von Pflanzenteilen befreit, in luftdichte Plastikgefäße verpackt und zur Analytik gebracht.

Die Entnahmepunkte liegen auf Ringflächen, in deren Zentren die beiden potentiellen Hauptemittenden Blei-Zink- und Seigerhütte liegen (siehe Abbildung 3.1). In den

Beprobungsflächen 1 und 2, die die ehemaligen Betriebsgelände umschließen, beträgt der Abstand der Meßpunkte zueinander 100 m. Der Durchmesser des Ringes um die Bleihütte (Beprobungsfläche 1) beträgt ca. 3 km, derjenige des Seigerhüttenringes (Beprobungsfläche 2) ca. 1,5 km. Um diese beiden Ringflächen schließt sich eine weitere Fläche (Beprobungsfläche 3) in Form einer großen Acht mit einer Breite von ca. 500 m an. Der Beprobungsabstand auf dieser Fläche wurde auf 150 m erweitert. Die Fläche 3 wird von der anschließenden Beprobungsfläche 4 umschlossen. Der Beprobungsabstand in dieser Fläche beträgt 200 m. Die verbliebenen Zwischenstücke zwischen Fläche 4 und der Meßprogrammgenze bilden zusammen die Beprobungsfläche 5. Das im Westen an das Untersuchungsgebiet angrenzende Wohngebiet Meisberg wurde als Beprobungsfläche 6 mit einem Beprobungsabstand von 200 m im Zentrum bzw. 300 m an der Peripherie in das Untersuchungsgebiet integriert.

Die Verteilung der Beprobungspunkte auf die einzelnen Flächen gibt Tabelle 3.2 wieder.

Tab. 3.2: Anzahl und Raster der Entnahmepunkte auf die einzelnen Beprobungsflächen

	Beprobungsfläche				
	1	2	3	4	5 u. 6
Beschreibung	Umfeld Bleihütte	Umfeld Seigerhütte	Innerer Ring	Äußerer Ring	Randstücke u. Meisberg
Durchmesser [m]	3.000	1.500	500	500	-
Meßpunkt-abstand [m]	100	100	150	200	200 u. 300
Anzahl der Beprobungs-punkte	507	166	333	227	140

Somit liegt ca. die Hälfte aller Meßpunkte auf den Beprobungsflächen 1 und 2, die unmittelbar an die Betriebsgelände der Blei- bzw. Seigerhütte angrenzen.

3.2.2 Analytik

3.2.2.1 Probenvorbereitung

Die Entnahme und Verpackung der Proben erfolgte wie in Kapitel 3.2.1 beschrieben durch die Feldfirma.

3.2.2.2 Methode

Die Präparation der Proben und die Messungen der nuklidspezifischen Aktivitätskonzentrationen erfolgte in den Labors von IAF-Radioökologie GmbH, Dresden, mit Hilfe der kompletten Gammaskpektrometrie /IAF 1-94/, /IAF 2-94/. Die verwendeten Gammaskpektrometer waren hochreine Germanium-Detektoren vom n-Typ (Effektivität 20%) der Firma Intertechnique. Die Gammaskpektren wurden im Energiebereich von 20 bis 1600 keV gemessen, ihr Auflösungsvermögen betrug im niederenergetischen Bereich 0,8 keV, im höherenergetischen Bereich 1,8 keV. Die Kalibrierung der Nachweisempfindlichkeit der Gammaskpektrometer in den verschiedenen Geometrien (0,45-l-Ringmeßbecher und 30-ml-Flachschale) und für Proben unterschiedlicher Matrix, Dichte und mittlere Kernladungszahl erfolgte mit Standards der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt (PTB) Braunschweig. Verwendet wurden dafür zwei Mischproben aus mehreren Radionukliden und ein ¹²⁹J-Standard. Bei der Kalibrierung kamen kalibrierte Uranproben der IAF, gemischt mit verschiedenen Trägermaterialien, zum Einsatz. Als Ergebnis lagen Ausbeutekurven für Proben unterschiedlicher Matrices vor. Die Selbstabsorption ist weitgehend in den Ausbeutekurven enthalten. Durch die Einbeziehung des Energiebereichs unterhalb 100 keV ist die gleichzeitige Bestimmung aller gammastrahlenden Nuklide möglich. Die Meßzeit für die Bodenproben betrug 3000 s. In Tab. 3.3 sind die Linien angegeben, nach denen die gammaskpektrometrische Bestimmung der Radionuklide erfolgte und die auf die Meßzeit bezogenen Nachweisgrenze.

Tab. 3.3: Radionuklide und ihre gammaspektrometrische Bestimmung

Nuklid	Gammaspektrometrische Bestimmung			NWG
	direkt	indirekt über	Linie in keV	[Bq/kg]
^{238}U	-	^{234}Th	63, 92	≤ 8
		$^{234\text{m}}\text{Pa}$	1.001	
		^{235}U	144, 163, 186, 205	
^{226}Ra	^{226}Ra	-	186	≤ 1
^{228}Ra		^{228}Ac	911, 969	≤ 3
^{210}Pb	^{210}Pb		46	≤ 8
^{40}K	^{40}K		1.461	≤ 4

3.2.2.3 Qualitätssicherung

Die Qualität der Analytikergebnisse wurde durch eine interne und eine externe Qualitätssicherung gewährleistet. Als interne qualitätssichernde Maßnahmen wurden durchgeführt:

- regelmäßige Überprüfung der Nachweisempfindlichkeit und der Untergrundstrahlung der einzelnen Spektrometer durch Vergleich mit Messungen an derselben Probe
- Untersuchungen zum Füllstand des Marinellibechers in bezug auf die spezifischen Aktivitäten der Probe.
- Berücksichtigung des Einflusses von Absorptions- und Summationseffekten.

Die äußere Qualitätssicherung erfolgt durch regelmäßige Teilnahme an Ringvergleichen im nationalen und internationalen Rahmen (IAEA, BfS, DFA u.a.).

3.3 Meßergebnisse

Die Tabelle 3.4 gibt einen ersten Überblick über die gefundenen Aktivitätsbereiche der natürlichen Radionuklide über die aufgezeigten Probenteufen in natürlichen und bearbeiteten Böden. Die höchste Aktivität für ^{210}Pb wurde in der obersten Beprobungsteufe, bei ^{226}Ra und ^{238}U in einer Tiefe von 10 - 20 cm bei natürlichen Böden gefunden. Bei allen Nukliden wurden die höchsten Aktivitäten im Intervall von 0 - 20 cm der natürlichen und naturbelassenen Böden gemessen. Im Vergleich mit den in

/BFS 98/ angegeben natürlichen spezifischen Aktivitäten von 50 Bq/kg für Nuklide der ^{238}U -Zerfallsreihe, sind die gefundenen Maximalwerte als sehr hoch einzustufen.

Im Unterschied dazu wurden beim Vertreter der ^{232}Th -Reihe, dem ^{228}Ra , und beim ^{40}K keine Auffälligkeiten festgestellt.

Tab. 3.4: Radionuklidaktivitäten und γ -Ortsdosisleistung von Bodenproben über verschiedene Teufen

Teufenbereich	Probenanzahl	^{40}K	^{210}Pb	^{226}Ra	^{228}Ra	^{238}U	ODL
[m]	[N]	[Bq/kg]					[nSv/h]
0 - 0,05	687	46-990	20-1415	17-340	2-66	1-320	66-326
0,05 - 0,1	687	62-1340	15-626	17-710	6-88	12-675	66-326
0,1 - 0,2	687	75-1260	10-850	16-1110	7-70	12-990	66-326
0,2 - 0,3	20	180-940	33-178	44-180	25-63	50-180	95-116
0 - 0,3	686	80-1020	12-580	12-530	12-78	7-575	71-511

3.3.1 Horizontale Verteilung

Aus der Abbildung 3.1 wird ersichtlich, daß die Beprobungsflächen 1 und 2 unmittelbar an die ehemaligen Betriebsgelände der Blei-Zinkhütte und der Seigerhütte angrenzen. Wenn eine Emission von radioaktivem Schwebstaub während des Hüttenbetriebs stattgefunden hat, so müßte sich das auf diesen Flächen durch erhöhte Aktivitäten in den obersten Bodenschichten nachweisen lassen.

Zur Untersuchung der horizontalen Verteilung der Radionuklidaktivitäten in der obersten Bodenschicht wurden die Probenahmepunkte entsprechend ihrem Abstand zu den ehemaligen Betriebsgeländen der Blei-Zinkhütte und der Seigerhütte kategorisiert. Dazu wurden die Abstandsvektoren der Probenahmepunkt-Koordinaten zum geographischen Mittelpunkt der Betriebsgelände bestimmt. Die Probenahmepunkte wurden dann aufgrund ihres Abstandes zum Betriebsgelände im Fall der Blei-Zinkhütte 5 Ringflächen, im Fall der Seigerhütte 4 Ringflächen zugewiesen. Die Probenahmepunkte der inneren 4 Ringe um die Blei-Zinkhütte entsprechen der Beprobungsfläche 1, die inneren 3 Ringe um die Seigerhütte entsprechen der Beprobungsfläche 2. Hinzu kommen in den äußeren Ringflächen noch Beprobungspunkte aus der Beprobungsfläche 3. Um eine Zuordnung zu einem Emittenden zu ermöglichen, wurden die Radien der Ringe so gewählt, daß möglichst keine Überschneidung der Ringflächen zwischen Blei-Zinkhütte und Seigerhütte stattfindet. Lediglich die beiden äußersten Ringe überschneiden sich an zwei Entnahmepunkten (siehe Abbildung 3.2).

Tab. 3.5: Radien und Beprobungspunkte der Ringflächen um die Blei-Zink- und Seigerhütte

Ringfläche	Blei-Zinkhütte [Radius in m]	Anzahl der Beprobungspunkte		Seigerhütte [Radius in m]	Anzahl der Beprobungspunkte	
		0-0,05 m	0-0,3 m		0-0,05 m	0-0,3 m
1	600	67	6	400	36	2
2	900	78	26	600	62	3
3	1.200	80	61	800	74	3
4	1.500	52	121	1.000	26	20
5	1.800	42	73			

Die Breite der Ringflächen um einen Hüttenstandort wurde immer gleich gewählt und so festgelegt, daß für eine statistische Auswertung eine ausreichend große Anzahl an Meßwerten zur Verfügung stand. Die Ringe um die Blei-Zinkhütte werden im Südwesten von den Betriebsgeländen der Kupfer-Silberhütte und des Walzwerkes

durchbrochen. Da nicht davon auszugehen ist, daß auf diesen Geländen eine Kontamination ausschließlich durch die Emissionen der Blei-Zinkhütte hervorgerufen wurde, sondern vielmehr durch die Arbeiten auf den Geländen selbst, wird im Rahmen dieser Auswertung auf die Meßergebnisse dieser Gelände verzichtet.

Bei der Beurteilung der Ergebnisse sind drei Punkte zu beachten:

1. Auf den äußeren Ringen sind wegen der größeren Flächeninhalte mehr Probenahmepunkte enthalten.
2. Es liegen unterschiedliche Bodennutzungen und damit auch Beprobungsteufen an den einzelnen Entnahmepunkten vor.
3. In der Ringfläche 5 um die Blei-Zinkhütte vergrößerte sich der Beprobungsabstand auf 150 m.

Die folgende Abbildung 3.2 zeigt schematisch die Lage der Ringflächen und die zugehörigen Probenahmepunkte.

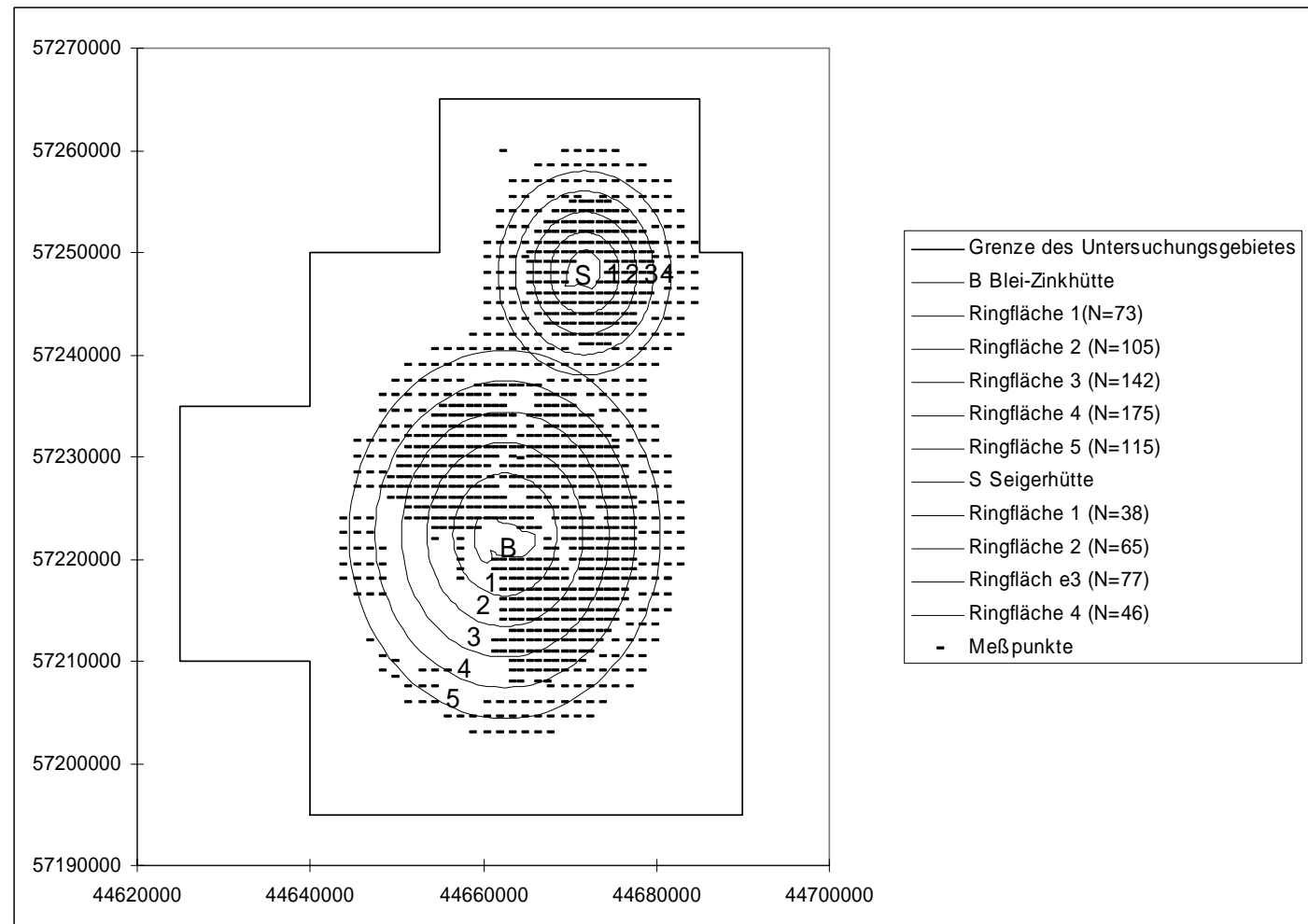


Abb. 3.2: Kategorisierung der Entnahmestellen nach Abstand zu den ehemaligen Betriebsgeländen

3.3.1.1 Radionuklidverteilung im Umfeld des Betriebsgeländes der Blei-Zinkhütte

Die Abbildung 3.3 zeigt die Mittelwerte der Nuklidaktivitäten von ^{210}Pb , ^{226}Ra und ^{238}U und der γ -Ortsdosisleistung in den obersten Bodenschichten auf den einzelnen Ringflächen.

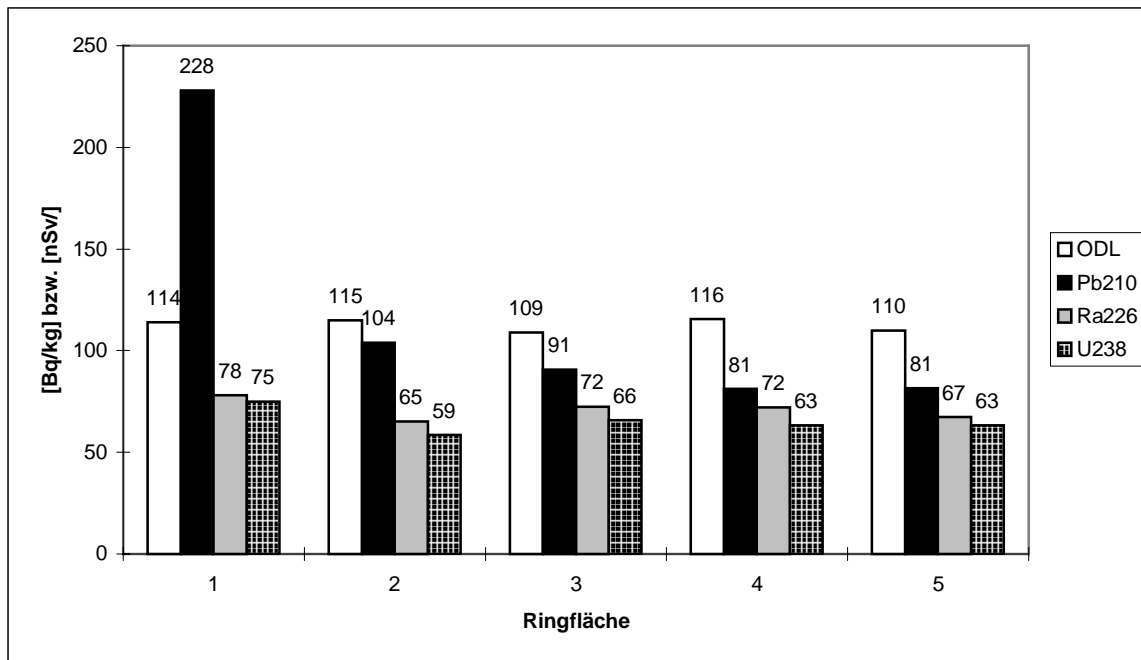


Abb. 3.3: Mittlere Radionuklidaktivitäten [Bq/kg] und Ortsdosisleistungen [nSv/h] auf den Ringflächen im Umfeld der Blei-Zinkhütte

Im Ergebnis zeigt sich folgendes:

- Die mittleren ^{210}Pb -Aktivitäten in den obersten Bodenschichten sind in unmittelbarer Nähe zur Blei-Zinkhütte am höchsten.
- Die Mittelwerte der übrigen Radionuklidaktivitäten einschließlich der Ortsdosisleistung sind entfernungsunabhängig konstant.

Der höchste Wert im gesamten Untersuchungsgebiet des Meßprogramms mit 1415 Bq/kg für ^{210}Pb (Tab. 3.4) wurde ebenfalls in der Ringfläche 1 gemessen. Die mittlere ^{210}Pb -Aktivität ist in der Ringfläche 1 ungefähr dreimal, in der Ringfläche 2 noch doppelt so hoch wie die mittlere Aktivität des Mutternuklids ^{226}Ra in derselben

Ringfläche. Bei der Mittelwertbildung wurden zunächst noch keine Bodenkategorien unterschieden.

Bei Berücksichtigung der unterschiedlichen Bodennutzungen bzw. unterschiedlichen Beprobungstufen ergeben sich bei der Mittelwertbildung die in Abb. 3.4 dargestellten Verteilungen:

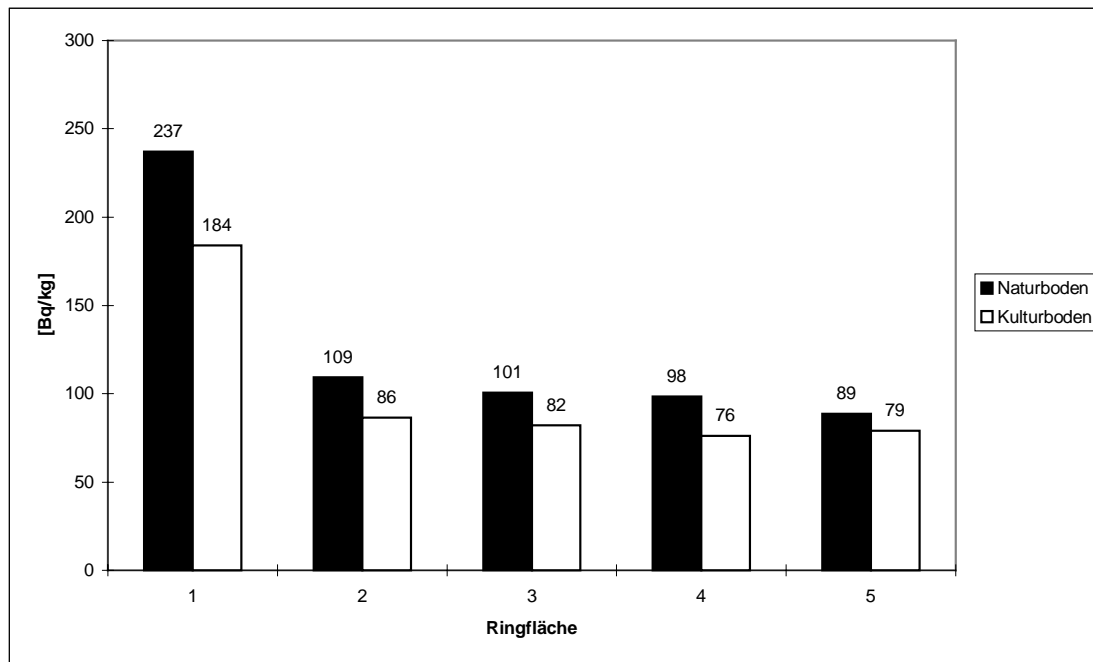


Abb. 3.4: Mittelwerte der ^{210}Pb -Aktivitäten in natürlichen Böden (0-0,05m) und kultivierten Böden (0-0,3m)

Auch bei dieser Auswertung ist zu erkennen, daß die ^{210}Pb -Aktivitäten in den Bodenproben mit zunehmendem Abstand vom ehemaligen Betriebsgelände der Blei-Zinkhütte abnehmen, und zwar in beiden Bodenkategorien. Dabei sind die Mittelwerte der Aktivitäten auf den natürlichen Böden höher als auf den bearbeiteten Böden. Auf diesen Sachverhalt wird in Kap. 3.4.1 noch ausführlicher eingegangen.

3.3.1.2 Radionuklidverteilung im Umfeld des Betriebsgeländes der Seigerhütte

Nach Auswertung der Bodenproben auf den Ringflächen um die Seigerhütte ergibt sich Abb. 3.5:

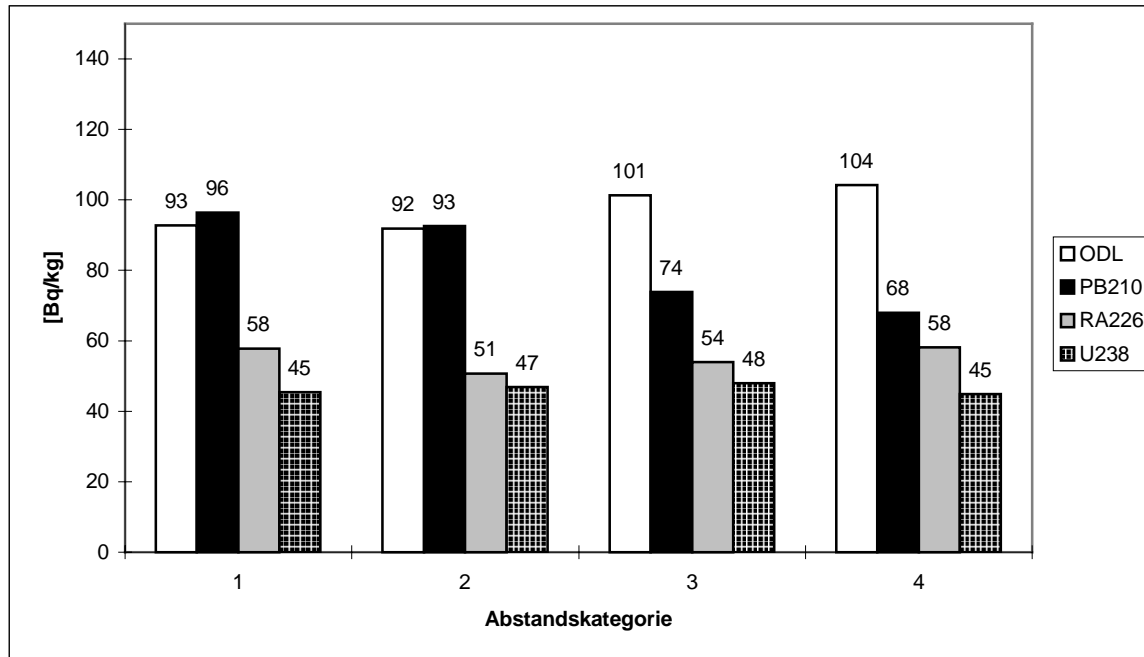


Abb. 3.5: Mittlere Radionuklidaktivitäten und Ortsdosisleistungen auf den Ringflächen 1-4 außerhalb der Seigerhütte

Auch in der Umgebung der Seigerhütte lässt sich eine Erhöhung der mittleren ^{210}Pb -Aktivitäten in der obersten Beprobungsteufe in unmittelbarer Nähe des Betriebsgeländes zeigen. Die Erhöhung ist allerdings nicht so ausgeprägt wie im Umfeld der Blei-Zinkhütte; dennoch liegen die Mittelwerte der ^{210}Pb -Aktivitäten auf der Ringfläche 1 und 2 ungefähr um den Faktor 2 höher als die der ^{226}Ra -Aktivitäten. Eine Auswertung nach unterschiedlichen Bodenkategorien entfällt, da im Seigerhüttenumfeld fast ausschließlich natürlicher Boden zu beproben war (siehe Tabelle 3.5).

Da zu Betriebszeiten eine Verarbeitung von bleihaltigen Flugstäuben auf der Seigerhütte nicht stattfand, war mit der gefundenen erhöhten ^{210}Pb -Aktivität in der obersten Beprobungsteufe im Umfeld des Betriebsgeländes der Seigerhütte eigentlich nicht zu rechnen. Der tatsächliche Grund für die vorgefundene Kontamination des Seigerhüttenumfeldes konnte auch mit der vorliegenden Literatur nicht gefunden

werden, da hier keine Aussagen zur Herkunft des zur Seigerung verwendeten Bleis gemacht wurden.

Eine Kontamination des Umfeldes der Seigerhütte mit ^{210}Pb ist somit nicht primär auf den Urangehalt im Kupferschiefer zurückzuführen. Zwar können beim Seigerprozeß, die im Schwarzkupfer enthaltenen ^{210}Pb -Gehalte des Kupferschiefers ins Umfeld emittieren. Ob diese Menge allerdings allein ausreicht, um das Umfeld der Seigerhütte derart zu kontaminieren, daß rund 150 Jahre nach Betriebsende sich noch kein radioaktives Gleichgewicht zwischen ^{210}Pb und ^{226}Ra eingestellt hat, ist fraglich. Beim Vergleich der Verhüttungstätigkeit beider Hüttenstandorte kommt man zu dem Schluß, daß es sich bei der Seigerhütte um den größeren Emittenden von Blei handeln mußte. Hier war das Blei beim sogenannten "Abtreiben" ein fester Bestandteil der Silberherstellung (siehe Kapitel 2.4.1). Die Hauptaufgabe der Bleihütte war jedoch die Bleiherstellung, d.h. aus wirtschaftlichen Gründen wurden große Bleiverluste nach Möglichkeit vermieden.

Um abzuschätzen, wie hoch die ursprüngliche mittlere ^{210}Pb -Aktivität unmittelbar nach Betriebsende der beiden Hütten auf der jeweiligen Ringfläche 1 war, wird in Gleichung (1-5) als Ausgangsgröße die 1993 vorgefundene emissionsbedingte ^{210}Pb -Aktivität eingesetzt. Diese ergibt sich aus der Differenz zwischen der mittleren Aktivität des Mutternuklids ^{226}Ra und der mittleren ^{210}Pb -Aktivität in derselben Ringfläche. Das Ergebnis ist in der Tabelle 3.6 dargestellt.

Tab. 3.6: Abschätzung der mittleren ^{210}Pb -Aktivitäten im Umfeld der Blei-Zink- und der Seigerhütte unmittelbar nach Betriebsende

Hüttenstandort	Betriebsende	Probenahme	Aktivität 1993	Aktivität Betriebsende
			[Bq/kg]	
Blei-Zinkhütte	1978	1993	228	363
Seigerhütte	1845	1993	76	7.562

Aus Tabelle 3.6 läßt sich entnehmen, daß die mittlere ^{210}Pb -Aktivität im Umfeld der Seigerhütte unmittelbar nach Betriebsende wahrscheinlich um einen Faktor 20 höher lag als bei Betriebsende der Blei-Zinkhütte. Die Abschätzung ist allerdings sehr grob, da schon 1 Bq/kg ^{210}Pb in 1993, den Wert der Aktivität bei Betriebsende um ca. 100 Bq/kg ändert. Desweiteren werden bei der Abschätzung sämtliche Transport- und Abreicherungs Vorgänge vernachlässigt, die in natürlichen Systemen auftreten können.

3.3.1.3 Radionuklidverteilung im erweiterten Umfeld

Neben den Probenahmestellen, die zum unmittelbaren Umfeld der Hüttenstandorte gezählt werden (siehe die Tabelle 3.2) befinden sich auf dem äußeren Teil der Teilfläche 3 und auf den Teilflächen 4, 5 und 6 noch 411 weitere Probeentnahmepunkte. Nach Mittelwertbildung über die Nuklidaktivitäten in den obersten Probenteufen der verschiedenen Bodenkategorien ergibt sich für ^{210}Pb die in Abb. 3.6 gezeigte Verteilung.

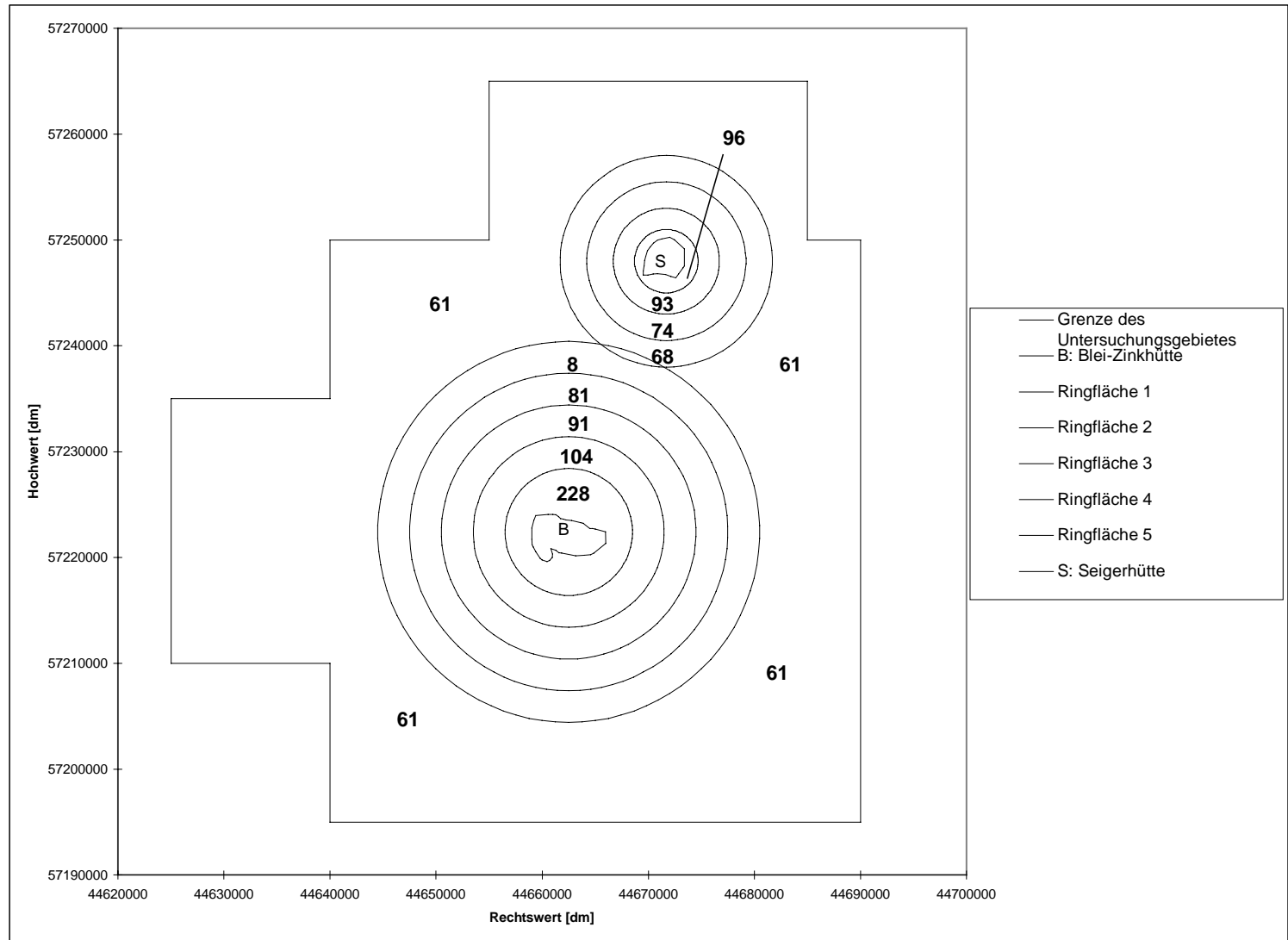


Abb. 3.6: Verteilung der mittleren ^{210}Pb -Aktivitäten in den obersten Bodenproben im Umfeld der Blei-Zink- und der Seigerhütte

Es zeigt sich, daß die mittlere ^{210}Pb -Aktivität in größerer Entfernung zu den Betriebsflächen der beiden Hütten noch niedriger liegt als auf den äußeren Ringflächen. Die mittleren Aktivitäten von ^{226}Ra und ^{238}U in den obersten Beprobungsteufen sind nicht dargestellt, da hier keine Entfernungsabhängigkeit nachgewiesen werden konnte. Die mittlere Aktivität für ^{226}Ra beträgt 54 Bq/kg und für ^{238}U 47 Bq/kg.

Die gefundenen Ergebnisse decken sich mit den Untersuchungen von Bleiniederschlägen im Umfeld von 15 Betrieben, darunter auch eine Sekundärbleihütte /VDI 84/. Im Ergebnis zeigte sich, daß die Haupt-Immissionslast in einem engen Radius von ca. 1 Kilometer um die Emissionsquelle zu finden war.

Die mittlere Aktivität des ^{210}Pb in den Böden in der Ringfläche 1 um die Blei-Zinkhütte überschreitet den Richtwert der spezifischen Aktivität eines Radionuklids der ^{238}U -Zerfallsreihe von 200 Bq/kg im Boden in "Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen ..."/SSK 2-92/. Somit ist dieses Gebiet um die Blei-Zinkhütte nur unter Einschränkungen nutzbar.

3.4 Vertikale Verteilung

Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet an 687 Meßpunkten von natürlichen und unbearbeiteten Böden in drei unterschiedlichen Teufen (0-0,05 m, 0,05-0,1 m und 0,1-0,2 m) Proben entnommen und analysiert. Die gefundene Aktivitätsverteilung der einzelnen Radionuklide in den verschiedenen Beprobungsteufen ist in Abbildung 3.7.1-5 dargestellt. Zur besseren Vergleichbarkeit der Verteilungen der Radionuklidaktivitäten der ^{238}U -Zerfallsreihe, wurden bei den Darstellungen in den Abbildungen 3.7.1, 3 und 5 die Abszissen vereinheitlicht. Dadurch konnte allerdings der höchste Aktivitätswert des ^{210}Pb mit 1415 Bq/kg in der Beprobungsteufe 0-0,05 m nicht dargestellt werden.

Im Vergleich zu seinen Mutternukliden ^{238}U und ^{226}Ra wurden beim ^{210}Pb (Abb. 3.7.1) in allen Beprobungsteufen höhere Aktivitäten gemessen, wobei die maximalen Werte in der obersten Beprobungsteufe auftreten. Die Verteilungen der Aktivitäten von ^{226}Ra (Abb.3.7.3) und ^{238}U (Abb.3.7.5) hingegen ähneln sich weitgehend. Bei beiden Nukliden sind keine signifikanten Unterschiede der Aktivitätsgehalte zwischen den einzelnen Beprobungsteufen zu erkennen. Die Aktivitäten von ^{40}K und ^{228}Ra sind über die verschiedenen Teufen nahezu normalverteilt.

Tab. 3.7: Mittelwerte \bar{x} , Standardabweichungen σ und Mediane \tilde{x} der Aktivitäten in verschiedenen Teufen von natürlichen Böden.

Teufe [m]		^{40}K	^{210}Pb	^{226}Ra	^{228}Ra	^{238}U
0 - 0,05	\tilde{x}	515	102	60	38	54
	σ	128	90	28	9	27
	\bar{x}	525	79	54	38	50
0,05 - 0,1	\tilde{x}	535	77	63	40	57
	σ	132	61	40	10	39
	\bar{x}	540	63	54	40	49
0,1 - 0,2	\tilde{x}	542	68	63	41	58
	σ	126	56	58	11	54
	\bar{x}	545	55	53	41	49

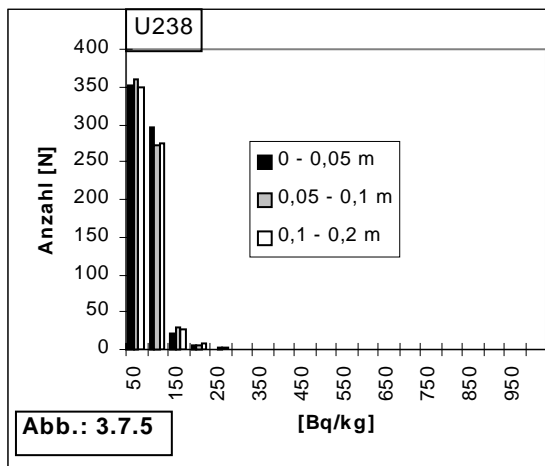
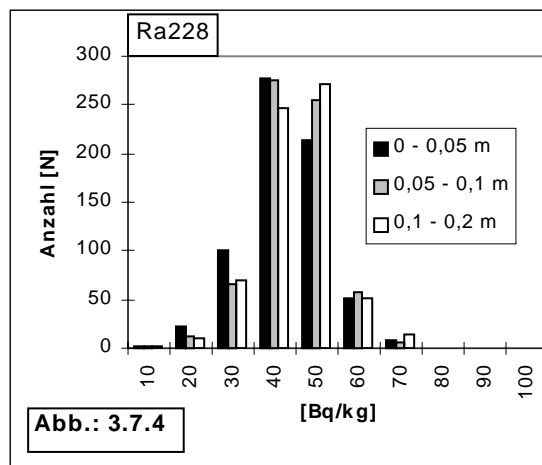
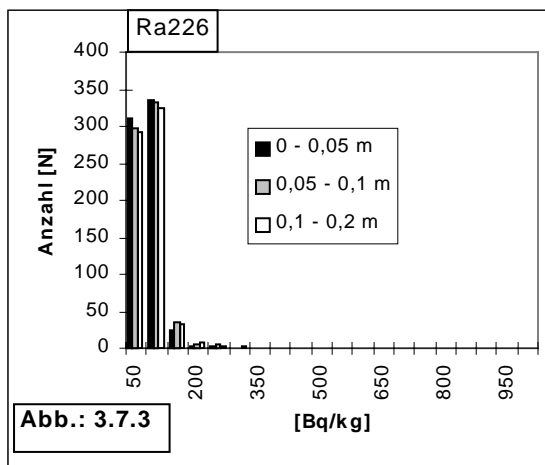
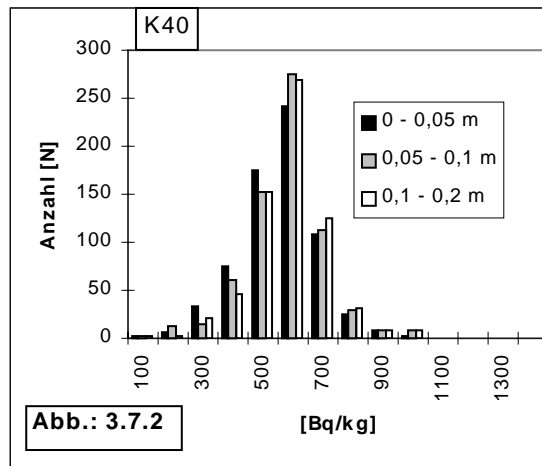
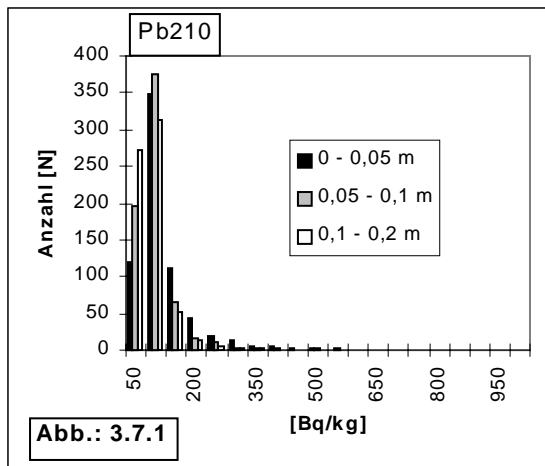


Abb. 3.7.1-5: Verteilung der Radionuklidaktivitäten in unterschiedlichen Beprobungstiefen von natürlichen Böden

Zur Untersuchung des radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{238}U und seinen Tochternukliden ^{226}Ra und ^{210}Pb in den Bodenproben wurden die Korrelationen zwischen den einzelnen Meßwertreihen mit der Methode der kleinsten Fehlerquadrate bestimmt.

Im obersten Teufenintervall des Bodens ist eine signifikante Korrelation zwischen ^{210}Pb und seinen Mutternukliden noch nicht gegeben. Allerdings besteht in diesem Intervall auch zwischen ^{226}Ra und ^{238}U nur eine sehr geringe Korrelation /ZÖF 88/. Im zweiten Beprobungsintervall tritt eine mittlere Korrelation /ZÖF 88/ zwischen ^{210}Pb und seinen Mutternukliden auf, während ^{226}Ra und ^{238}U weitgehend im Gleichgewicht vorliegen. In der Teufe von 0,1-0,2 m liegt die Zerfallskette schließlich weitgehend ungestört vor, da hier die Korrelation am höchsten ist.

Tab. 3.8: Korrelationen der spezifischen Aktivitäten von ^{210}Pb , ^{226}Ra und ^{238}U in verschiedenen Beprobungsteufen

Teufe [m]		Korrelation mit ^{226}Ra	Korrelation mit ^{238}U
0 - 0,05	^{210}Pb	0,21	0,34
	^{226}Ra	1	0,62
0,05 - 0,1	^{210}Pb	0,53	0,53
	^{226}Ra	1	0,82
0,1 - 0,2	^{210}Pb	0,83	0,84
	^{226}Ra	1	0,92

3.4.1 Vergleich der Nuklidaktivitäten in natürlichen und kultivierten Böden

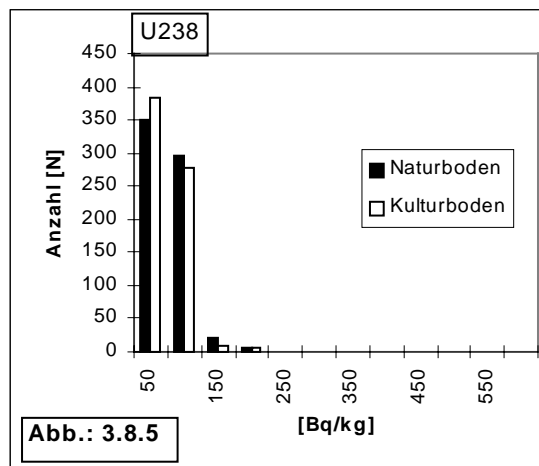
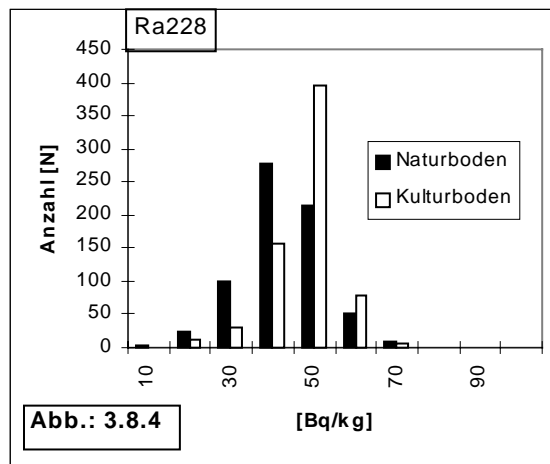
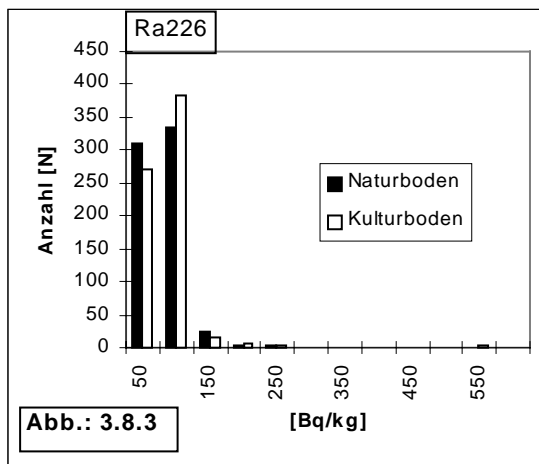
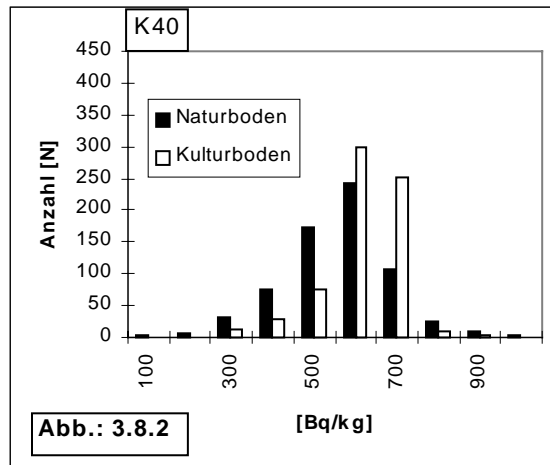
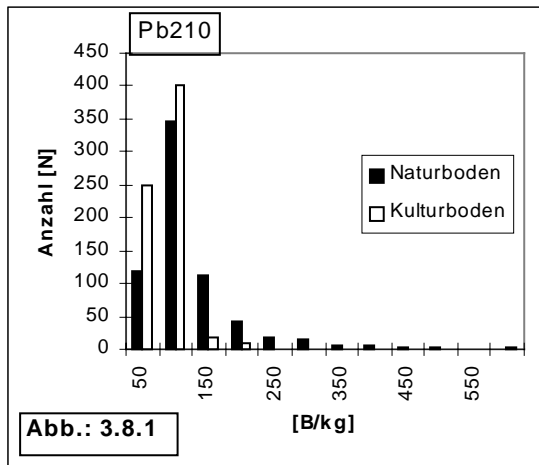


Abb. 3.8.1-5: Nuklidaktivitäten in Natur- und Kulturböden des Untersuchungsgebietes

Die Abbildungen 3.8.1-5 zeigen einen Vergleich der einzelnen Radionuklid-Aktivitäten in der obersten Beprobungstiefe 0-0,05 m bei natürlichen Böden sowie in der Beprobungstiefe 0-0,3 m bei kultivierten Böden.

Auffallend ist, daß die Verteilung der spezifischen Aktivitäten von ^{210}Pb auf natürlichen Böden im Gegensatz zu den in kultivierten Böden zu höheren Werten verschoben ist. Diesbezüglich sind zwischen ^{226}Ra und ^{238}U keine Unterschiede festzustellen; im Vergleich mit ^{210}Pb sind deren Verteilungen jedoch zu kleineren Aktivitäten verschoben. Die Verteilung der spezifischen Aktivitäten bei bearbeiteten Böden ist bei allen drei Nukliden hingegen ähnlich. Wie erwartet, ist die Aktivität von ^{40}K aufgrund des Löslichkeitsverhalten von Kaliumverbindungen annähernd normalverteilt, u.z. sowohl für natürliche als auch für bearbeitete Böden. Allerdings ist eine kleine Verschiebung der Verteilung zu höheren Aktivitäten für bearbeitete Böden zu beobachten. Dies könnte auf den Einsatz von Dünger auf landwirtschaftlich genutzten Flächen zurückzuführen sein. Der für ^{40}K beschriebene Sachverhalt ergibt sich auch für ^{228}Ra .

In Tabelle 3.9 sind die Mittelwerte, Standardabweichungen und Medianwerte der spezifischen Aktivitäten für die einzelnen Bodenkategorien zusammengefaßt.

Tab. 3.9: Mittelwerte \bar{x} Standardabweichungen σ und Medianwerte \tilde{x} in Bq/kg Boden der einzelnen Bodenkategorien

		^{40}K	^{210}Pb	^{226}Ra	^{228}Ra	^{238}U
natürlicher Boden	\tilde{x}	515	102	60	38	54
	σ	128	90	28	9	27
Kultur-boden	\tilde{x}	525	79	54	38	50
	\tilde{x}	569	63	62	43	54
	σ	92	45	40	8	41
	\tilde{x}	590	55	55	44	48

Beim Vergleich der mittleren Aktivitäten des ^{210}Pb in natürlichen Böden mit denen in kultivierten Böden fällt auf, daß die Aktivität im obersten Beprobungsintervall auf natürlichen Böden höher ist als diejenige im Beprobungsintervall 0 - 0,3 m der kultivierten Böden. Dies erweckt den Eindruck, daß kultivierte Böden generell geringere Nuklidaktivitäten aufweisen als natürliche Böden. Mittelt man die Nuklidaktivitäten der

verschiedenen Beprobungsteufen bei natürlichen Böden aufgrund ihres Teufenanteils im Verhältnis 1:1:2 und vergleicht die Verteilung dieser mittleren Aktivität mit derjenigen in kultivierten Böden, so ergibt sich folgendes Bild:

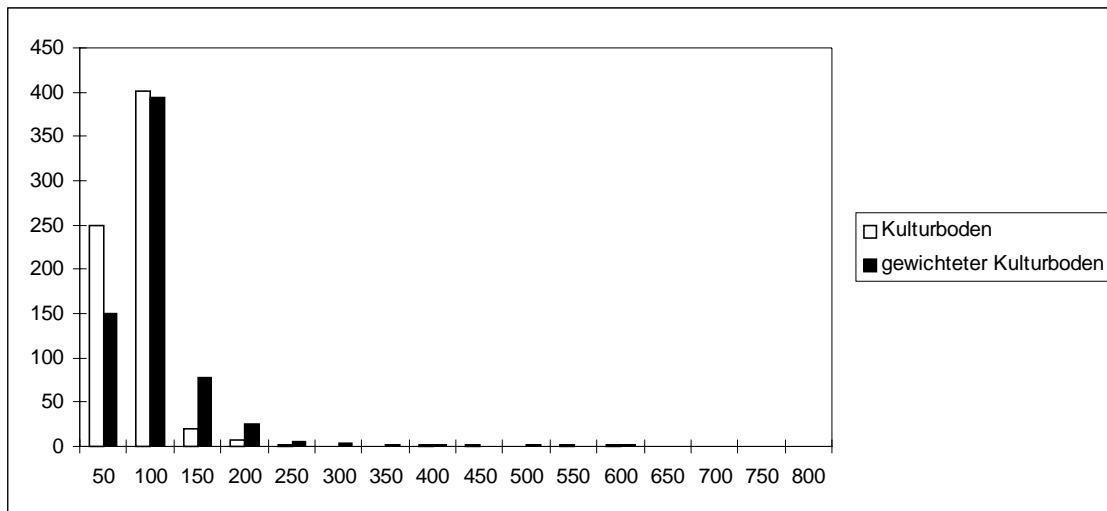


Abb. 3.9: Vergleich der Aktivitäten von ^{210}Pb in kultivierten Böden und der gewichteten Aktivitäten in natürlichen Böden

Die Verteilung der gewichteten Aktivitäten von ^{210}Pb in den einzelnen Beprobungsteufen der natürlichen Böden ähnelt sehr stark der Verteilung der Meßwerte auf kultivierten Böden. Zwar zeigt sich bei der Verteilung der gewichteten Aktivitäten noch eine leichte Verteilung zu höheren Werten, jedoch entspricht die Mittelung auch nur einer Beprobungstiefe bis 0,2 m. Die im Mittel niedrigeren Aktivitätswerte für ^{210}Pb in kultivierten Böden zu denjenigen in der obersten Teufe in natürlichen Böden ist somit nur durch die Verteilung auf ein größeres Teufenintervall zurückzuführen.

3.4.2 Staubproben

Aufgrund der Hinweise von Dachdeckern, daß bei Dacharbeiten starke Staubbelastungen auftreten, wurden aus Dachrinnen und Dachböden Staubproben entnommen. Es wurden nur an solchen Häusern Proben gewonnen, deren Dacheindeckungen in den letzten 25 Jahren nicht geändert und deren Dachrinnen nach Stilllegung der Blei-Zinkhütte nicht mehr gereinigt wurden. Insgesamt wurden 5 Proben entnommen: 2 aus Dachrinnen und 3 auf Dachböden. Die Tabelle 3.10 gibt einen Überblick über die gefundenen Nuklidaktivitäten in den einzelnen Staubproben.

Tab. 3.10: Meßergebnisse von Staubproben im Umfeld der Blei-Zinkhütte

Entnahmeort	⁴⁰ K	²¹⁰ Pb	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²³⁸ U
	[Bq/kg]				
Dachrinne, ungenutztes Wohnhaus, W.-Rathenau-Str.	670	347	107	39	30
Dachrinne, z.Zt. ungenutztes Wohnhaus, Stockhausstr.	400	476	59	30	47
Dachboden, ungenutztes Wohnhaus, Stockhausstr.	360	446	60	27	62
Dachboden, Wohnhaus, R.-Breitscheid-Str.	260	170	30	26	40
Dachboden, Wohnhaus, Berggrenze Nr.	310	173	27	16	44

Die Proben wurden auch auf ihre ²²⁷Ac-Gehalte untersucht, jedoch übertraf keine der Proben die Nachweisgrenze von 5 Bq/kg. Die in den Staubproben gefundenen spezifischen Aktivitäten für ²¹⁰Pb korrespondieren gut mit den in den obersten Bodenproben gefundenen ²¹⁰Pb-Aktivitäten wie die folgende Abbildung 3.10 zeigt. Die höchsten Werte liegen in unmittelbarer Nähe zur Blei-Zinkhütte auf der Ringfläche 1. Auch diese Ergebnisse zeigen, daß die Radionuklidbelastungen des Umfeldes, insbesondere die ²¹⁰Pb-Aktivitäten, durch Schwebstaubemissionen der Blei-Zinkhütte hervorgerufen wurden.

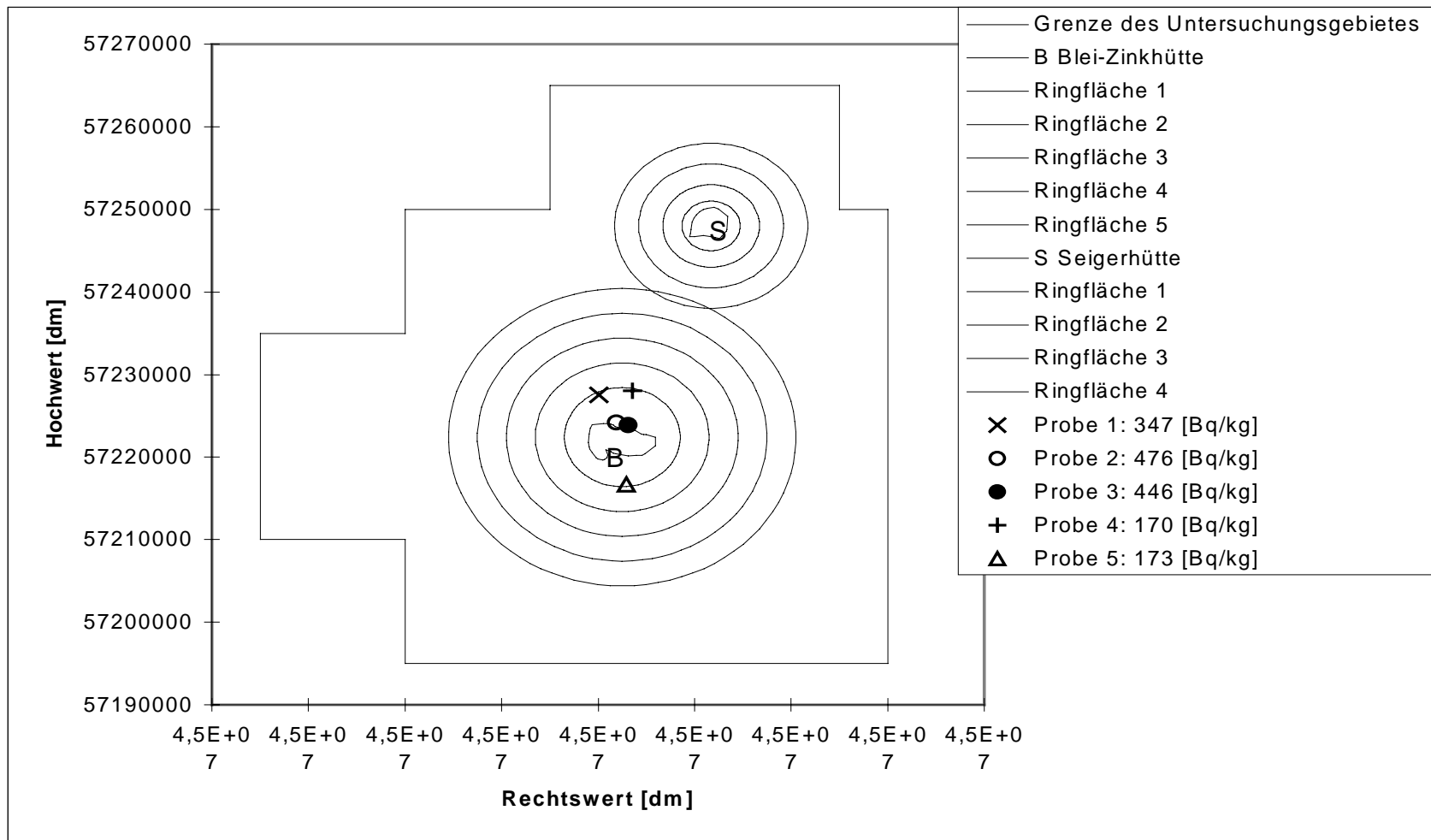


Abb. 3.10: Lage der Staubproben im Umfeld der Blei-Zinkhütte

3.4.3 Bodennutzungen

Um Abhängigkeiten zwischen der momentanen Nutzung des Bodens und seines Aktivitätsinventars zu bestimmen, wurde an jeder Beprobungsstelle die aktuelle Nutzung des Bodens erfaßt. Die Verteilung der unterschiedlichen Bodennutzungen auf die einzelnen Bodenkategorien zeigt Tabelle 3.11:

Tab. 3.11: Verteilung der Probenahmestellen auf die unterschiedlichen Nutzungsarten im Untersuchungsgebiet

Bodenkategorie	Nutzung	Anzahl der Beprobungsstellen
Natürlicher Boden		
	Brache	299
	Garten	100
	Wald	121
	Weideland	64
	Übrige	103
	Summe:	687
Kultivierter Boden		
	Ackerland	388
	Brache	147
	Garten	43
	Übrige	108
	Summe:	686

Die Beprobung eines Bodens in drei Teufenintervallen führt nur dann zu sinnvollen Ergebnissen, wenn der Boden über einen bestimmten Zeitraum unbearbeitet blieb. In der Meßvorschrift wurde deshalb eine Zeitspanne von 5 Jahren festgelegt. Brach- oder auch Gartenflächen, bei denen diese Zeitspanne entweder unbekannt oder kürzer war, wurden daher wie bearbeitete Böden beprobt. Dies ist der Grund, weshalb die Nutzungsarten Garten und Brache sowohl bei kultivierten und wie auch bei naturbelassenen Böden aufgeführt sind.

Im Untersuchungsgebiet wird natürlicher Boden am häufigsten als Brache, Wald, Garten oder Weide angetroffen, die Hälfte des kultivierten Bodens hingegen besteht aus Ackerland. Dazu kommen in geringem Maße ebenfalls Brachland und Garten. Die unter " Übrige" zusammengefaßten Nutzungsarten sind im Falle des Naturbodens Grünanlagen, Eisenbahngelände, Haldengelände, Sport- und Kinderspielplätze, Parkplätze, Wohngebiet und Geländeauffüllungen. Die Nutzungsarten des Kulturbodens die unter "Übrige" zusammengefaßt wurden, sind im einzelnen: Ver-

kehrwege, Haldengelände, Grünanlagen, Geländeauffüllungen, Wohngebiete und Wohnungsbau. Aufgrund der jeweils geringen Probenanzahl, die auf die Nutzungsarten entfällt, unterbleibt eine Einzelauswertung. Über die Verteilung der Bodennutzung an den einzelnen Beprobungspunkten im Untersuchungsgebiet gibt die Abbildung 3.11 Auskunft. Demnach sind im Umfeld der Blei-Zinkhütte und der Seigerhütte vor allem Brach- und Waldflächen angesiedelt. Ackerflächen befinden sich in großem Abstand zu den Betriebsgeländen und nehmen flächenmäßig den größten Teil des Untersuchungsgebietes ein. Weideflächen liegen verstreut über das gesamte Untersuchungsgebiet. Das für Weideflächen Gesagte, gilt auch für die Gartenflächen. Im Osten der Blei-Zinkhütte liegen die Brachflächen, die nur in einer Tiefe beprobt wurden.

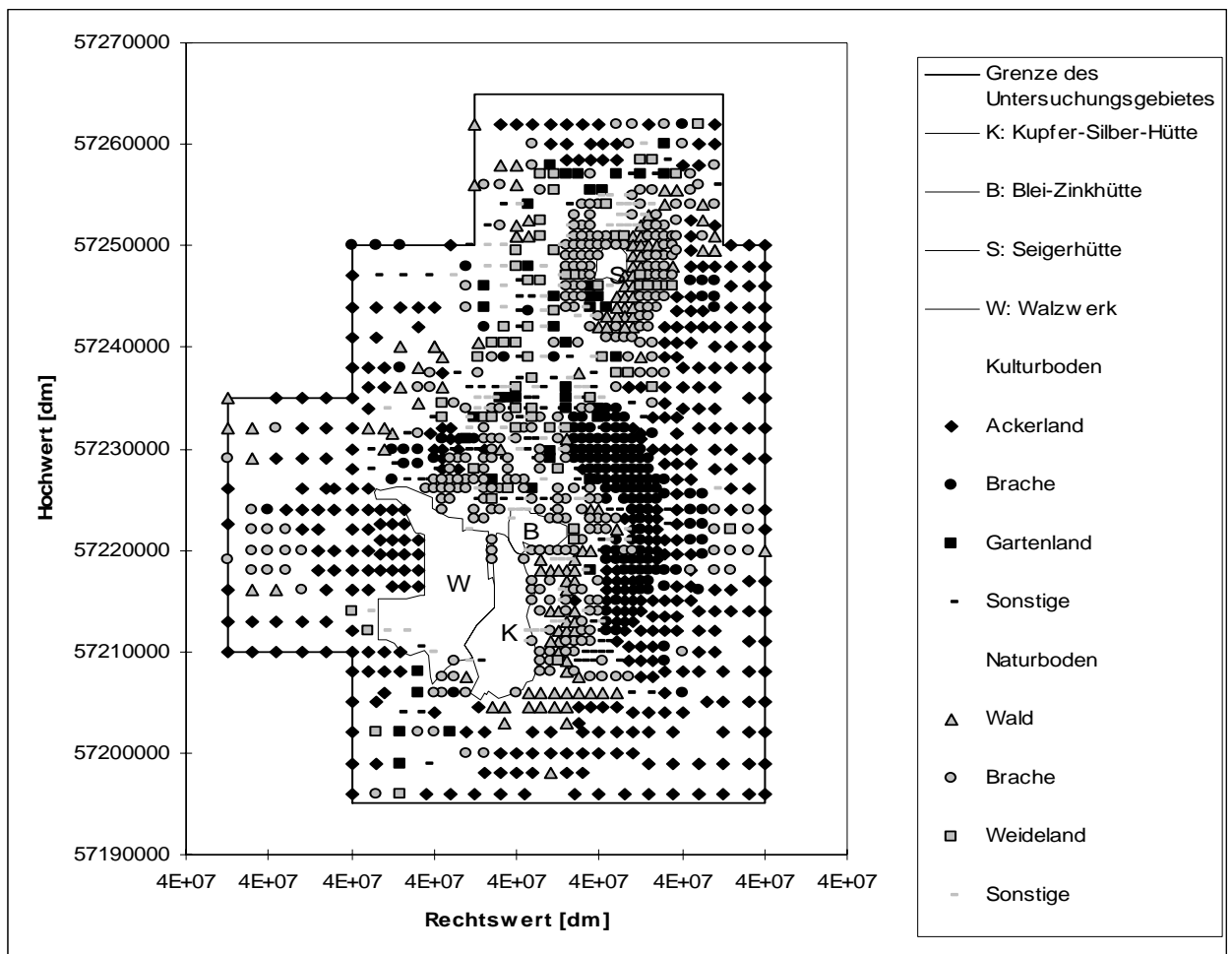


Abb. 3.11: Bodennutzung im Untersuchungsgebiet

3.4.3.1 Ackerland, Garten und Brache

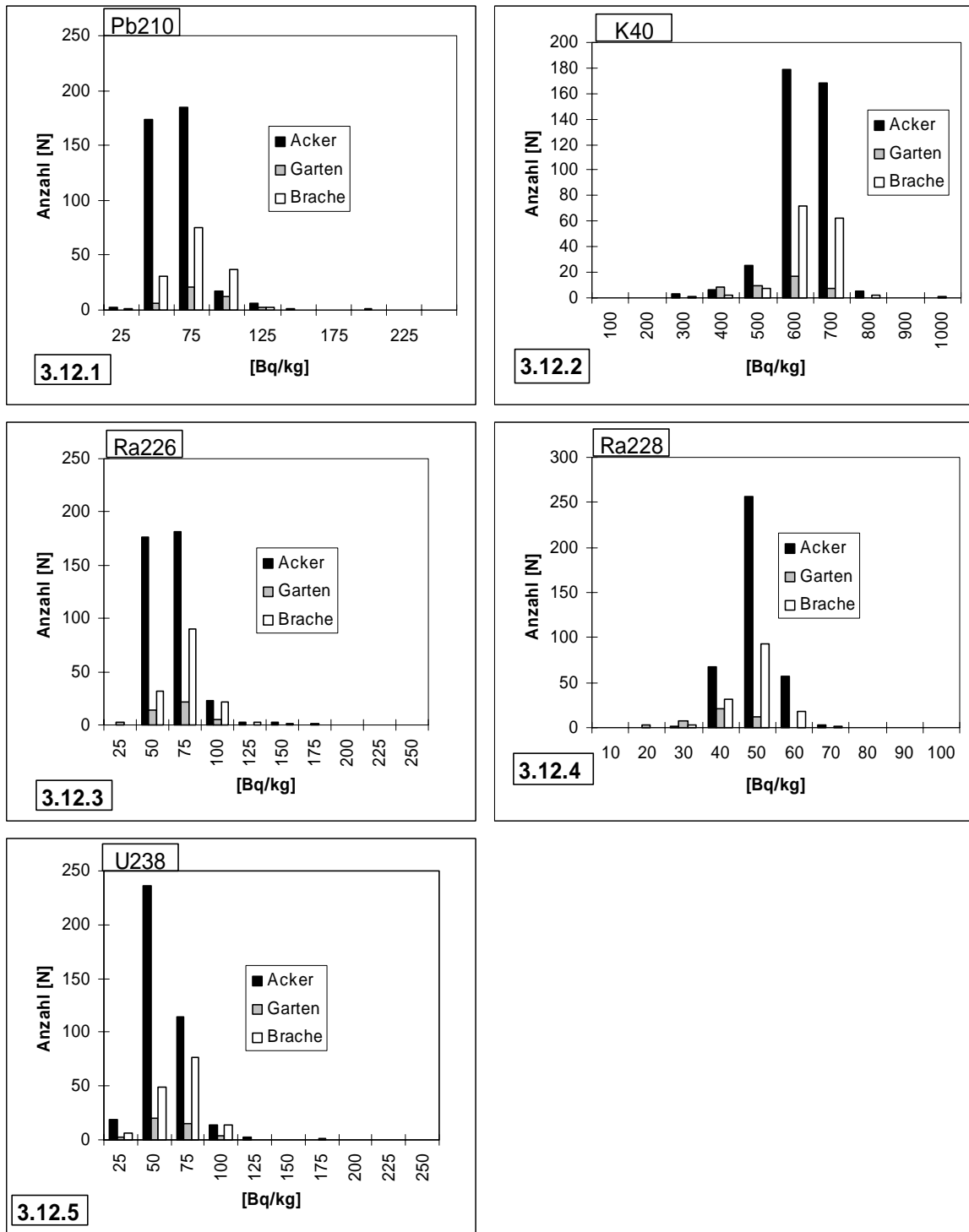


Abb. 3.12.1-5: Verteilung der Aktivitäten von ^{210}Pb , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra und ^{238}U auf kultivierten Böden unterschiedlicher Nutzung

In den Abbildungen 3.12.1-5 sind die Verteilungen der Aktivitäten von ^{210}Pb , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra und ^{238}U in Böden, die als Ackerland, Garten oder Brache genutzt werden, aufgeführt. Zu beachten ist, daß die Grundgesamtheiten der einzelnen Meßwerte zu den verschiedenen Nutzungsarten sehr unterschiedlich sind (siehe Tabelle 3.11). Da die Meßwerte aber in weitgehend identischen Wertebereichen liegen, werden sie gemeinsam dargestellt.

Beim Vergleich der Meßwertverteilungen der Radionuklide der Uran-Zerfallsreihe ^{210}Pb , ^{226}Ra und ^{238}U für die unterschiedlichen Nutzungsarten Acker, Garten und Brache sind keine signifikanten Unterschiede festzustellen. Bei allen drei Nukliden liegt der größte Teil der Meßwerte unter 75 Bq/kg Boden. Beim ^{238}U ist im Unterschied zu seinen beiden Tochternukliden eine Verschiebung zu noch kleineren Aktivitäten zu beobachten.

Bei ^{40}K ist bei allen drei Nutzungsarten die große Anzahl an Werten zwischen 600 und 800 Bq/kg bemerkenswert. Bei ^{228}Ra sind die gefundenen Aktivitätswerte bei den drei verschiedenen Nutzungsarten annähernd normalverteilt.

3.4.3.2 Brache

Die Abbildungen 3.13.1-5 zeigen die Verteilungen der gemessenen Aktivitäten auf Brachflächen, die in 3 Teufen beprobt wurden. Auffällig ist, daß für alle Radionuklide keine Änderung der Verteilung der Aktivitäten mit zunehmender Beprobungstiefe beobachtet werden kann.

Bis auf wenige Ausnahmen liegen bei ^{226}Ra und ^{238}U alle Meßwerte unterhalb von 150 Bq/kg. Für ^{210}Pb wurden hingegen deutlich häufiger höhere Meßwerte gefunden. Die höchste Aktivität für ^{210}Pb im Untersuchungsgebiet mit 1415 Bq/kg wurde auf einer Brachfläche nachgewiesen.

Die Verteilungen der Aktivitäten für ^{40}K und ^{228}Ra sind über alle 3 Beprobungsteufen gleichverteilt.

Im Vergleich zu den Meßwerten für Brachflächen, die in einer Teufe beprobt wurden, fällt auf, daß die gefundenen Aktivitäten auf durchweg höherem Niveau liegen.

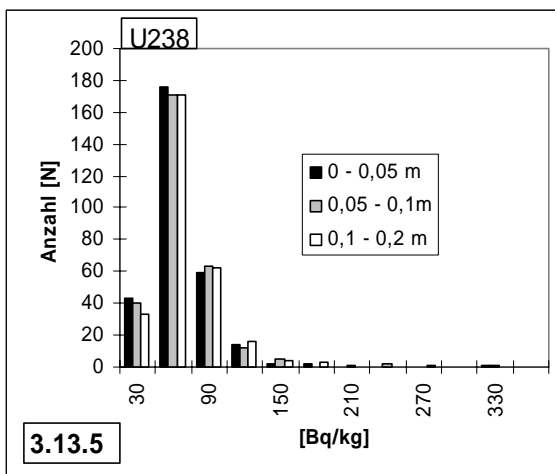
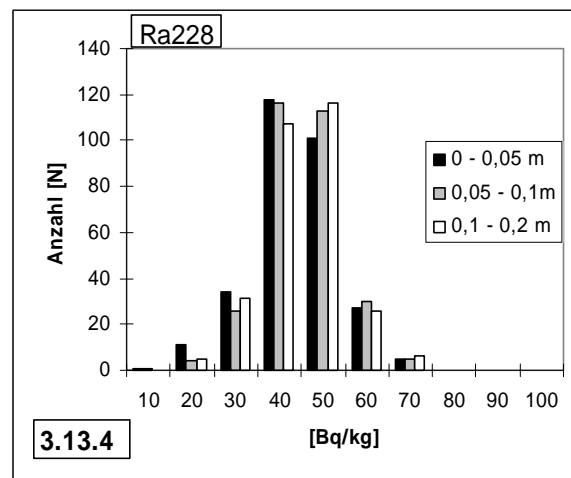
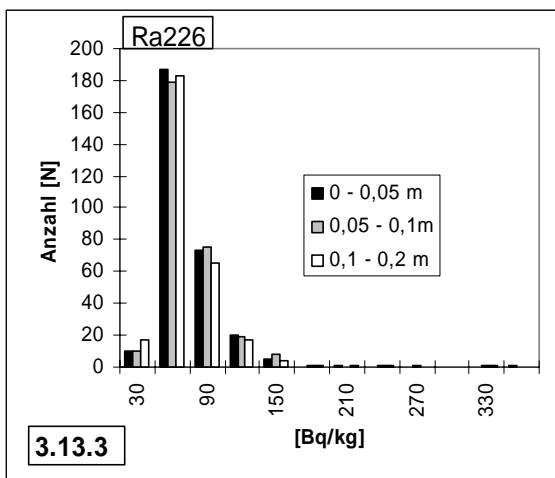
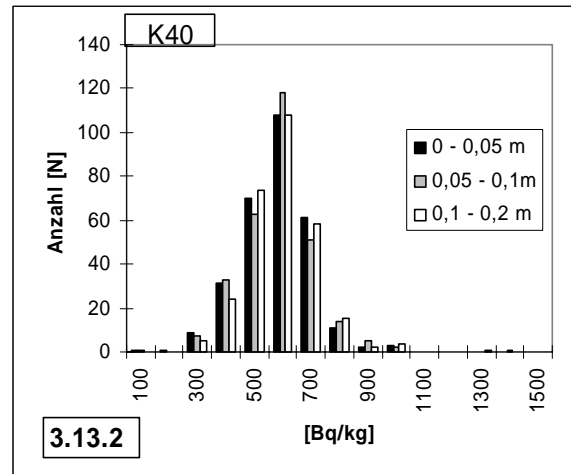
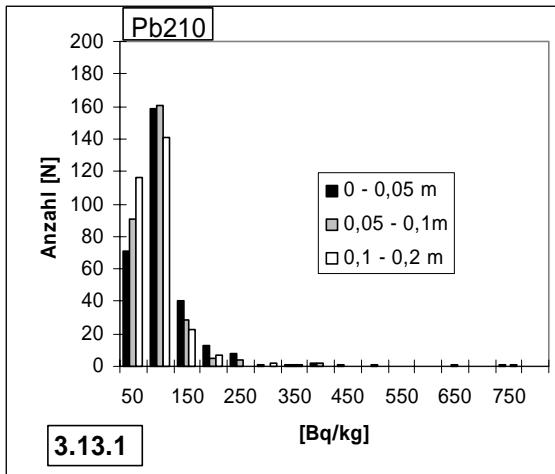


Abb. 3.13.1-5: Verteilungen der Aktivitäten von ^{210}Pb , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra und ^{238}U auf Brachböden in verschiedenen Probenteufen

3.4.3.3 Wald

In den Abbildungen 3.14.1-5 sind die Verteilungen der Aktivitäten von ^{210}Pb , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra und ^{238}U für Waldböden in verschiedenen Probenteufen dargestellt. Wie bei den Brachflächen sind auch in Waldböden die Verteilungen der Aktivitäten von ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra und ^{238}U in allen Beprobungsteufen gleich. Völlig anders liegen die Verhältnisse für ^{210}Pb . Für dieses Nuklid werden in den obersten 5 cm deutlich höhere Aktivitäten als für seine Mutternuklide ^{226}Ra und ^{238}U gefunden. Mit zunehmender Beprobungsteufe werden die gefundenen Aktivitätswerte des ^{210}Pb dann kleiner, liegen aber immer noch auf deutlich höherem Niveau als die des ^{226}Ra oder ^{238}U .

Geht man von einer Schwebstaubemission der Blei-Zink- und der Seigerhütte im Untersuchungsgebiet aus, so sind die Ergebnisse plausibel, denn für Waldflächen sind nach /ROE 94/ für die Ablagerung radioaktiver Aerosole und Schwebstäube im Vergleich zu Wiesen o.ä. höhere Rauigkeitslängen anzusetzen. Das bedeutet, daß aufgrund des höheren Luftwiderstandes über Waldflächen die Deposition des Schwebstaubs höher ist als auf anderen Flächen. Zusätzlich ist in Waldgebieten die Resuspension, d.h. der Weitertransport des abgelagerten Schwebstaubs, geringer als auf anderen Geländen.

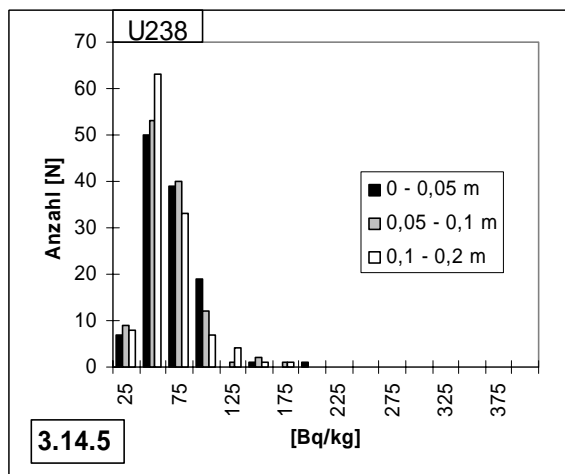
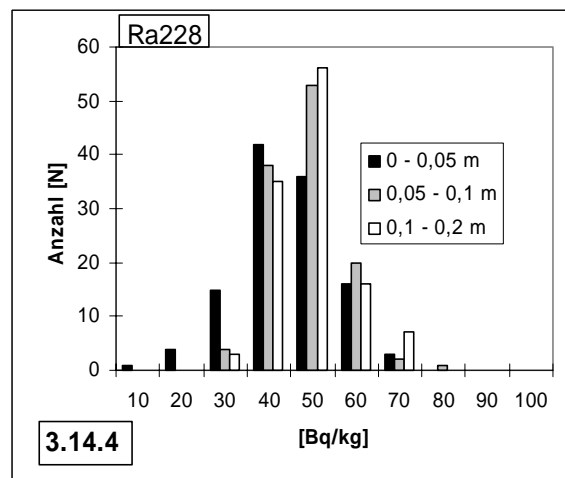
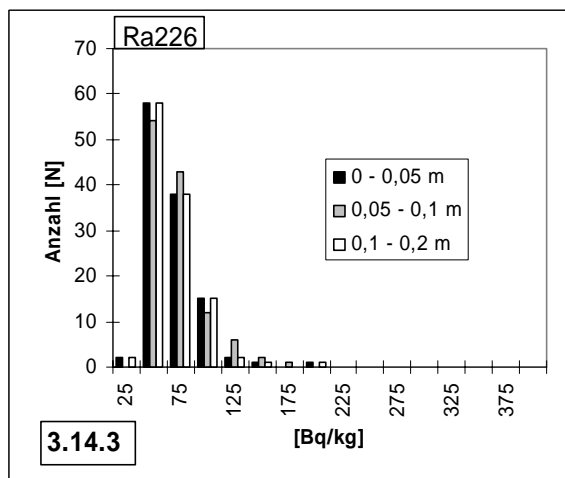
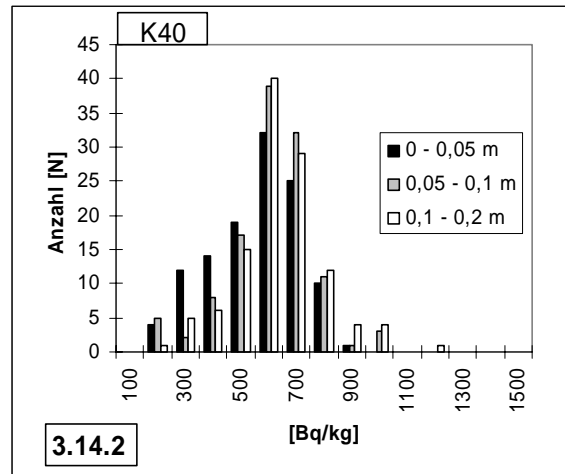
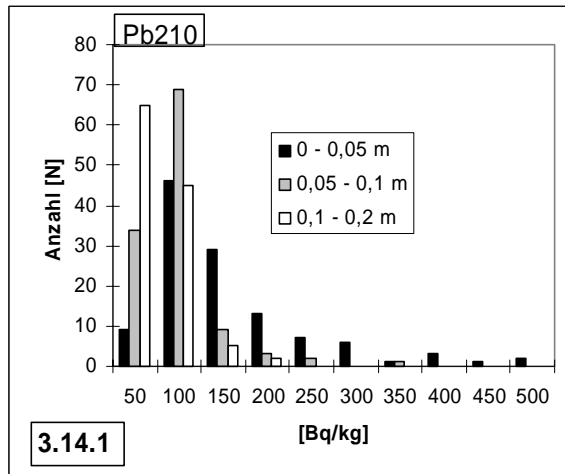


Abb. 3.14.1-5: Verteilung der Aktivitäten von ^{210}Pb , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra und ^{238}U auf Waldböden in verschiedenen Probenteufen

3.4.3.4 Weide

In den Abbildungen 3.15.1-5 sind die Verteilungen der Aktivitäten von ^{210}Pb , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra und ^{238}U auf Weideböden in verschiedenen Probenteufen aufgetragen. Im Ergebnis zeigt sich das gleiche Verteilungsbild wie auf den Brachen, allerdings ist das Aktivitätsniveau der Nuklide der ^{238}U -Zerfallsreihe sowohl untereinander als auch teufenabhängig ausgeglichener.

Beim Vergleich der hier vorgestellten Ergebnisse mit denen zur horizontalen Verteilung der Radionuklidaktivitäten in Abhängigkeit zu den Hüttenstandorten, Kap 3.3.1, stellt sich die Frage, ob die gefundenen höheren ^{210}Pb -Aktivitäten in der obersten Beprobungsteufe bei Wald- oder Brachennutzung ausschließlich auf die Nutzung des Bodens zurückzuführen sind. Aus der Abbildung 3.11 ist ersichtlich, daß über die Hälfte der Beprobungspunkte mit der Nutzungsangabe Wald und drei Viertel aller Punkte mit der Nutzungsangabe Brache auf den Ringflächen 1-5 der Blei-Zinkhütte oder auf den Ringflächen 1-4 der Seigerhütte liegen. Demnach sind schon aus Gründen der geringen Entfernung zu den Betriebsgeländen höhere Aktivitätswerte zu erwarten. Die Auswertung der Meßergebnisse scheint dies zu bestätigen. Der überwiegende Teil der hohen ^{210}Pb -Aktivitäten an Punkten mit Wald- oder Brachennutzung wurden in der Ringfläche 1 der Blei-Zinkhütte gemessen. Auf den Ringflächen 1 und 2 der Seigerhütte wurden dagegen die hohen Aktivitätswerte für ^{210}Pb ausschließlich an Punkten mit Waldnutzung gemessen.

Vermutlich sind sowohl die Entfernung zu den Betriebsgeländen, wie auch die Nutzung des Bodens am Probenahmepunkt für die Höhe der Aktivität von ^{210}Pb verantwortlich.

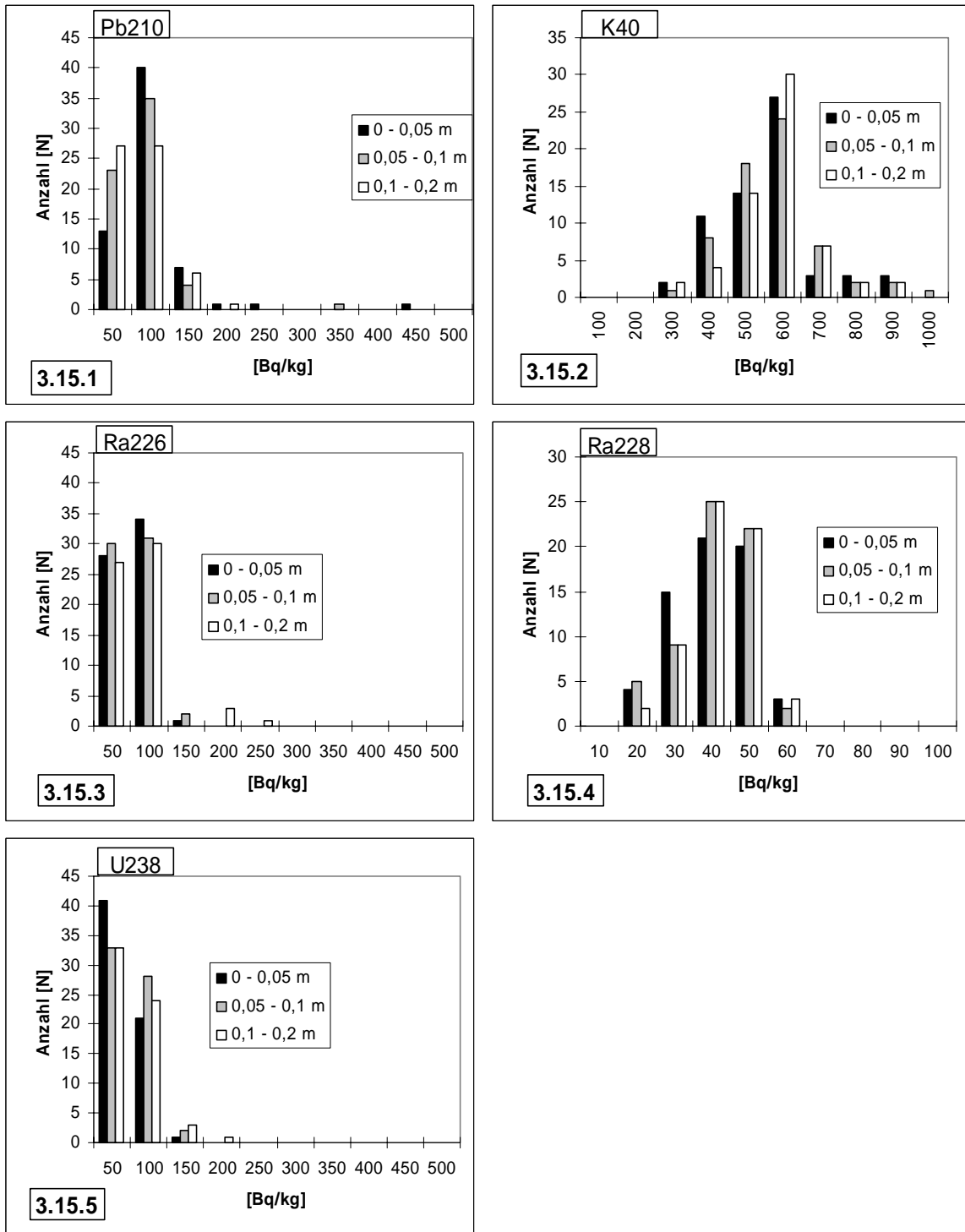


Abb. 3.15.1-5: Verteilung der Aktivitäten von ^{210}Pb , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra und ^{238}U auf Weideböden in verschiedenen Probenteufen

3.5 ODL-Messungen

Die Ortsdosisleistung der γ -Strahlung wurde an allen 1373 Bodenbeprobungspunkten mit geeichten und kalibrierten Meßgeräten in 1m Höhe über dem Erdboden bestimmt. Tabelle 3.12 gibt einen Überblick über die Meßergebnisse auf den einzelnen Untersuchungsflächen.

Tab. 3.12: γ -Ortsdosisleistung in nSv/h auf den einzelnen Beprobungsflächen

	Minimum und Maximum	Mittelwert	Standardabweichung
	[nSv/h]		
Beprobungsfläche 1	66-511	112	36,19
Beprobungsfläche 2	68-132	93	10,01
Beprobungsfläche 3	71-305	107	22,75
Beprobungsfläche 4	75-161	105	13,37
Beprobungsfläche 5 u. 6	84-149	98	9,88

Von vereinzelt erhöhten Meßwerten abgesehen, liegen die Meßwerte der γ -Ortsdosisleistung in allen untersuchten Flächen auf einem gleichmäßigem Niveau. Von den insgesamt 1373 Meßwerten sind nur 18 größer als 200 nSv/h, von diesen wiederum sind nur 7 größer als 300 nSv/h.

1163 Meßpunkte liegen auf natürlich gewachsenen oder auf kultivierten Böden, 3 auf anstehendem Gestein; 175 Meßpunkte liegen auf Flächen, deren Böden Fremdmaterialien enthielten wie Asche, Schlackereste, Haldenmaterial, Bauschutt oder Abfälle. Die restlichen Meßpunkte befinden sich auf Wegen, Parkplätzen, Gleiskörpern und auf Haldengeländen. Die erhöhten Meßwerte sind bis auf 2 Ausnahmen auf Böden mit Fremdmaterialien gemessen worden.

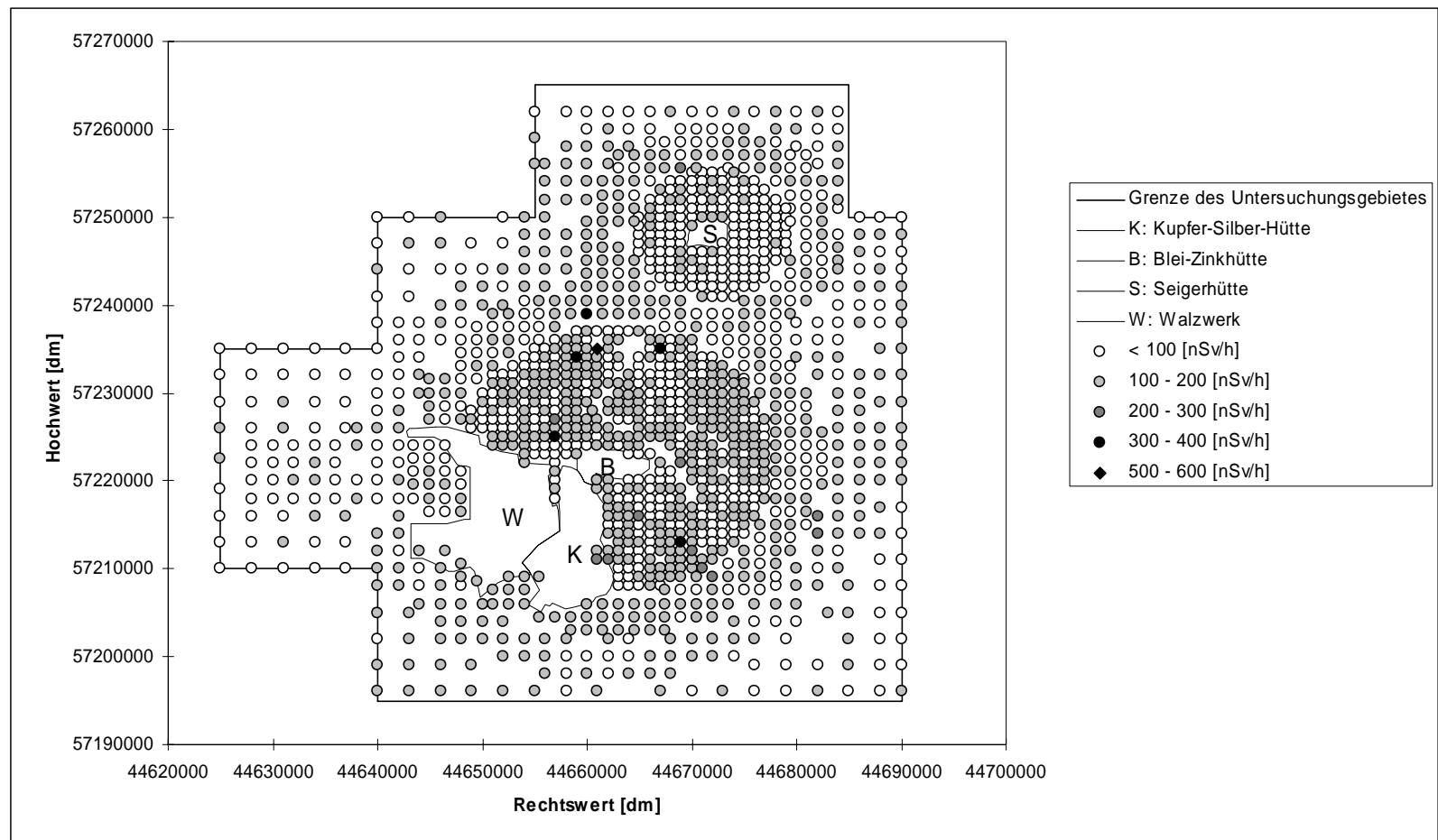


Abb. 3.16: Meßwerte der γ -Ortsdosisleistung

In Abbildung 3.16 sind die Meßwerte der γ -Ortsdosisleistung dargestellt. Eine Richtungsabhängigkeit oder Häufung erhöhter Meßwerte wurde nicht beobachtet. Lediglich in unmittelbarer Nähe des Betriebsgeländes der Blei-Zinkhütte wurden einzelne erhöhte Meßwerte der ODL festgestellt.

Dieses Ergebnis ist erwartungsgemäß, da bei der Beprobung die Flächen ausgespart wurden, deren Untergrund aus Rohhüttenschlacke besteht, wie z.B. Straßen, Bürgersteige oder bebaute Flächen. Die gemessene ODL gibt also nur Auskunft über die Höhe des weitgehend geogen beeinflussten Flächenbereichs.

Eine Erhöhung der γ -Ortsdosisleistung durch die Verhüttungstätigkeit war auch deshalb nicht zu erwarten, da es sich bei der Emission der Hütten um mit α - oder β -Strahlern kontaminiertem Staub handelt, dessen Deposition keine Erhöhung der γ -Ortsdosisleistung im Untersuchungsgebiet bewirken würde.

3.6 Zusammenhang zwischen gemessener γ -Ortsdosisleistung und der Radionuklidaktivität im Boden

Wegen der geringen Reichweite der γ -Strahlung in Böden und Gesteinen sind nur diejenigen Nuklide für eine äußere Strahlenbelastung des Menschen von Bedeutung, die in den obersten Dezimetern enthalten sind /BMU 92/.

Wie schon in Kapitel 3.2 beschrieben, wurde vor jeder Probenentnahme am Beprobungspunkt die γ -Ortsdosisleistung gemessen. Aus den Ergebnissen der Radionuklidanalysen läßt sich an jedem Punkt die entsprechende Ortsdosisleistung errechnen und mit der gemessenen vergleichen.

Die Berechnung erfolgte mit den in /BEC 72/ und /KIR 79/ empirisch ermittelten Faktoren (γ -Ray Exposure Rates), nach der sich die γ -Ortsdosisleistung von 1m über Grund als Summe aus den Nukliddosisleistungen ermitteln läßt. Für ^{40}K beträgt der Umrechnungsfaktor 14,9 nSv/h pro %, für ^{238}U und seine Folgeprodukte 6,2 nSv/h pro ppm, für ^{232}Th und seine Folgeprodukte 3,1 nSv/h pro ppm.

Nach den Angaben in /IAF 94/ liegen die Meßfehler der Aktivitäten in einem Bereich von 5-15%, bei Aktivitätswerten unter 100 Bq/kg bei etwa 20-30%. Bei Annäherung an

die Nachweisgrenze können sie bis zu 50% betragen. Da keine Meßwerte des ^{232}Th vorlagen, wurden unter Annahme von radioaktivem Gleichgewicht die Aktivitäten von ^{228}Ra verwendet.

Bei der Berechnung der γ -Ortsdosisleistung aus den Nuklidaktivitäten wurden zwei Ausgangsgrößen unterschieden:

1. Nuklidaktivität minus dem Meßwertfehler
2. Nuklidaktivität plus dem Meßwertfehler

Für die gemessenen Aktivitäten des ^{40}K wurde ein Meßwertfehler von 10% angenommen, bei ^{226}Ra und ^{228}Ra wurden Fehler von 30% zugrunde gelegt. Zur Berücksichtigung des kosmogenen Anteils der gemessenen γ -Ortsdosisleistung wurden noch 34 nSv/h /BMU 95/ zu den berechneten Aktivitäten addiert. Das Ergebnis gibt einen Bereich an, innerhalb dessen die gemessenen Werte der γ -Ortsdosisleistung liegen sollten. Die untere Schranke bildet die berechnete γ -Ortsdosisleistung aus der Nuklidaktivität minus dem Meßfehler, die obere Schranke entsprechend die berechneten γ -Ortsdosisleistung aus der Nuklidaktivität plus dem Meßfehler.

In der folgenden Abbildung 3.17 sind die berechneten γ -Ortsdosisleistungen den gemessenen für natürliche Böden gegenübergestellt. Bei der Berechnung wurden die Radionuklidaktivitäten aus dem Teufenintervall 0-0,05 m verwendet. Die scheinbare Glättung der Meßwertkurve ergibt sich aus dem Umstand, daß aus Gründen der Übersichtlichkeit die Meßwerte nach aufsteigenden gemessenen γ -Ortsdosisleistungen aufgetragen wurden.

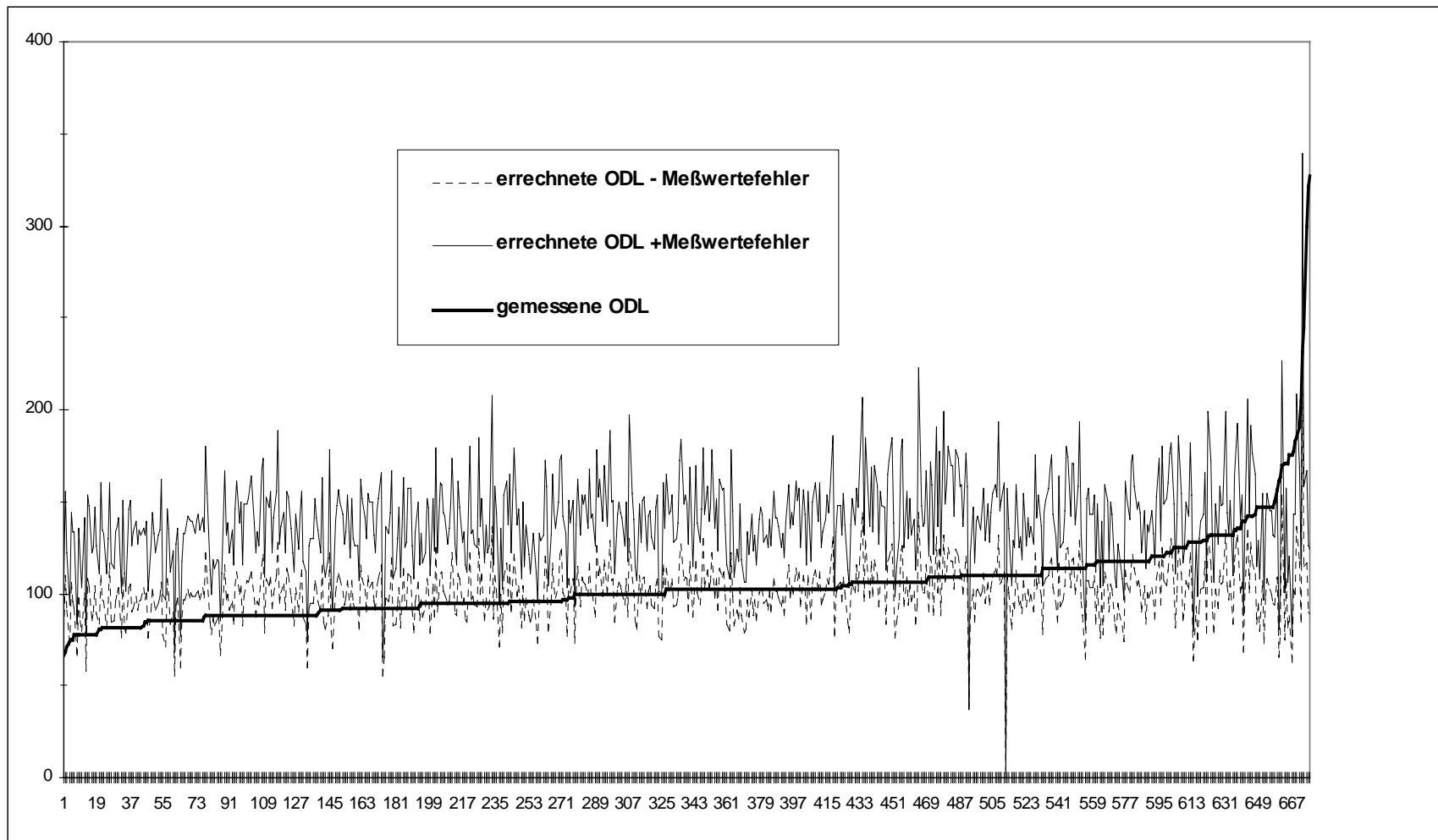


Abb. 3.17: Gemessene und berechnete γ -Ortsdosisleistung auf natürlichen Böden

Unter den gleichen Voraussetzungen wie für natürliche Böden beschrieben, wurden auch für kultivierte Böden aus den gemessenen Nuklidaktivitäten in der Beprobungsteufe 0 - 0,3 m die γ -Ortsdosisleistung von 1 m über Grund berechnet. Das Ergebnis ist in der Abbildung 3.18 dargestellt.

Sowohl bei den natürlichen als auch bei den kultivierten Böden liegt die gemessene γ -Ortsdosisleistung im Bereich von 50 - 100 nSv/h unterhalb der unteren berechneten Schranke aus den Nuklidaktivitäten minus dem Meßfehler. Erst bei γ -Ortsdosisleistungen größer als 100 nSv/h liegen die berechneten Werte knapp oberhalb der unteren Schranke. Ab ca. 150 nSv/h übersteigt die Kurve der gemessenen ODL-Werte den Bereich der Kurven aus den berechneten Werten.

Im Vergleich korrelieren die gemessenen und berechneten Werte der γ -Ortsdosisleistung für kultivierte Böden besser, als diejenigen für natürliche Böden. Für natürliche Böden ergibt sich ein Korrelationsfaktor von $r = 0,2$, für kultivierte Böden bei Nichtberücksichtigung der drei höchsten gemessenen ODL-Werte, ein Korrelationsfaktor von $r = 0,4$. Dieser Unterschied ist vor allem auf die unterschiedliche Probenahme auf natürlichen und kultivierten Böden zurückzuführen, s. Kap.3.2.1. Bei kultivierten Böden erfolgte Probenahme und ODL-Messung am gleichen Punkt, bei natürlichen Böden wurden die Bodenproben aus 3 Einstichen einer Fläche von 1m^2 entnommen. Daher stimmen Ort der ODL-Messung und Beprobungsort des Bodens nur bedingt überein.

Die Abweichungen bei höheren Werten zwischen berechneter und gemessener ODL sind wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß Schlackestücke vor Verpackung der Bodenprobe, nach Augenschein ausgelesen wurden. Somit wurde durch die Schlacke am Beprobungsort eine höhere ODL gemessen, als durch die Nuklidaktivitäten im Boden berechnet wird.

Die Berechnung der γ -Ortsdosisleistung aus den Nuklidaktivitäten im Boden setzt eine gleichmäßige Verteilung der Nuklide voraus /KIR 79/. Dies ist, wie die Kap. 3.3 und 3.4 zeigen, im Untersuchungsgebiet sowohl horizontal als auch vertikal nur bedingt der Fall.

Bei den Berechnungen blieben Parameter wie Feuchtigkeitsgehalt, Pflanzenbewuchs und vor allem der Schwermetallgehalt des Bodens unberücksichtigt, die eine Schwächung der γ -Strahlung bewirken können.

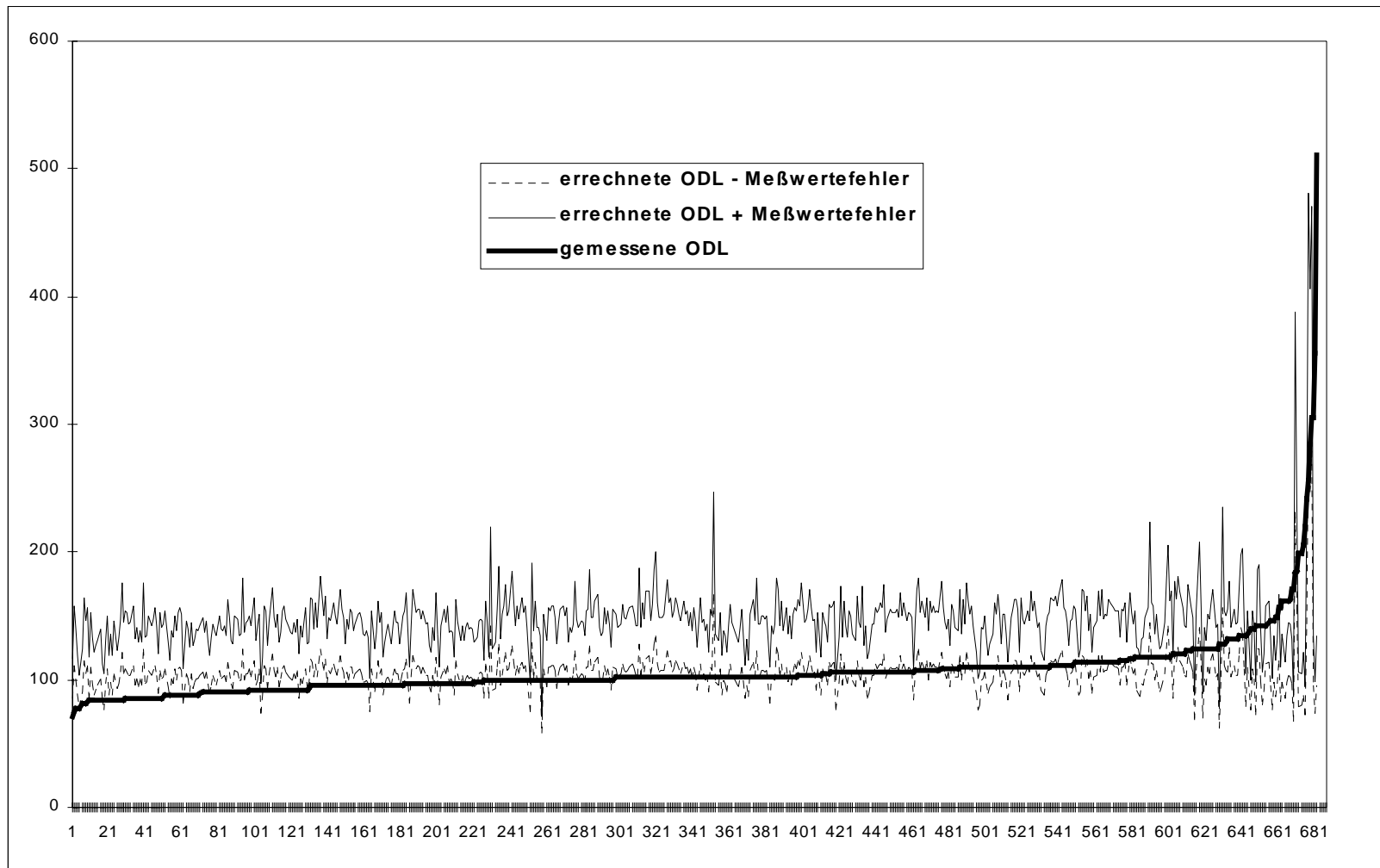


Abb. 3.18: Gemessene und berechnete γ -Ortsdosisleistung auf kultivierten Böden

Nach /KIR 79/ sind die Faktoren zur Berechnung der γ -Ortsdosisleistung aus den Nuklidkonzentrationen im Boden abhängig vom Untergrundmaterial, denn bei Anwesenheit von Elementen mit höheren Ordnungszahlen, z.B. Eisenatomen im Untergrund, vergrößert sich auch der Anteil der Absorption der γ -Strahlung aufgrund des photoelektrischen Effektes bei niedrigen Energien der emittierenden γ -Quanten. Die Absorptionseigenschaften einer Mischung von Elementen wird in /KIR 79/ ausgedrückt in der effektiven Ordnungszahl Z_{eff} . Je größer der Anteil von Elementen höherer Ordnungszahl an der Mischung desto größer ist die effektive Ordnungszahl, und desto kleiner sind die Faktoren (γ -Ray Exposure Rates) zur Berechnung der γ -Ortsdosisleistung. Da die gemessene Ortsdosisleistung zumeist unterhalb der berechneten liegt, bedeutet dies, daß in den Böden im Untersuchungsgebiet offensichtlich Elemente mit höherer Ordnungszahl vorkommen, die γ -Strahlung absorbieren. Eine Schwermetallbelastung der Böden im Untersuchungsgebiet ist nachgewiesen und war schon Gegenstand mehrerer Untersuchungen.

Im Umkehrschluß läßt sich aus der Differenz zwischen berechnetem und gemessenem ODL-Wert am Beprobungspunkt auf eine erhöhte Schwermetallkonzentration im Boden schließen.

3.7 Geogener Background

Um den Anteil der äußeren Strahlenexposition zu bestimmen, der durch den Bergbau oder durch die Verhüttung verursacht wird, müssen zunächst Aussagen über den natürlichen Pegel der γ -Strahlung, den geogenen Background, im Untersuchungsgebiet gemacht werden. Die Aufgabe besteht darin zu entscheiden, ab welcher Höhe eine ermittelte Gammaortsdosisleistung nicht mehr geogen, sondern anthropogen beeinflusst ist. Diese Schwierigkeit besteht grundsätzlich bei allen Meßwerten und Parametern, die in natürlicher Umgebung erhoben werden. In /WAB 93/ wird dies für Stoffgehalte von unbelasteten Grundwässern aus Lockergesteinen beschrieben. Nach /WAB 93/ bestehen solche Meßwertgesamtheiten aus zwei sich überlappenden Verteilungen:

1. die Verteilung der geogen bedingten Meßwerte
2. die Verteilung von anthropogen beeinflussten Meßwerten

Der Anzahl der geogenen Werte übertrifft in der Regel die Anzahl der anthropogen beeinflussten bei weitem. Zwischen den beiden Verteilungen befindet sich ein Überlappungsbereich aus geogen und anthropogen beeinflussten Meßwerten. Aus der resultierenden Mischverteilung sind die obengenannten zugrunde liegenden Teilverteilungen nicht mehr einzeln extrahierbar. Da somit eine klare Grenzziehung zwischen den einzelnen Bereichen der Verteilung nicht möglich ist, wird in /WAB 93/ die 84.1 Perzentile der Mischverteilung als Obergrenze des Normalbereichs, also der geogen bedingten Meßwerte, und die 95 Perzentile als Obergrenze des Überlappungsbereiches zwischen geogen und anthropogen beeinflussten Meßwerten gewählt. Durch dieses Verfahren sollen die randlich abgeschnittenen Anteile der einzelnen Bereiche minimiert werden. In /WAB 93/ wurde das Verfahren für die anorganisch- und physikalisch-chemischen Meßgrößen und Konzentrationen von Grundwässern angewendet.

Dieses Verfahren kann auch auf die Meßwerte der γ -Ortsdosisleistung angewendet werden, denn

- bei den Meßwerten der γ -Ortsdosisleistung handelt es sich um geogen und anthropogen beeinflusste Meßwerte, wobei die geogenen Meßwerte zahlenmäßig die anthropogen beeinflussten überschreiten,
- im Beprobungsraster sind bebaute Flächen und Straßen weitestgehend ausgenommen worden, d.h. es sind keine durch Schlacke verursachten erhöhten Meßwerte im Datensatz enthalten,
- die Probenahmestellen liegen außerhalb von Haldenflächen und Hüttengeländen, d.h. es sind keine durch Haldenmaterial bedingten höhere Meßwerte im Datensatz enthalten.

Die 84,1 Perzentile der Verteilung wäre also auch hier die Obergrenze der geogen bedingten Meßwerte, die 95 Perzentile die Obergrenze des Überlappungsbereichs.

In der folgenden Abbildung 3.19 ist die Verteilung der 1373 ODL-Meßwerte dargestellt. Der 84,1 Perzentile entsprechen 117,384 nSv/h, der 95 Perzentile 142 nSv/h.

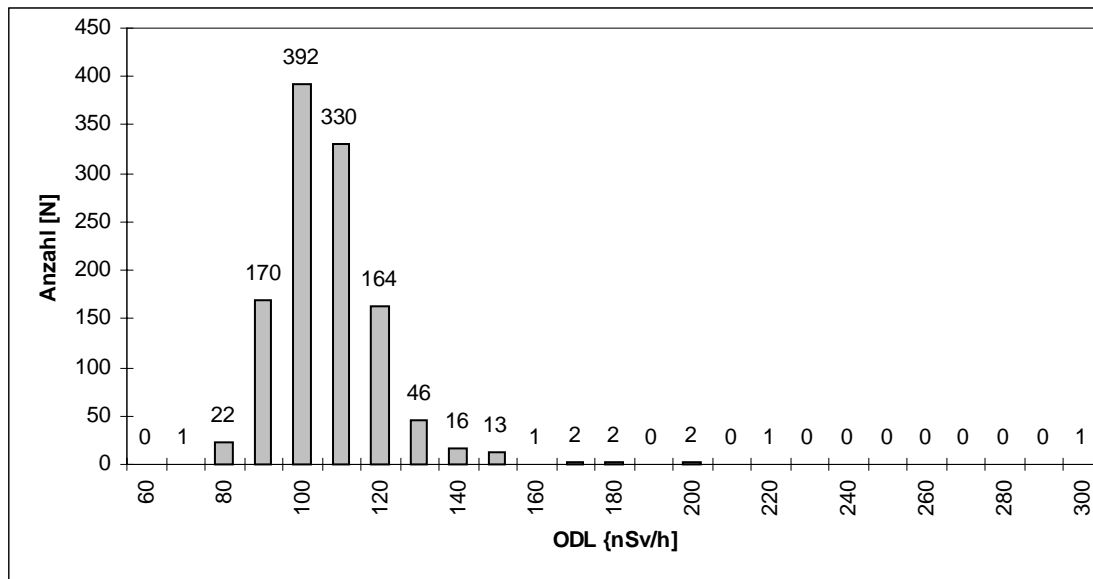


Abb. 3.19: Verteilung der γ -Ortsdosisleistung im Untersuchungsgebiet

Während der ODL-Messung wurde an jedem Meßpunkt das Bodenmerkmal erhoben. Danach entfallen die Meßpunkte und Meßwerte der γ -Ortsdosisleistung auf die in Tab. 3.14 angegebenen Bodenmerkmale.

Tab. 3.13: Einteilung der ODL-Meßpunkten nach Bodenmerkmalen

Bodenmerkmal	Anzahl der Meßwerte	Minimalwert	Maximalwert	Mittelwert
				[nSv/h]
Gestein (anstehendes)	3	81,6	102,8	90,9
Boden (gewachsen, kultiviert)	1163	68	299,2	101,8
Weg / Parkplatz mit Haldenmaterial	1	144,8	144,8	144,8
Fläche mit Haldenmaterial	12	85,2	184,6	115,2
Weg / Parkplatz mit Schlacke	1	117,4	117,4	117,4
Fläche mit Schlacke	47	81,6	244,8	121,5
Fläche mit Asche	3	84,5	134,9	105,6
Fläche mit Aufschüttung (Bauschutt, Abfall)	112	85,2	511,2	132
Weg / Parkplatz mit Asphalt (Teer)	3	66,28	102,8	90,6
Weg / Parkplatz mit Beton	4	88,4	102	95,2
Weg / Parkplatz mit Pflaster (Schlacke)	1	321,8	321,8	321,8
Gleiskörper	7	78,1	132	109,2
Bergehalde	13	106,5	305,3	171,8
Schlackenhalde	3	85,2	255,6	160,9

Im Unterschied zu den Wassermeßwerten in /WAB 93/ besteht mit Hilfe des Bodenmerkmals eine Unterscheidungsmöglichkeit zwischen geogen und anthropogen beeinflussten Meßwerten. Zur folgenden Auswertung werden die Meßpunkte mit den Bodenmerkmalen Gestein (anstehendes) und Boden (gewachsen und kultiviert) als rein geogen beeinflusst eingestuft. Der Gesamtdatensatzes wird anhand des Bodenmerkmals in einen Datensatz mit geogen bedingten Meßwerten und einen Datensatz mit anthropogen beeinflussten Meßwerten geteilt. An Abbildung 3.20 sind die Verteilungskurven der beiden Datensätze gemeinsam mit der Gesamtverteilung der Meßwerte dargestellt.

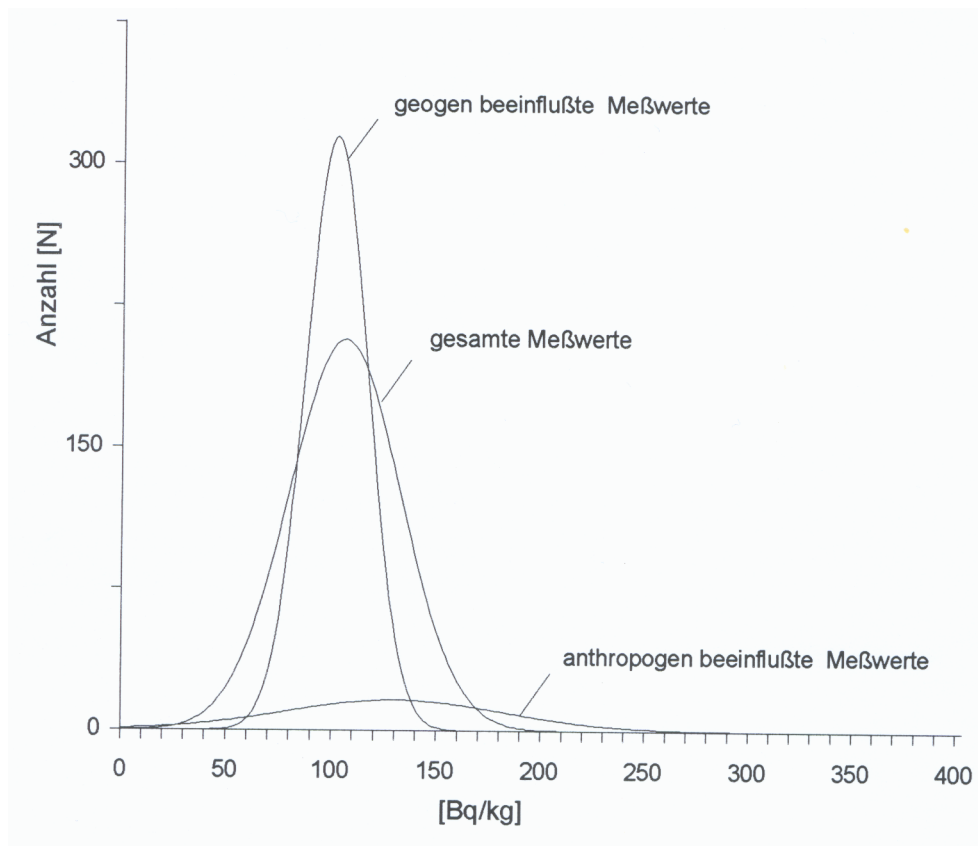


Abb. 3.20: Verteilung von geogen und anthropogen beeinflussten ODL-Meßwerten

Die Verteilung der geogen bedingten Meßwerte (oberste gestreckte Kurve) schneidet bei etwa 120 nSv/a die Gesamtverteilung (mittlere Kurve) der Meßwerte. Dies entspricht dem 84,1 Perzentilwert von 117,4 nSv/h aus der Abb. 3.19. Dieser Wert stellt den Anfang des Überlappungsbereiches zwischen geogen und anthropogen bedingten Meßwerten (untere flache Kurve) dar. In der Abbildung erkennt man ebenfalls, daß an dieser Stelle der Einfluß der anthropogen beeinflussten Werte zunimmt. Bei ca. 152

nSv/h schneidet die geogene Verteilungskurve die x-Achse. Dies entspricht in etwa dem Wert der 95 Perzentile von 142 nSv/h als dem Endpunkt des Überlappungsbereiches zwischen geogen und anthropogen beeinflussten Meßwerten. Unter den gegebenen Voraussetzungen lassen sich für die γ -Ortsdosisleistung im Untersuchungsgebiet auch ohne genaue Kenntnis des Bodenmerkmals mit Hilfe des in /WAB 93/ beschriebenen Verfahrens Aussagen zum geogenen Background ableiten. Das Verfahren läßt sich auch auf andere Gebiete des Kupferschieferbergbaus in Sachsen-Anhalt anwenden, da durch die Emissionen der Hüttentätigkeit keine großflächigen Änderungen der geogenen γ -Ortsdosisleistung zu erwarten sind.

3.8 Wasserproben

Im Rahmen des Meßprogramms Hettstedt wurden an 80 Probenahmestellen im Herbst 1993 und im Frühjahr 1994 Wasseruntersuchungen durchgeführt. Auf die unterschiedlichen Wasserarten entfallen die Beprobungsstellen wie folgt:

- 25 fließende und stehende Oberflächengewässer
- 45 Grundwässer aus Brunnen und Pegeln und
- 10 Schacht- und Stollenwässer.

In den Wässern wurden neben den Aktivitäten von ^{40}K , ^{210}Pb , ^{210}Po (teilweise), ^{226}Ra und Uges auch pH-Wert, Temperatur, Leitfähigkeit, Redoxpotential, Sauerstoffgehalt und die Konzentrationen von K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- und HCO_3^- bestimmt.

Die Verteilung der Entnahmestellen der Wasserbeprobung im Untersuchungsgebiet ist in Abb. 3.22 dargestellt.

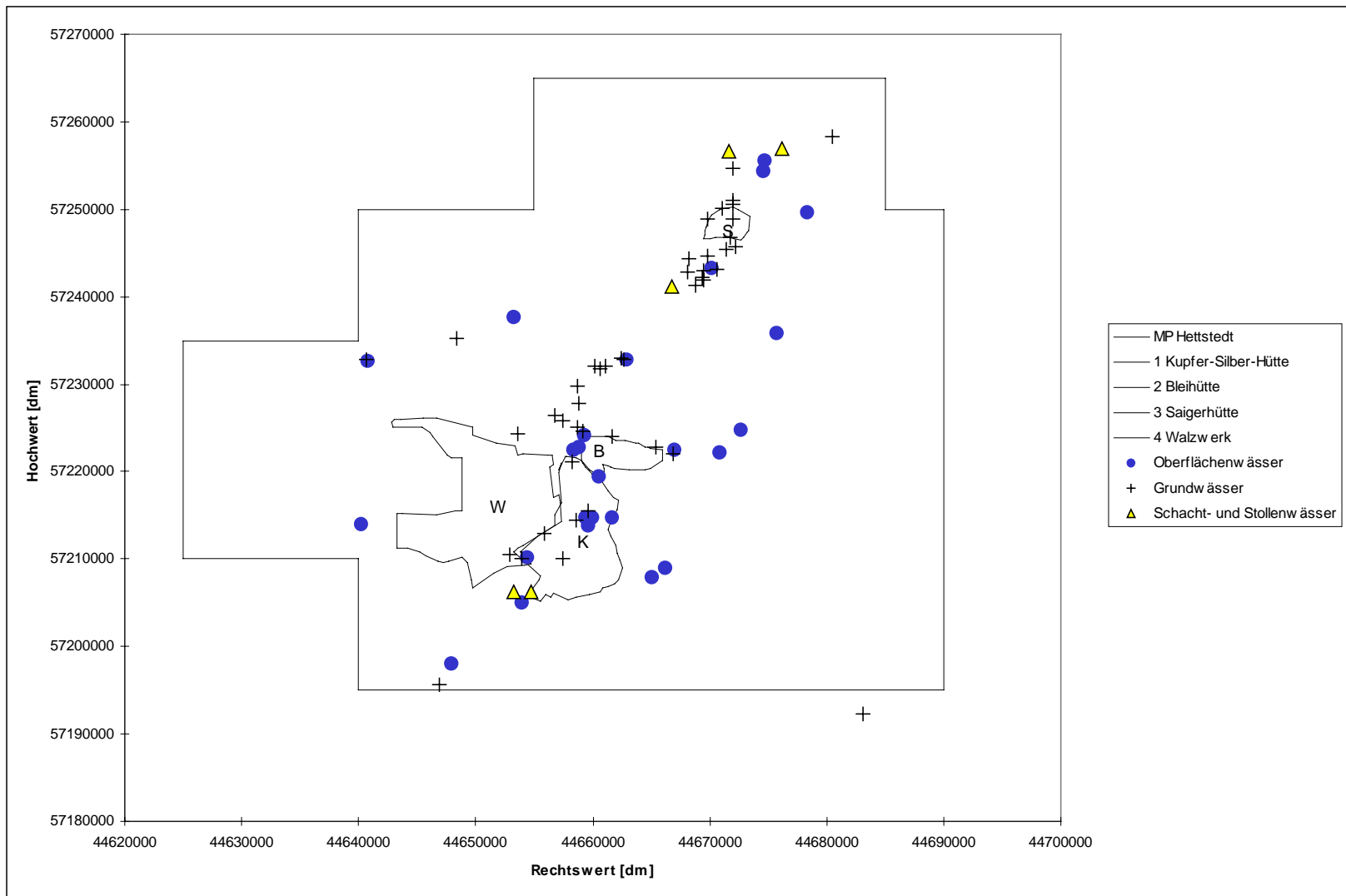


Abb. 3.21: Wasserbeprobungspunkte im Untersuchungsgebiet

3.8.1 Analytik

3.8.1.1 Probenvorbereitung

Für die Radionukliduntersuchungen an Wasserproben wurden pro Entnahmepunkt ca. 10 Liter Wasser entnommen. Zur Konservierung wurden die Proben mit 65%iger Salpetersäure auf 1m/l Probenmenge angesäuert.

Die Wasserproben wurden in den Labors des VKTA (Verein für Kern-Verfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e.V.) analysiert.

Für die Gamma-Spektrometrie wurden 2l angesäuerte Wasserprobe unfiltriert auf 450 ml eingedampft.

Die Wasserproben für die radiochemische Qualitätssicherung wurden angesäuert und je nach Schwebstoffgehalt vor der Analyse durch ein Membranfilter (Porengröße 0,45 µm) filtriert. Für die verschiedenen Radionuklide wurden unterschiedliche Analyseverfahren angewendet.

^{40}K und ^{228}Ra wurden γ -spektrometrisch nachgewiesen. Das ^{226}Ra wurde emanometrisch über ^{222}Rn und Folgeprodukte analysiert. ^{210}Pb wurde mit der Flüssigszintillationsspektrometrie (LSC) nachgewiesen und Uran als U_{Ges} mit der Methode der Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS). In der Tabelle 3.15 sind die Nuklide, die Nachweismethode, die Meßzeit und die zugehörige Nachweisgrenze aufgeführt.

Tab. 3.14: Nachweismethoden, Meßzeiten und Nachweisgrenzen für Radionuklide in Wasserproben

Radionuklid	Meßverfahren	Meßzeit [s]	Nachweisgrenze [Bq/l]
^{40}K	γ -Spektrometrie	50.000	0,05
^{228}Ra	γ -Spektrometrie	50.000	0,05
^{226}Ra	Emanometrie	50.000	0,01
^{210}Pb	LSC	3.600	0,03
U_{Ges}	ICP-MS	20	0,001 [mg/l]

Zur internen Qualitätssicherung wurde ein Teil der Proben γ -spektrometrisch untersucht.

Die externe Qualitätssicherung erfolgte durch Teilnahme an Ringanalysen und Interlaborvergleichen und durch Analyse von Qualitätssicherungsproben im Bundesamt für Strahlenschutz.

3.8.2 Oberflächengewässer

Die Oberflächengewässer im Untersuchungsgebiet sind die Bäche Stockbach, Ölgrundbach, Schmalz, Hadebornbach und Regenbeek/Alte Wipper, die künstlichen Gräben Hüttengraben und Wiesenmühlengraben und ein kleiner Fluß die Wipper. Die Wipper fließt 8 km von Südwesten nach Nordosten durch das Untersuchungsgebiet. Alle obengenannten Fließgewässer münden in die Wipper, die als Hauptvorfluter das Gebiet entwässert /GFE 95/. Neben der Beprobung der Fließgewässer wurde noch ein Teich aus einem ehemaligen Ziegeltontagebau beprobt.

Die gefundenen Aktivitäten an ^{210}Pb , ^{226}Ra und Uges sind als sehr gering anzusehen. Bei ^{210}Pb liegen nur 13 der 47 Meßwerte oberhalb der Nachweisgrenze, bei ^{226}Ra sind es 30 Werte und bei Uges sind nur 14 Meßwerte oberhalb der Nachweisgrenze. Alle Werte oberhalb der Nachweisgrenze liegen innerhalb des natürlichen Schwankungsbereiches /RÜH 95/. Im Vergleich mit den Richtwerten aus der SSK-Empfehlung (Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von möglicherweise durch den Uranerzbergbau beeinflussten Wässern als Trinkwasser) liegen die Maximalwerte für ^{210}Pb um den Faktor 10, für Uges um den Faktor 15 und für ^{226}Ra um den Faktor 70 niedriger. Die Unterschiede zwischen den beiden Beprobungszyklen sind nur geringfügig. Im Herbst 1993 waren die Aktivitäten von ^{210}Pb und Uges im Durchschnitt höher als im Frühjahr 1994, auch liegen mehr Werte oberhalb der Nachweisgrenze. Bei ^{226}Ra ist zwar der maximale Einzelmeßwert am 1. Beprobungstermin bestimmt worden, am 2. liegen aber deutlich mehr Werte oberhalb der Nachweisgrenze. Die mittleren Nachweisgrenzen liegen für ^{210}Pb bei 5 mBq/l, für ^{226}Ra bei 2,5 mBq/l und für Uges bei 0,008 mg/l.

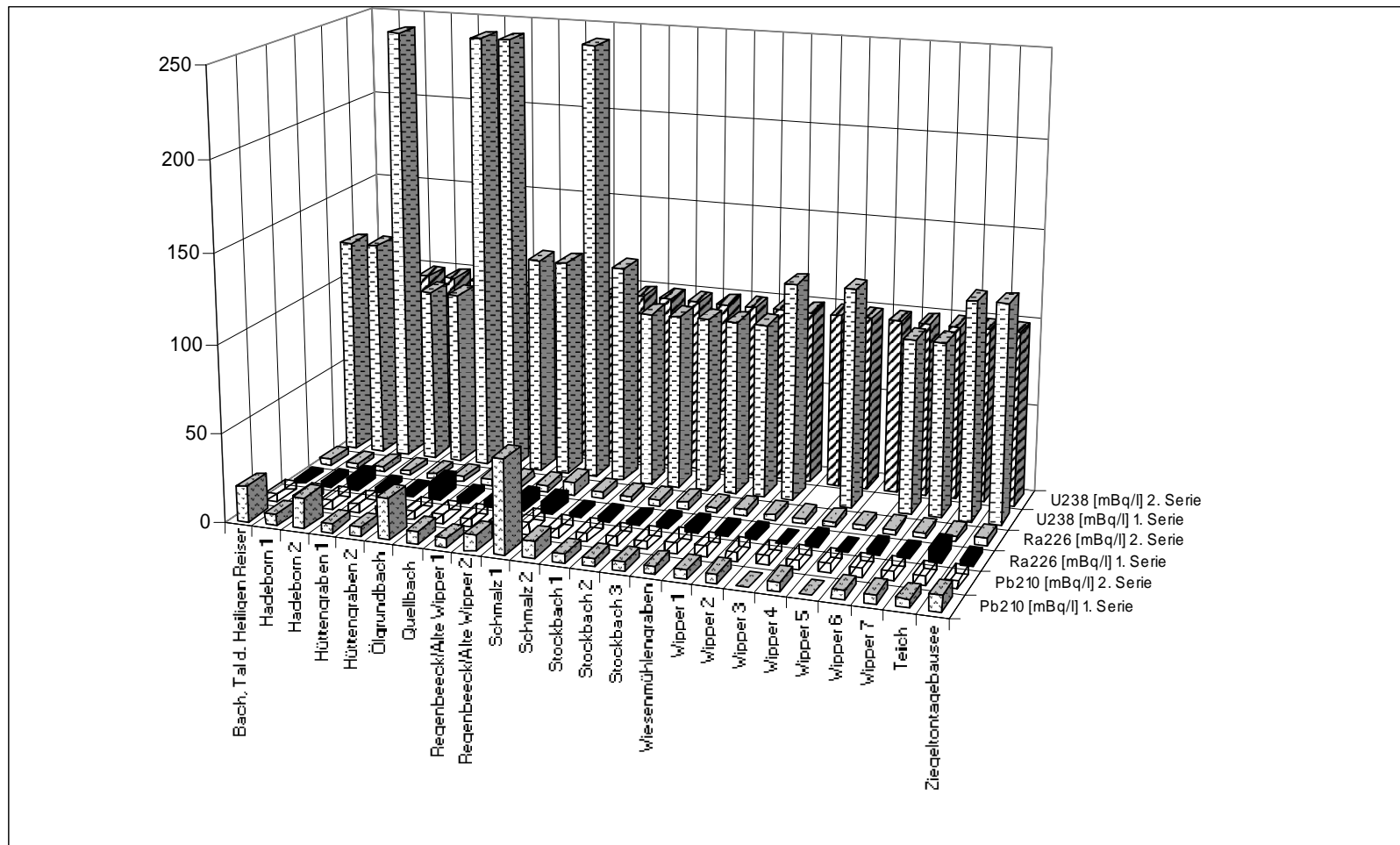


Abb. 3.22: Aktivitätskonzentrationen von Radionukliden in Fließgewässern

3.8.3 Grund- und Brunnenwässer

An 45 Punkten wurde das Grundwasser im Untersuchungsgebiet beprobt, davon entfallen auf Pegel und Grundwasserbeobachtungsrohre 23 und auf Brunnen 22 Beprobungspunkte. Einige der Brunnen befanden sich in Kleingartenanlagen und wurden dort zur Bewässerung genutzt. Auch eine Nutzung als Trinkwasser kann nicht ausgeschlossen werden /GFE 95/.

Die gefundenen Aktivitäten an ^{210}Pb , ^{226}Ra und ^{238}U s. Abb. 3.23 sind als sehr gering anzusehen. Bei ^{210}Pb liegen nur 9 der 79 Meßwerte oberhalb der Nachweisgrenze, bei ^{226}Ra sind es 46 Werte und bei Uges sind nur 14 Meßwerte oberhalb der Nachweisgrenze.

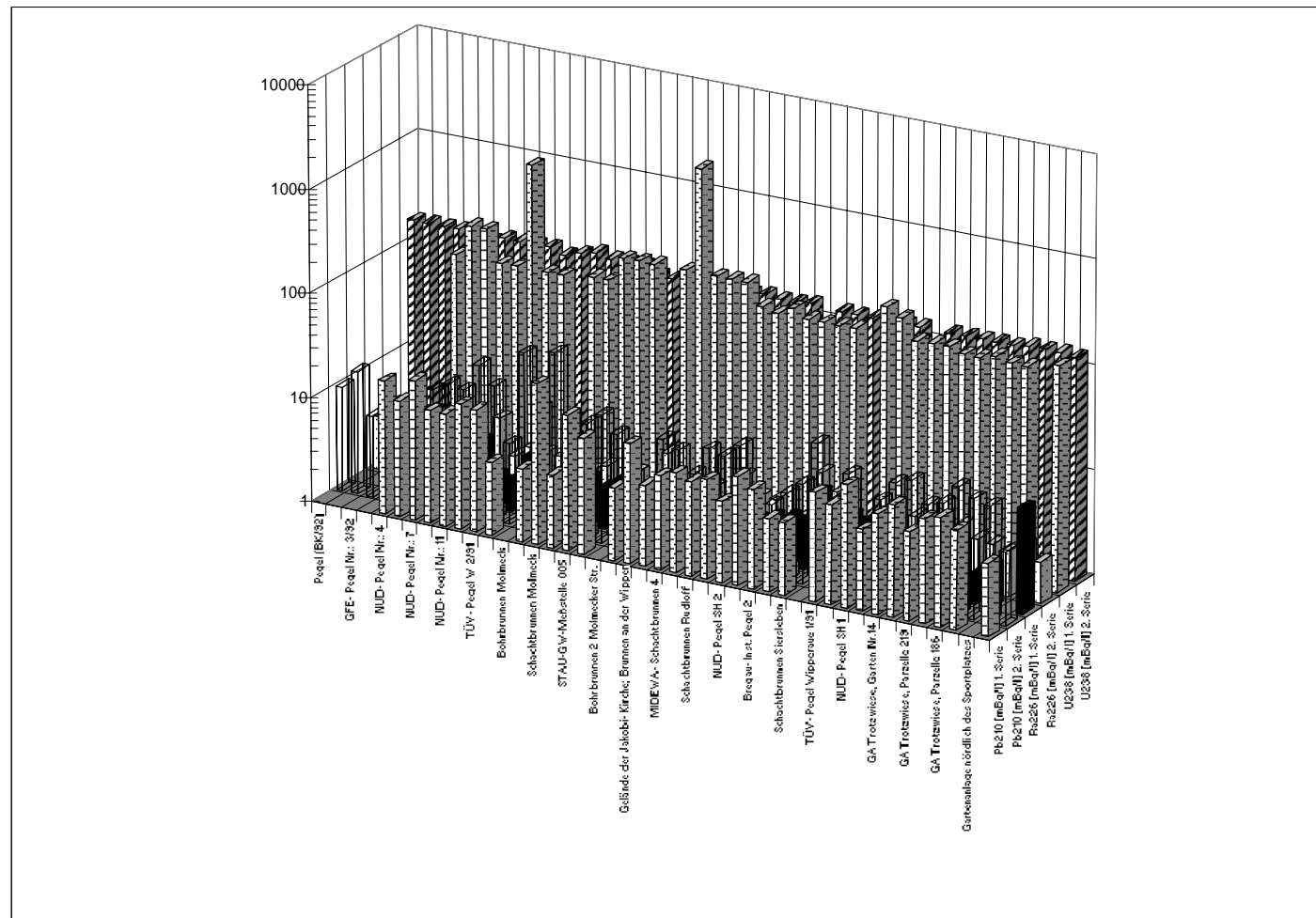


Abb. 3.23: Aktivitätskonzentrationen von Radionukliden in Grund- und Brunnenwässer

3.8.4 Schacht- und Stollenwasser

An 10 Punkten wurden die das Untersuchungsgebiet durchziehenden Entwässerungstollen beprobt: Zabenstedter Stollen, Schlüsselstollen, Jakob-Adolph-Stollen, Wiederstedter Stollen, Arnstedter Stollen und Gefluter Schmalzgrund. Da die Stollen als Entwässerungssysteme für den Bergbau angelegt wurden, wurden nach den Flutungen der Schachtanlagen höhere Aktivitätskonzentrationen erwartet als in Fließ- oder Grundwässern. Die Erwartungen bestätigten sich nicht für die ^{210}Pb und Uges Gehalte, sie liegen auf dem gleichen niedrigen Niveau der Fließgewässer. Doppelt so hoch ist allerdings die ^{226}Ra Maximalaktivitätskonzentration mit 125 mBq/l, aber auch sie liegt immer noch um einen Faktor 4,5 niedriger als der Richtwert der SSK-Empfehlung von 700 mBq/l s. Abb. 3.24.

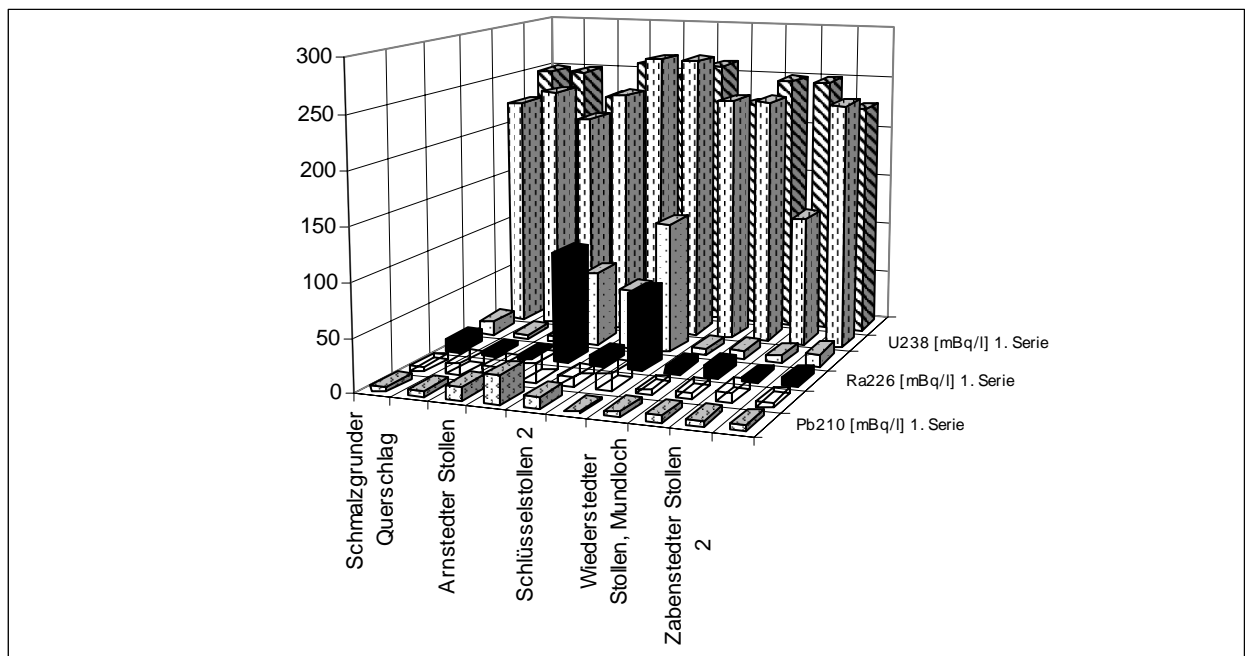


Abb. 3.24: Aktivitätskonzentrationen von Radionukliden in Schacht- und Stollenwässern

3.9 Pflanzenproben

Unabhängig von der rasterförmigen Bodenbeprobung wurden an 100 Punkten Proben von eßbaren Nutz- und Futterpflanzen entnommen. Die Anordnung der Probenahmepunkte erfolgte strahlenförmig ausgehend vom Zentrum der Bleihütte, Kupfer-Silberhütte und der Seigerhütte. Ergänzend dazu wurden einzelne Proben aus der Wipperraue entnommen.

Um die zu analytischen Zwecken benötigte Mindestmenge von 2 kg Frischmasse der Nahrungs- bzw. Futterpflanzen zu erhalten, wurden je nach Pflanzenart verschieden große Areale beprobt.

Um den Anteil der Staubdeposition an der Gesamtkontamination der Pflanzen zu bestimmen, wurde ein Teil der Pflanzenproben nach der Entnahme gewaschen. Die 119 Pflanzenproben wurden im Zeitraum vom 20.09.1993 bis 15.10.1993 gewonnen. In der Abbildung 3.25 sind die Entnahmepunkte der Pflanzenproben im Untersuchungsgebiet dargestellt.

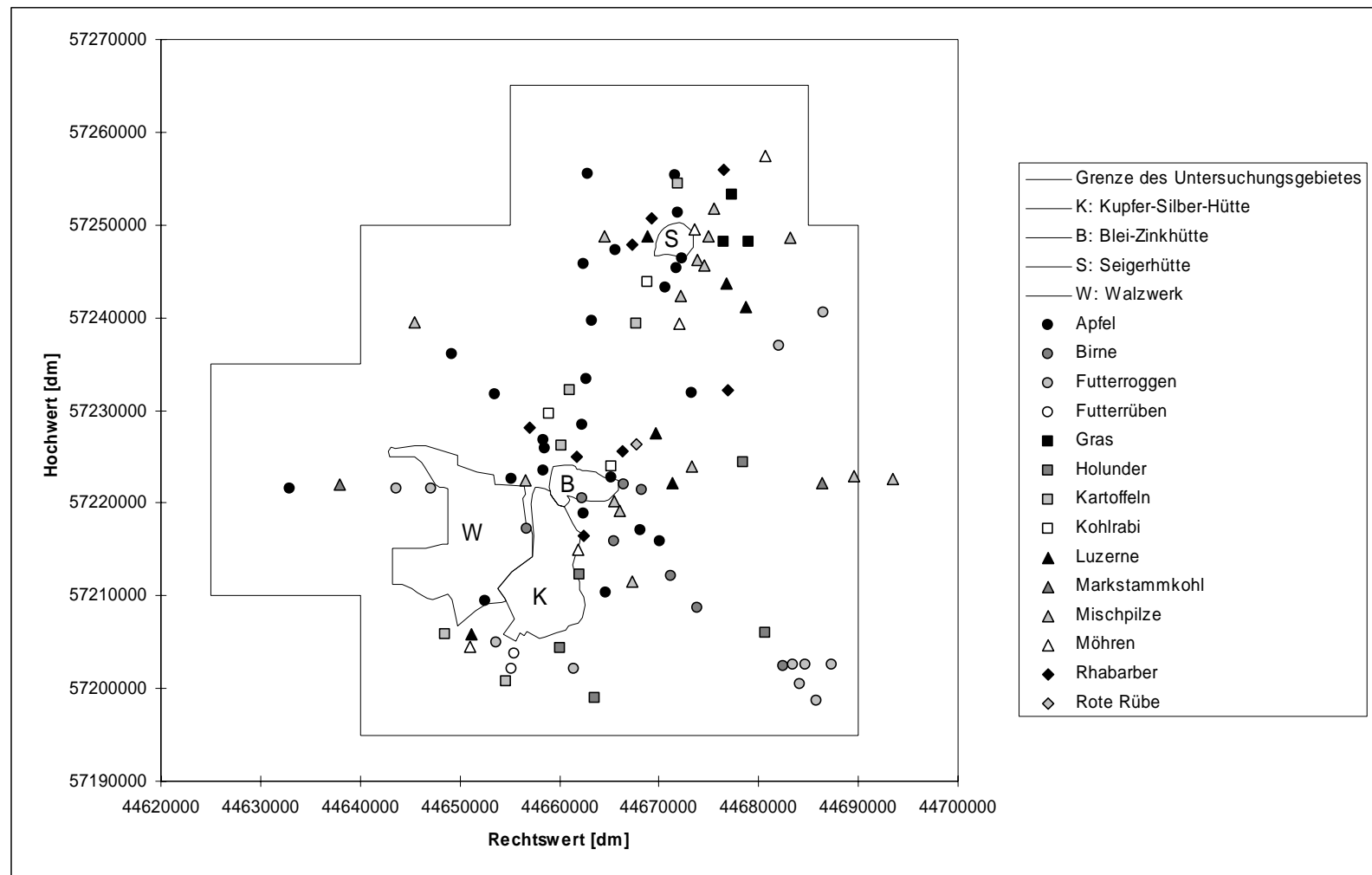


Abb. 3.25: Entnahmepunkte der eßbaren Nutz- und Futterpflanzen

3.10 Analytik

Die Pflanzenproben wurden im GRS-Labor Friedrichshagen analysiert. Sie wurden an der Luft getrocknet und gehäckselt und anschließend im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz bei 105°C getrocknet. Ein Teil der Probe wurde feingemahlen, der andere Teil verascht.

Mit dem feingemahlene Probenteil wurde die radiochemische Bestimmung von ^{210}Pb und ^{210}Po durchgeführt. Nach Säureaufschluß und Spontanabscheidung auf Nickelblech wurde mit einem Alpha-Beta-Meßplatz auf ^{210}Pb und mit einem Alpha-Spektrometer auf ^{210}Po untersucht. Die Pflanzenaschen wurden nach Einstellung des radioaktiven Gleichgewichts ,ca. 10-14 Tage, zwischen ^{226}Ra und seinen Töchtern γ -spektrometrisch auf ihre Radionuklidgehalte untersucht. Die Nuklide ^{40}K und ^{228}Ra wurden ebenfalls γ -spektrometrisch untersucht. Der Urangesamtgehalt U_{Ges} wurde bei VKTA Rossendorf mittels ICP-MS bestimmt.

Tab. 3.15: Nachweismethoden, Meßzeiten und Nachweisgrenzen für Radionuklide in Pflanzenproben

Radionuklid	Meßverfahren	Meßzeit [s]	Nachweisgrenze [Bq/kg TM]
^{40}K	γ -Spektrometrie	10.000	45
^{228}Ra	γ -Spektrometrie	10.000	25
^{226}Ra	γ -Spektrometrie	10.000	15
^{210}Pb	α - β - Proportionalzählrohr	60.000	1,5
^{210}Po	α -Spektrometrie	60.000	1
U_{Ges}	ICP-MS	20	0,001 [mg/kg TM]

Als Qualitätssicherungsmaßnahme wurden einige ^{210}Pb und ^{210}Po - Bestimmungen bei VKTA parallel durchgeführt. Eine Überprüfung der Urangelhalte erfolgte durch Vergleichsmessungen mittels γ -Spektrometrie.

Die Ergebnisse der Pflanzenanalytik sind in der Tabelle 3.16 aufgeführt.

Tab. 3.16: Ergebnisse der Pflanzenbeprobung

Pflanze	Probenzahl	K40	Pb210	Po210	Ra226	Ra228	Uges
[Bq/kg (FM = Frischmasse)]							
Möhre	5	72-111,3	0,056- 0,192	0,11	0,058- 0,088	<NWG	0,08-0,13
Kartoffel	6	122,4-165	<NWG-0,168	0,04- 0,147	<NWG-0,198	<NWG	0,011-0,14
Kohlrabi	3	115,8-163,9	0,066-0,11	0,022-0,073	0,055-0,168	<NWG	0,1-0,19
Rote Rübe	1	150,7	0,17	-	0,08	-	0,21
Apfel	25	22,61-58,5	0,064-0,56	0,04-0,1	0,0075-0,105	<NWG	0,0045-0,009
Birne	8	35,2-247,8	0,05-0,48	0,0-0,14	0,01-0,11	-	0,0068-0,023
Rhabarber	8	91,8-153,6	0,079-0,46	0,048-0,258	0,016-0,366	<NWG	0,0044-0,022
Holunder	5	92,8-217,6	0,437-0,768	0,4-0,9	0,032-0,0418	<NWG-1,02	0,01-0,015
Mischpilze	15	35,1-158,4	0,056-0,47	0,099-4,46	0,0252-0,24	<NWG-0,35	0,007-0,028
Futtergetreide	11	172,8-319,2	1,12-2,16	1,36-2,02	0,07-0,39	<NWG-0,35	0,022-0,034
Markstammkohl	2	156-210	0,55-0,66	0,65	<NWG-0,12	-	0,03
Futterrübe	2	104,4-153,9	0,0513-0,153	0,036-0,162	0,0639-0,085	-	<NWG-0,17
Luzerne	6	115,6-252,3	2,09-8,4	1,07-6,3	0,077-1,1	0,836-1,44	0,019-0,042
Gras	3	134,4	5,4-14,8	5-10,8	0,04-0,62	1,07-1,44	0,054-0,055

Die Pflanzen, die unmittelbar der menschlichen Ernährung dienen, weisen durchweg spezifische Aktivitäten aller Radionuklide kleiner als 1 Bq/kg (FM) -mit Ausnahme von ⁴⁰K- auf. Lediglich beim Holunder wird bei einer Probe der Wert von 1 Bq/kg für ²²⁸Ra geringfügig überschritten.

Bei den Futterpflanzen und auch vereinzelt bei den Pilzproben treten Aktivitäten größer als 1Bq/kg (FM) auf, wobei die höchsten Werte aller Radionuklide bei den Grasproben zu finden sind. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß das Gras bei der Probenahme mit Wassergehalten von < 50% schon sehr trocken war. Die Werte in der Tabelle wurden auf einen Wassergehalt von 80% in Frischmasse umgerechnet.

3.11 Halden

Im Rahmen eines zusätzlichen Untersuchungsprogramms wurden 57 Bergbauhalden im Untersuchungsgebiet vertieft untersucht. Die Messungen und Probenentnahme führte die GFE, Halle, durch. Die Auswahl der Halden erfolgte aufgrund der Ergebnisse der Verifikation und der anschließenden Klassifikation /BfS 96/. Im Ergebnis der Klassifikation wurden diese Halden als möglicherweise radiologisch relevant eingestuft. Die Lage der Halden im Untersuchungsgebiet ist in Abb. 3.26 dargestellt.

Die Analytik der Proben aus dem Haldenmaterial wurden von IAF-Radioökologie GmbH, Dresden, durchgeführt /IAF 1-94/, /IAF 2-94/. Die Meßzeiten und Nachweisgrenzen sind der Tabelle 3.3 zu entnehmen.

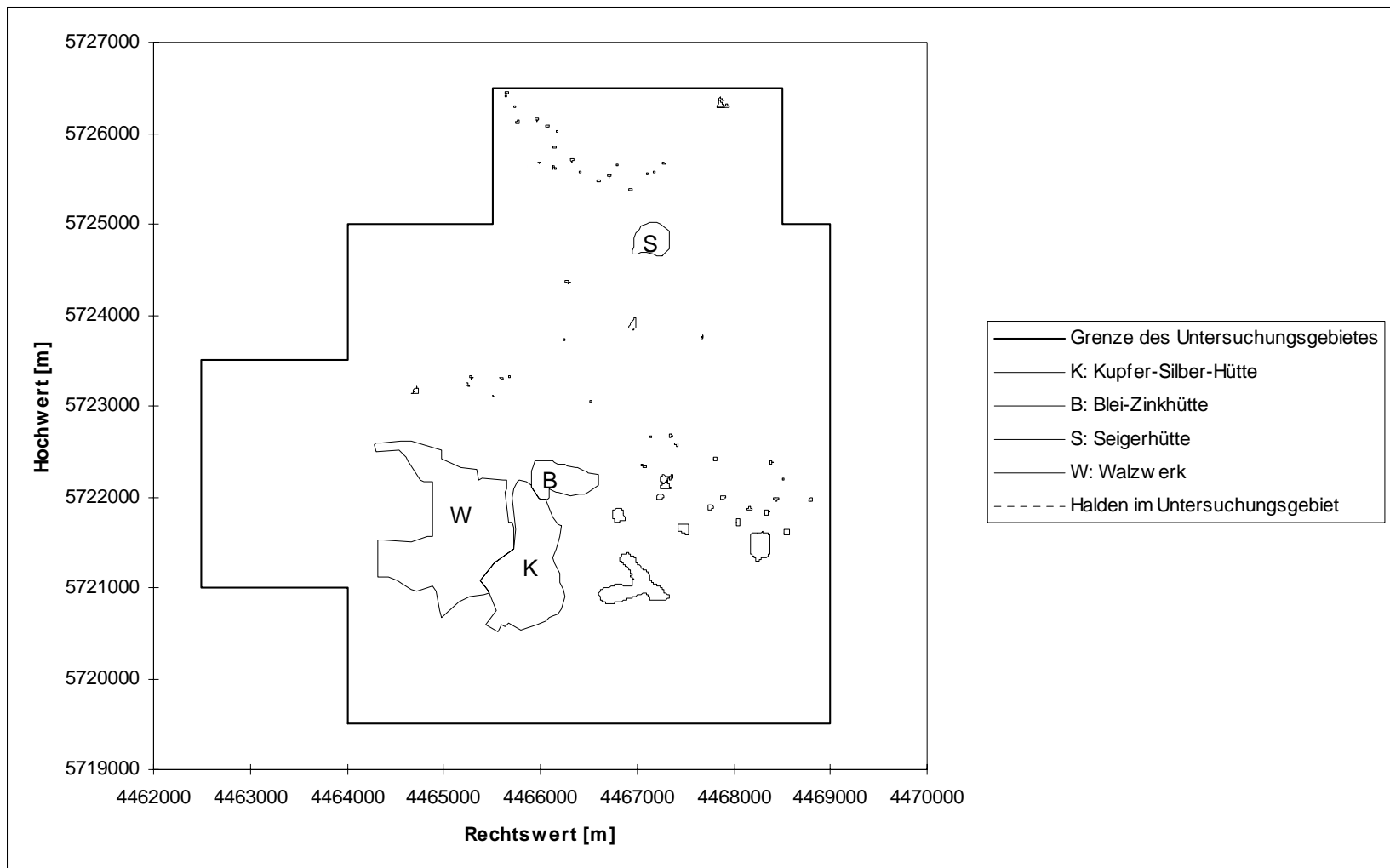


Abb. 3.26: Lage der untersuchten Halden

Auf den Halden wurden rasterförmige und verdichtende Messungen der γ -Ortsdosisleistung durchgeführt. Dabei wurde nach folgendem Verfahren vorgegangen:

- der Beginn der Messung erfolgte auf der Haldenfläche in einem Grundraster von 20 x 20m,
- bei Meßwerten größer als 300 nSv/h wurde auf einen Rasterabstand von 10 x10m verdichtet und
- bei Meßwerten größer als 500 nSv/h wurde auf einen Rasterabstand von 5 x 5m verdichtet.

In der Abb. 3.27 ist das Meßverfahren am Beispiel der Eduardschachthalde dargestellt. Das Grundraster wurde auf einen Rasterpunkt außerhalb der Objektflächen ausgedehnt. Auf den 57 Halden wurden insgesamt 2441 ODL-Meßwerte ermittelt. Bei den untersuchten Halden handelt es sich um 55 Bergehalden, eine Halde aus Rohhüttenschlacke und eine Halde aus Asche. Bei allen Halden handelt es sich ausnahmslos um Hinterlassenschaften des Altbergbaus, d.h. der Zeitpunkt ihrer Entstehung liegt vor 1900. 47 der Halden sind kleiner als 1 ha, die größte Halde, die Eduardschachthalde, besitzt eine Größe von 15,5 ha.

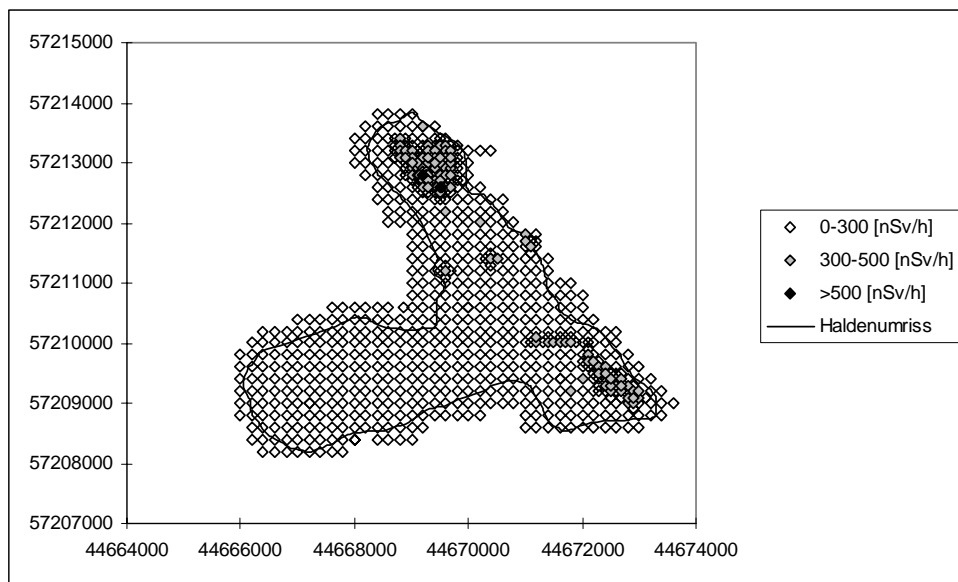


Abb. 3.27: Verdichtende Messung der γ -Ortsdosisleistung auf Bergehalden am Beispiel der Eduardschachthalde

Um Aussagen zur äußeren Strahlenexpositionen durch Aufenthalt auf Haldengelände ableiten zu können, wurde zu jeder Halde die mittlere ODL berechnet. Allerdings

mußte bei der Bestimmung der mittleren ODL auf dem Haldengelände die Verdichtung durch das Meßraster mitberücksichtigt werden. Aufgrund der verdichtenden Meßweise sind hohe Meßwerte im Datensatz zahlenmäßig überrepräsentiert, da sie von der Haldenfläche einen wesentlich kleineren Anteil beschreiben als niedrige Meßwerte. Zur Homogenisierung des Datensatzes bei der Mittelwertbildung wurden die Meßpunkte aufgrund ihres Rasterabstandes gewichtet. Die Festlegung der Haldenkontur erfolgte nach Auswertung von Luftbildern und Koordinatenerfassung vor Ort. Die erfaßte Kontur beschreibt somit den aktuellen Zustand der Halde. Ob die Halde ursprünglich eine andere Ausdehnung hatte, kann den Umrissdaten nicht entnommen werden. Diesem Umstand wurde Rechnung getragen, indem zwei Mittelwerte gebildet wurden, je nach Berücksichtigung oder Nichtberücksichtigung der Meßwerte außerhalb der Objektkontur.

Die Ergebnisse der Mittelwertberechnung der γ -Ortsdosisleistung sind in Abb. 3.28 dargestellt.

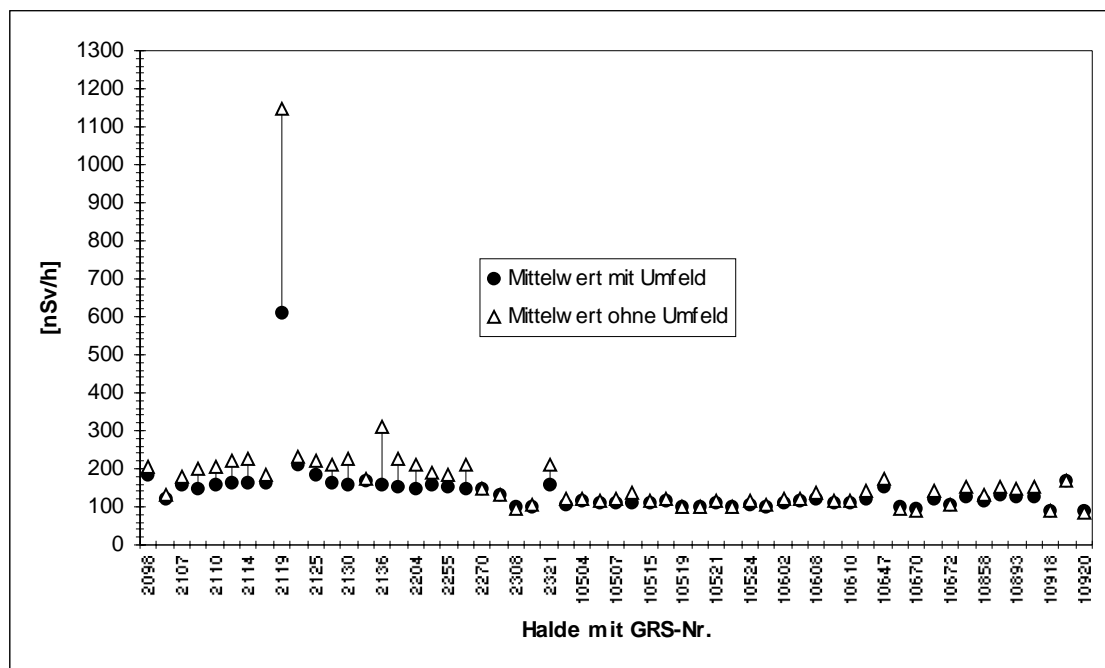


Abb. 3.28: Gewichtete mittlere γ -Ortsdosisleistung der Haldenflächen im Untersuchungsgebiet

Die Mittelwerte ohne Berücksichtigung des Umfeldes fallen bei den meisten Halden erwartungsgemäß höher aus, als mit Berücksichtigung des Haldenumfeldes. Bei einigen Halden ist kein Unterschied der beiden Mittelwerte festzustellen und bei 5

Halden sind die Mittelwerte mit Berücksichtigung des Umfeldes sogar geringfügig höher.

Beim Vergleich der errechneten mittleren ODL-Werte der Halden mit den Werten zum geogenen Background der γ -Ortsdosisleistung (Kapitel 3.7) zeigt sich, daß von den 57 Halden im Untersuchungsgebiet 33 bzw. 38 (mit Berücksichtigung des Haldenumfeldes) aufgrund ihrer Mittelwerte innerhalb des Überlappungsbereiches von geogenen und anthropogen beeinflussten Meßwerten liegen.

Eine Ausnahme bildet die Halde mit GRS-Nr. 2119. Der Wert der mittleren ODL ohne Berücksichtigung des Haldenumfeldes beträgt 1148,6 nSv/h. Bei dem Haldenmaterial handelt es sich nicht um Berge, sondern höchstwahrscheinlich um die Asche der ersten deutschen Dampfmaschine, die von 1785 bis 1796 am preußischen König-Friedrich-Kunstschaft zur Wasserhebung eingesetzt wurde /HEB 96/. Zur Feuerung der Maschine wurden neben Holz, Braunkohle und Torf auch uranhaltige Steinkohle aus Freital verwendet /SCH 98/.

In den nachfolgenden Abbildungen 3.28.1-5 sind die Bereiche der Nuklidaktivitäten aufgeführt, die bei der Beprobung der Bergehalden gefunden wurden. Bei der überwiegenden Zahl handelt es sich um Proben aus Aufgrabungen, bei einigen auch um Proben aus sogenannten Rammkernsondierungen (RKS). Die Entnahmestellen lagen auf Punkten mit erhöhter γ -Ortsdosisleistung. Das Probenmaterial wurde meist nicht an der Oberfläche der Halde entnommen, sondern stammt aus größeren Tiefen des Haldenkörpers.

Dadurch ist die berechnete mittlere ODL auf dem Haldengelände oft kleiner als die Nuklidaktivitäten vermuten lassen. Im Haldenmaterial wurden im Vergleich mit den Ergebnissen der Bodenbeprobung deutlich höhere Meßwerte vor allem für ^{210}Pb , ^{226}Ra und ^{238}U gefunden. Die Meßwerte im Haldenmaterial der König-Friedrich-Kunstschaftthalde (GRS-Nr. 2119) wurden in den Abbildungen 3.28.1-5 nicht berücksichtigt, da diese um Größenordnungen höher lagen als die der übrigen Halden. Im Haldenmaterial dieser Halde wurden Maximalwerte für ^{226}Ra von 20.900 Bq/kg, für ^{210}Pb von 17800 Bq/kg und für ^{238}U von 19700 Bq/kg gefunden. Aufgrund der hohen Aktivitäten im Haldenmaterial und der hohen γ -Ortsdosisleistung wurde die Halde 1993 vom Land Sachsen-Anhalt eingezäunt.

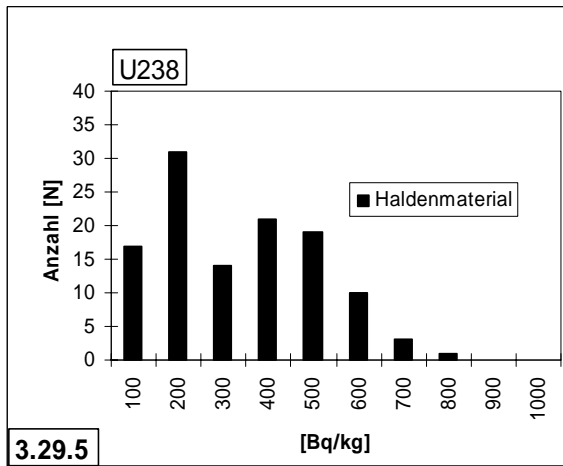
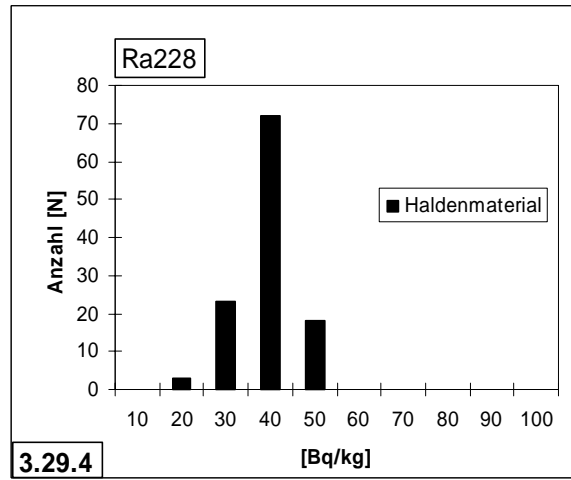
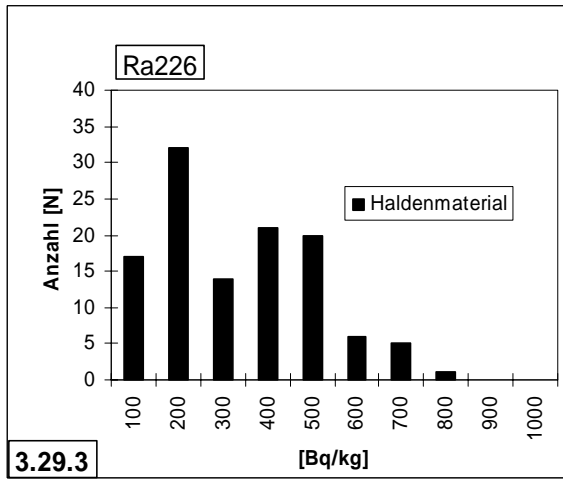
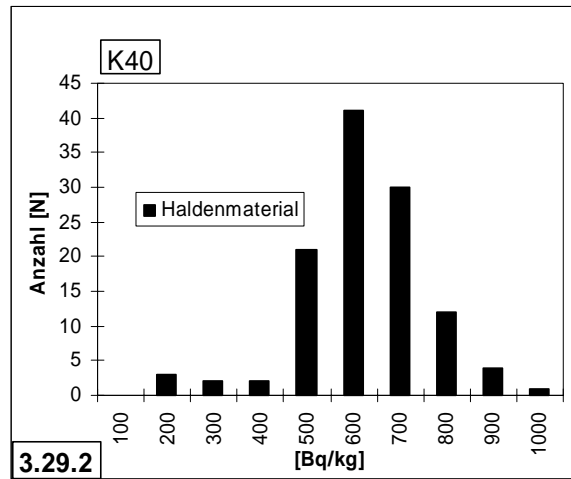
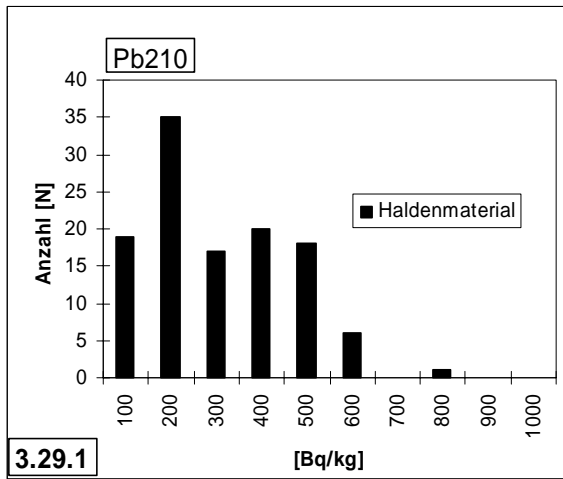


Abb. 3.29.1-5: Nuklidaktivitäten in Haldenmaterial

4 Zeitliche Entwicklung der Radioaktivität

Neben Aussagen zu Art und Umfang der Strahlenexposition ist es auch wichtig, den zeitlichen Verlauf der Radioaktivität und der daraus resultierenden γ -Ortsdosisleistung zu kennen.

Zu diesem Zweck wurden mit dem Programm RADDECAY /GRO 93/ Zerfallsberechnungen durchgeführt. Das Programm berechnet nach Vorgabe der Aktivität und des Zerfallszeitraums für ein gewähltes Radionuklid dessen Aktivität und diejenigen der resultierenden Tochternuklide.

Bei einer radioaktiven Zerfallsreihe handelt es sich im ungestörten Falle um ein System aufeinander folgender Zerfallsreaktionen, die miteinander im Gleichgewicht stehen, d.h. es werden genauso viele Nuklide aus der Muttersubstanz nachgebildet wie Tochternuklide zerfallen. Entscheidend dafür, ob die Glieder einer radioaktiven Zerfallsreihe miteinander im Gleichgewicht stehen, unabhängig von äußeren Einflüssen, ist das Alter der betreffenden Substanz. Erst mit zunehmendem Alter der radioaktiven Substanz bildet sich auch ein radioaktives Gleichgewicht mit den besonders langlebigen Nukliden einer Zerfallsreihe aus. Das Alter des Kupferschiefers wird auf ca. 250 Mio. Jahren geschätzt /WAL 92/. Diese Zeitspanne reicht aus, damit sich das radioaktive Gleichgewicht zwischen dem langlebigsten Nuklid der ^{238}U -Zerfallsreihe, dem ^{238}U selbst und seinen Folgegliedern einstellen konnte. Wie schon im Kapitel 2.8 gezeigt, wurde durch die Verhüttung des Kupferschiefers eine Trennung der ^{238}U -Zerfallskette herbeigeführt. Dies führt in den Verhüttungsprodukten, z.B. Stäuben oder Rohhüttenschlacke, zur Ausbildung von radioaktiven Ungleichgewichten. In Rohhüttenschlacke ist das ^{226}Ra gegenüber seinem Mutternuklid ^{238}U angereichert, im Theisenschlamm ^{210}Pb gegenüber ^{226}Ra und ^{238}U . Je nach Halbwertszeit des angereicherten Nuklids und der Aktivität der Mutternuklide variiert die Zeitspanne in der sich das radioaktive Gleichgewicht wieder einstellt.

4.1 Zerfall der Radioaktivität in Rohhüttenschlacke

Als erstes Beispiel wird der zeitliche Verlauf des radioaktiven Zerfalls in Rohhüttenschlacke betrachtet. Mit dem radioaktiven Zerfall des ^{226}Ra ändert sich auch die γ -Ortsdosisleistung, die durch Rohhüttenschlacke verursacht wird. Die γ -

Ortsdosisleistung wurde wie in Kap. 3.6 mit der empirischen Formel nach /BEC 72/ bzw. /KIR 79/ errechnet. In der Abbildung 4.1 ist der zeitliche Verlauf des radioaktiven Zerfalls der Nuklide in Rohhüttenschlacke und die daraus resultierende γ -Ortsdosisleistung aufgetragen.

Aufgrund ihrer hohen Halbwertszeiten spielt im betrachteten Zeitraum von 0 bis 14.000 Jahren der Zerfall der Nuklide ^{238}U , ^{40}K und ^{232}Th keine Rolle. Ihre Aktivität bleibt über den gesamten Zeitraum praktisch konstant. Das Ergebnis zeigt, daß sich nach 13.000 Jahren die Aktivität des ^{226}Ra von 1040 Bq/kg auf den Wert der ^{238}U -Aktivität erniedrigt hat. Ab diesem Zeitpunkt befinden sich die beiden Nuklide wieder im radioaktivem Gleichgewicht und eine weitere Erniedrigung der ^{226}Ra -Aktivität in der Rohhüttenschlacke findet nicht mehr statt. Im gleichen Zeitraum fällt die γ -Ortsdosisleistung der Rohhüttenschlacke um ca. 150 nSv/h. Ab diesem Zeitpunkt ist die ^{226}Ra -Aktivität und die γ -Ortsdosisleistung der Rohhüttenschlacke nur noch von der Zerfallsgeschwindigkeit des ^{238}U abhängig. In der Tabelle 4.1 sind die Aktivitätswerte und die errechnete γ -Ortsdosisleistung der Rohhüttenschlacke für Anfangs- und Endpunkt der Zerfallsrechnung aufgeführt:

Tab. 4.1: Ergebnisse aus der Zerfallsberechnung von Rohhüttenschlacke

Zeitpunkt [a]	^{40}K	^{232}Th	^{226}Ra	^{238}U	ODL
	[Bq/kg]				
0	646	51,8	1.040	750	595
13.000	646	51,8	750,67	750	450,89

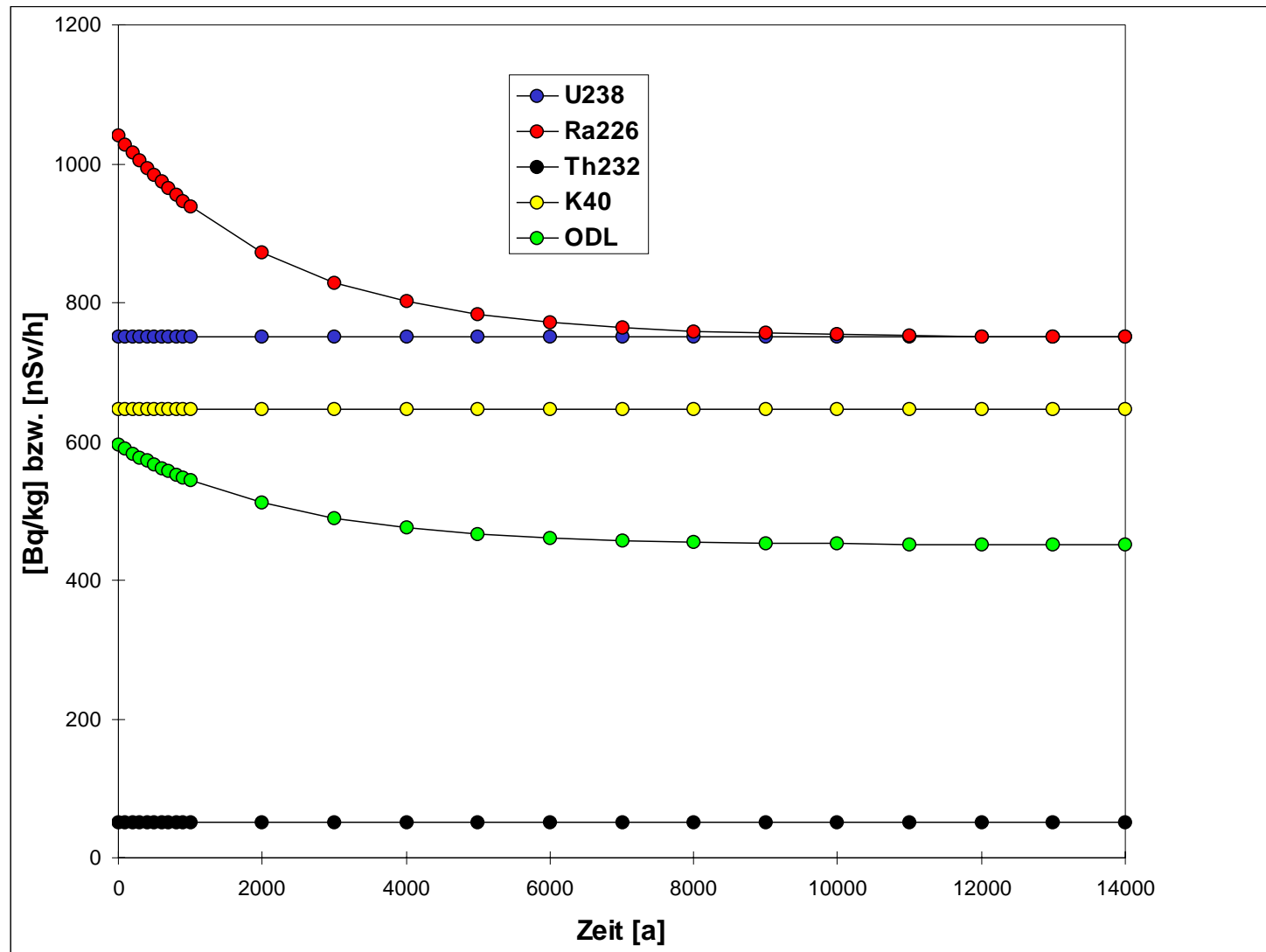


Abb. 4.1: Zeitlicher Verlauf des radioaktiven Zerfalls in Rohhüttenschlacke

4.2 Radioaktiver Zerfall des ^{210}Pb im Umfeld der Blei-Zinkhütte

In Kapitel 3.3.1 wurde gezeigt, daß im Umfeld der Blei-Zinkhütte, und untergeordnet auch im Umfeld der benachbarten Seigerhütte, eine erhöhte ^{210}Pb -Aktivität in den obersten Bodenproben nachzuweisen ist. Mit Hilfe des schon beschriebenen Programms **RADEDECAY** wurden Rechnungen zum zeitlichen Verlauf der mittleren ^{210}Pb -Aktivität in den Ringflächen 1-3 angefertigt. Nach maximal 140 Jahren erreicht die ^{210}Pb -Aktivität durch den radioaktiven Zerfall im Boden auf allen Ringflächen im Mittel den Wert des Mutternuklids ^{226}Ra . Ab diesem Zeitpunkt befinden sich die Nuklide der ^{238}U -Reihe wieder im radioaktiven Gleichgewicht und ihre Aktivitäten entsprechen wieder dem geogenen Niveau. In der Abbildung 4.2 sind die Zeitkurven der Änderung der mittleren ^{210}Pb -Aktivität auf den Ringflächen 1 - 3 im Umfeld der Blei-Zinkhütte dargestellt. Für die Seigerhütte sind die Verhältnisse entsprechend.

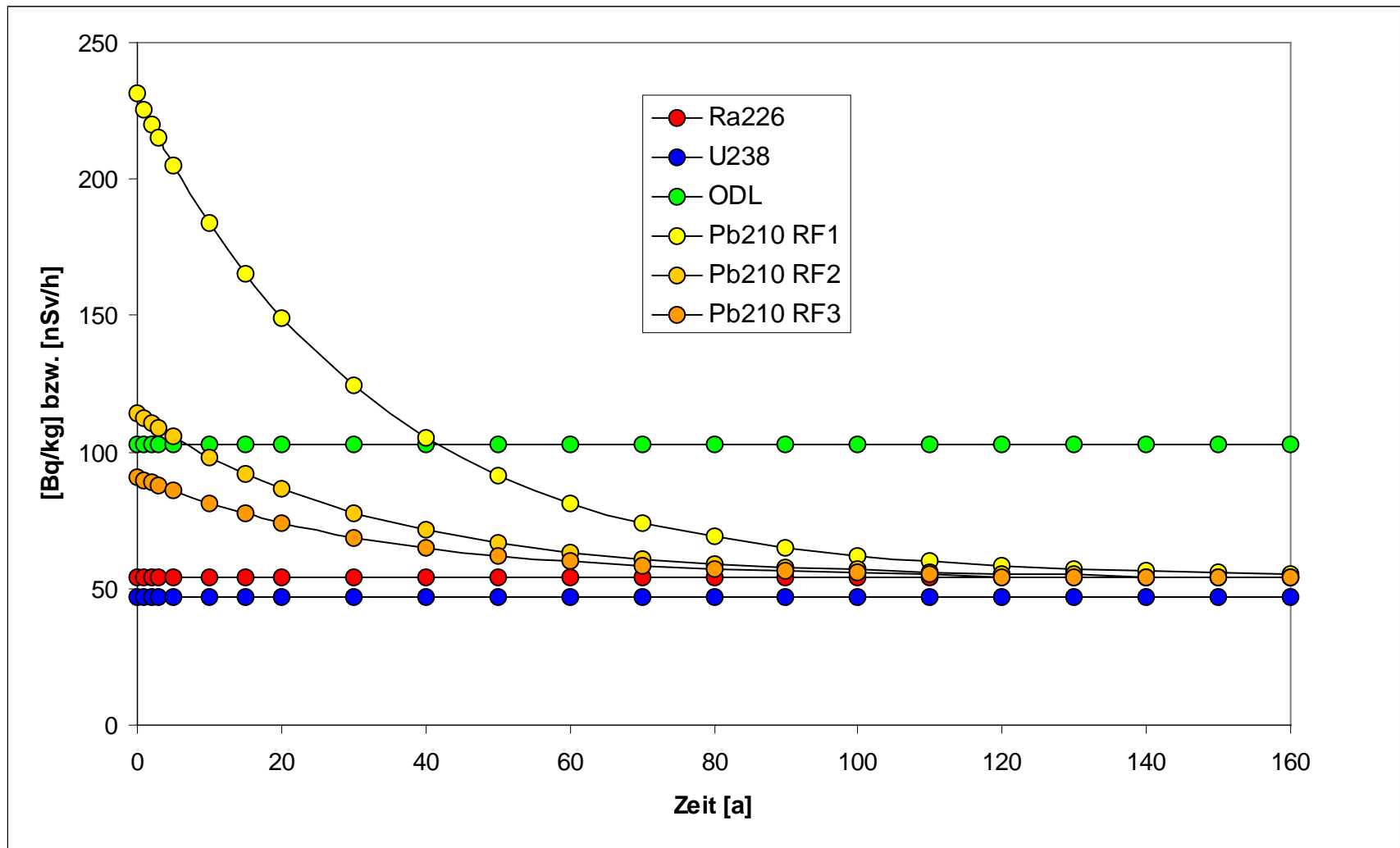


Abb. 4.2: Zeitlicher Verlauf des radioaktiven Zerfalls der mittleren ^{210}Pb -Aktivität in den Ringflächen 1-3 im Umfeld der Blei-Zinkhütte

5 Strahlenexposition

800 Jahre Bergbau und Verhüttung des Kupferschiefers haben überall im Gebiet der Mansfelder Mulde, so auch im Untersuchungsgebiet, ihre Spuren hinterlassen. Die Halden des Kupferschieferbergbaus gehören ebenso wie die aus Rohhüttenschlacke und -schotter angelegten Wege und Straßen vielerorts zum Landschaftsbild.

Anhand der in Kapitel 3 dargestellten Meßergebnisse wird im folgenden die für die Bevölkerung resultierende zusätzliche Strahlenexposition, bedingt durch Bergbau und Verhüttung, abgeschätzt. Als Grundlage dienen die "Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau)" /BFS 98/. Die Berechnungsgrundlagen gelten für die Ermittlung der Strahlenexposition in Interventionssituationen mit erhöhter Umweltradioaktivität aufgrund bergbaulicher Hinterlassenschaften in den neuen Bundesländern. Sie sind u.a. anzuwenden bei der Nachweisführung zur Einhaltung von Dosisrichtwerten für Mitglieder der Bevölkerung und bei Expositionsabschätzungen im Rahmen von Altlasten- und Standortuntersuchungen. Die Modelle und Parameter der Berechnungsgrundlagen sind so festgelegt, daß in der Regel eine möglichst realistische, aber auch hinreichend konservative Abschätzung der bergbaubedingten Strahlenexposition erfolgt. Bei der Anwendung sind nur die im konkreten Anwendungsfall tatsächlich relevanten Pfade zu berücksichtigen. Die Strahlenexposition ist für Referenzpersonen an relevanten Einwirkungsstellen zu ermitteln. Referenzpersonen sind ein- und fünfjährige Kinder und Erwachsene der allgemeinen Bevölkerung. Einwirkungsstellen sind die Orte auf oder in der Umgebung bergbaulicher Hinterlassenschaften, an denen sich Referenzpersonen aufhalten oder an denen Lebensmittel erzeugt werden können. Relevante Einwirkungsstellen sind die Einwirkungsstellen, bei denen jeweils die höchste Strahlenexposition der Referenzperson zu erwarten ist. Zur Berechnung der bergbaubedingten Strahlenexposition ist der Anteil der natürlicherweise vorhandenen Umweltradioaktivität von der auf der Basis von Meßwerten ermittelten Strahlenexposition abzuziehen. Die Strahlenschutzkommission (SSK) hat, zusätzlich zur natürlichen Strahlenexposition, den primären Richtwert von 1 mSv/a für Personen der Bevölkerung empfohlen, bei dessen Überschreitung Maßnahmen zur Strahlenschutzvorsorge in Erwägung gezogen werden sollten.

Bei der Ermittlung der Strahlenexposition sollen folgende Radionuklide berücksichtigt werden: ^{238}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{235}U , ^{231}Pa und ^{227}Ac . Da für einige

Radionuklide bei bestimmten Proben keine Meßwerte vorliegen, werden die Aktivitäten unter sinnvollen Annahmen abgeschätzt.

Im Untersuchungsgebiet sind die ehemaligen Betriebsgelände der Hütten für die allgemeine Bevölkerung nicht zugänglich. Da sich auf diesen Geländen ebenfalls die Halden mit den Verhüttungsstäuben befinden (s. Tab. 2.3) unterbleibt ein direkter Kontakt mit diesen hochkontaminierten Stäuben. Die Halden des ehemaligen Kupferschieferbergbaus sind mit Ausnahme der König-Friedrich-Kunstschachthalde allgemein zugänglich, ebenso wie alle übrigen beprobten Flächen.

Somit sind bei der Berechnung der bergbaubedingten zusätzlichen Strahlenexposition für die im Untersuchungsgebiet lebende Bevölkerung folgende Expositionspfade zu berücksichtigen:

- äußere Strahlenexposition durch Aufenthalt
 - auf Flächen, deren Untergrund aus Rohhüttenschlacke besteht,
 - auf Flächen, deren Untergrund aus Haldenmaterial besteht,
- innere Strahlenexposition durch Nahrungsaufnahme (Ingestion) von
 - Trinkwasser,
 - Pflanzen,
 - Milch und Fleisch,
 - Boden- und Haldenmaterial (durch fünfjährige Kinder), sowie
- innere Strahlenexposition durch Inhalation von Staub

5.1 Äußere Strahlenexposition

Die natürliche äußere Strahlenexposition wird (s. Kap 1.6) hauptsächlich durch die Radionuklide ^{40}K , ^{232}Th und ^{226}Ra verursacht. Im Untersuchungsgebiet waren außerhalb von Betriebsgeländen, Haldengeländen und durch Rohhüttenschlacke beeinflussten Flächen keine großflächigen Erhöhungen der Aktivitäten dieser drei Radionuklide im Boden festzustellen.

Erhöhungen wurden hingegen bei den Aktivitäten des ^{226}Ra in Rohhüttenschlacken sowie teilweise im Bergematerial gemessen. In Kapitel 3.7 wurde ebenfalls gezeigt, daß bis zu einem Wert von ca. 120 nSv/h die γ -Ortsdosisleistung natürlichen Ursprungs ist und bei ca. 140 nSv/h der Wertebereich mit ausschließlich anthropogen beeinflussten γ -Ortsdosisleistungen beginnt. Der Wert von 140 nSv/h stellte die 95. Perzentile der Gesamtverteilung der γ -ODL-Meßwerte dar. Somit wurde im Untersuchungsgebiet keine großflächige Erhöhung der γ -Ortsdosisleistung festgestellt, da nur auf 5 % der Gesamtfläche Werte oberhalb des natürlichen Niveaus gemessen wurden.

Die Höhe der äußeren Strahlenexposition wird bestimmt von der γ -Ortsdosisleistung und der Aufenthaltsdauer. Die Berechnung der effektiven Äquivalentdosis der äußeren Strahlenexposition aus der γ -Ortsdosisleistung erfolgt gemäß

$$H_{E,j} = f_{\text{Kon},j} \cdot (H_{x,s} - H_x) \cdot t_{\text{Exp},j,s} \quad (5-1)$$

mit :

$H_{E,j}$: Effektive Äquivalentdosis durch Gammastrahlung im Freien für die Personengruppe j in Sv/a

$H_{x,s}$: Photonen-Äquivalentdosisleistung im Freien für verschiedene Expositionsszenarien s in Sv/h

H_x : Photonen-Äquivalentdosisleistung des natürlichen Untergrundes in 1m Höhe in Sv/h

$f_{\text{Kon},j}$: Umrechnungsfaktor von Photonen-Äquivalentdosis in effektive Äquivalentdosis für die Personengruppe j

$t_{\text{Exp},j,s}$: Jährliche Expositionszeit für verschiedene Expositionsszenarien s und Personengruppen j in h/a.

5.1.1 Äußere Strahlenexposition durch Aufenthalt auf Bergehalden

Die zusätzliche äußere Strahlenexposition durch Aufenthalt auf einer Bergehalden im Untersuchungsgebiet ergibt sich aus der Differenz der gewichteten mittleren

Ortsdosisleistung auf dem Haldengelände (s. Kapitel 3.10) und der Ortsdosisleistung des natürlichen Untergrundes von ca. 120 nSv/h (s. Kapitel 3.7). Je nach Nutzung der Halde lassen sich zwei Fälle unterscheiden:

- die Halde liegt ungenutzt in größerer Entfernung zu besiedeltem Gebiet
- die Haldenfläche wird genutzt, z.B. als Garten o.ä.

Im ersten Fall ist eine jährliche Aufenthaltsdauer von 250 h für fünfjährige Kinder und 100 h für Erwachsene auf der Halde anzunehmen. Im zweiten Fall wird bei der Berechnung der Strahlenexposition die jährliche Aufenthaltsdauer für Garten, 1000 h, gewählt.

In Kapitel 3.10 wurde die gewichtete Mittelwertbildung der Ortsdosisleistung auf Haldenoberflächen beschrieben. Dabei ergaben sich zwei Mittelwerte, je nachdem, ob die Rasterpunkte im Umfeld bei der Mittelwertbildung berücksichtigt wurden oder nicht. Bei der in Tab 5.1 angegebenen berechneten effektiven Äquivalentdosis wurden jeweils die maximalen Mittelwerte aus beiden Reihen zugrunde gelegt.

Tab. 5.1: Zusätzliche effektive Äquivalentdosis durch Aufenthalt auf Bergehalden

	Gewichtete ODL	Referenzperson		
		Kind [1a]	Kind [5a]	Erwachsener
		[mSv/a]		
Halde, ungenutzt	m. Umfeld	-	1,59 E-02	5,46 E-03
	o. Umfeld	-	3,34 E-02	1,15 E-02
Halde, genutzt	m. Umfeld	6,37 E-02	6,37 E-02	5,46 E-02
	o. Umfeld	1,34 E-01	1,34 E-01	1,15 E-01

5.1.2 Äußere Strahlenexposition durch Aufenthalt auf Flächen, die durch Rohhüttenschlacke beeinflusst sind

Wie bereits in Kapitel 2.5 beschrieben, wurde die Rohhüttenschlacke aufgrund ihrer mechanischen Eigenschaften in Form von Steinen, Schotter oder Splitte vielfach im Straßenbau verwendet. Da sie hohe Aktivitäten an ²²⁶Ra enthalten kann, ist beim Aufenthalt auf Flächen, die ganz oder teilweise aus Rohhüttenschlacke bestehen, mit einer zusätzlichen Strahlenexposition zu rechnen. Im Rahmen eines anderen Meßprogramms /GEO 96/ in der Verdachtsfläche 01 "Hettstedt" im Raum Eisleben/Wimmelburg wurde u. a. die γ -Ortsdosisleistung auf Straßen und Plätzen der Gemeinde Ahlsdorf gemessen. Auch hier war, genau wie im Untersuchungsgebiet, Rohhüttenschlacke im Straßenbau verwendet worden. Die Meßwerte lagen in einem Bereich von 81-588 nSv/h. Unter Berücksichtigung der natürlichen Untergrundstrahlung ergeben sich beim Aufenthalt auf solchen Flächen die in der nachfolgenden Tabelle 5.2 aufgeführten effektiven Äquivalentdosen für den maximalen Meßwert.

Tab. 5.2: Effektive Äquivalentdosis bei ganzjährigem Aufenthalt auf Straßen und Plätzen aus Rohhüttenschlacke für verschiedene Personengruppen

Referenzperson	Expositionszeit [h/a]	Effektive Äquivalentdosis [mSv/a]
Kind [1a]	1.000	0,33
Kind [5a]	1.000	0,33
Erwachsener	1.000	0,28

Eine weitere durch Rohhüttenschlacke beeinflusste Fläche ist die Fläche der Schlackenhalde selbst. Im Untersuchungsgebiet befinden sich alle Rohhüttenschlackehalden mit Ausnahme einer kleinen Halde im Norden auf Betriebsgeländen und sind somit nicht frei zugänglich.

Die γ -Ortsdosisleistung auf der kleinen Schlackenhalde ist durch Abdeckmaterial stark erniedrigt, der gewichtete Mittelwert beträgt 162 nSv/h. Vergleicht man diesen Wert mit dem geogenen Backgroundwert von 152 nSv/h, so ist eine zusätzliche Strahlenexposition durch diese Halde praktisch nicht gegeben.

5.1.3 Gesamte äußere Strahlenexposition

Laut /BFS 98/ ist eine maximale Gesamtaufenthaltsdauer von 2000 h/a im Freien bei der Berechnung der Strahlenexposition zugrunde zu legen. Die in den Kap. 5.1.1-5.1.2 dargelegten Expositionspfade dürfen wegen einer Überschreitung der Gesamtaufenthaltsdauer im Freien nicht gleichzeitig betrachtet werden. Im Sinne einer konservativen Abschätzung wird die Summe der äußeren Strahlenexposition nur über die Expositionsszenarien: Aufenthalt auf einer genutzten Bergehalde und Aufenthalt auf durch Rohhüttenschlacke beeinflussten Flächen gebildet.

Tab. 5.3: Gesamte äußere Strahlenexposition durch Aufenthalt im Freien für verschiedene Personengruppen

Referenzperson	Expositionszeit	Effektive Äquivalentdosis
	[h/a]	[mSv/a]
Kind [1a]	2.000	0,46
Kind [5a]	2.000	0,46
Erwachsener	2.000	0,39

5.2 Ingestion

In diesem Kapitel wird die effektive Äquivalentdosis berechnet, die sich durch Aufnahme von Radionukliden mit dem Trinkwasser, der Nahrung und Haldenmaterial ergibt. Die effektive Äquivalentdosis durch Ingestion wird durch folgende Gleichung berechnet:

$$H_{\text{Ing},j} = \{0,25 * (U_{\text{Mi},r} * C_{\text{Mi},r} + U_{\text{Fl},j} * C_{\text{Fl},r} + U_{\text{Pf},j} * C_{\text{Pf},r} + U_{\text{Bl},j} * C_{\text{Bl},r}) + U_{\text{Fi},j} * C_{\text{Fi},r} + U_{\text{Bo},j} * C_{\text{Bo},r} + U_{\text{W},j} * C_{\text{W},r}\} * g_{\text{Ing},r,j} \quad (5-2)$$

$H_{\text{Ing},j}$: Effektive Äquivalentdosis für die Personengruppe j durch Ingestion in Sv/a

$U_{\text{Mi},r}$: Jahresverbrauch der Personengruppe j an Milch und Milchprodukten in kg/a

$C_{\text{Mi},r}$: Aktivitätskonzentration des Radionuklides r in Milch in Bq/kg

$U_{\text{Fl},j}$: Jahresverbrauch der Personengruppe j an Fleisch und Fleischwaren in kg/a

$C_{\text{Fl},r}$: Aktivitätskonzentration des Radionuklides r in Fleisch in Bq/kg

$U_{\text{Pf},j}$: Jahresverbrauch der Personengruppe j an pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse in kg/a

$C_{\text{Pf},r}$: Aktivitätskonzentration des Radionuklides r in pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse in Bq/kg

$U_{\text{Bl},j}$: Jahresverbrauch der Personengruppe j an Blattgemüse in kg/a

$C_{\text{Bl},r}$: Aktivitätskonzentration des Radionuklides r in Blattgemüse in Bq/kg

$U_{\text{Fi},j}$: Jahresverbrauch der Personengruppe j an Fisch in kg/a

$C_{\text{Fi},r}$: Aktivitätskonzentration des Radionuklides r in Fischfleisch in Bq/kg

$U_{\text{Bo},j}$: Jahresverzehrsmenge der Personengruppe j an kontaminiertem Boden in kg/a

$C_{\text{Bo},r}$: Aktivitätskonzentration des Radionuklides r im Boden in Bq/kg

$U_{\text{W},j}$: Jahresverbrauch der Personengruppe j an Trinkwasser in kg/a

$C_{\text{W},r}$: Aktivitätskonzentration des Radionuklides r in Trinkwasser in Bq/kg

$g_{\text{Ing},r,j}$: Ingestionsdosiskoeffizient in Sv/Bq

Beim Expositionsszenario Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel ist anzunehmen, daß der jährliche Verzehr höchstens zu einem Viertel durch Lebensmittel gedeckt wird, die auf oder in Umgebung der bergbaulichen Hinterlassenschaften erzeugt werden. Der Expositionspfad durch Verzehr von Fischfleisch spielt aufgrund von Art und Größe der Gewässer im Untersuchungsgebiet keine Rolle und wird daher nicht betrachtet.

5.2.1 Wasser

Aufgrund des hohen As-Gehaltes des Wassers im Untersuchungsgebiet wird die Bevölkerung schon seit einiger Zeit durch ein Fernwassernetz mit Trinkwasser versorgt. Allerdings wird das Wasser im Untersuchungsgebiet vielerorts zur Bewässerung von Pflanzen in privaten Gärten oder Kleingartenanlagen genutzt. Im Sinne einer konservativen Abschätzung der effektiven Äquivalentdosis durch Ingestion von Wasser wird im folgenden davon ausgegangen, daß das Wasser als Trinkwasser genutzt wird. Einschränkend wird angenommen, daß eine Trinkwasseraufnahme nur bei Aufenthalt im Garten stattfindet. Dementsprechend wird von einer verringerten Jahresverzehrsmenge (1/7) des Trinkwassers ausgegangen.

Die effektive Äquivalentdosis durch Aufnahme von Wasser berechnet sich nach:

$$H_{W,j} = U_{W,j} * C_{w,r} * g_{Ing,r,j} \quad (5-3)$$

Zur Bedeutung der einzelnen Faktoren s. Kapitel 5.2. Bei der Abschätzung der Strahlenexposition durch Ingestion von Wasser wird angenommen, daß an allen Wasserprobenahmestellen das Wasser als Trinkwasser genutzt werden kann.

Zusätzlich wurden folgende Vereinbarungen getroffen:

- Bei Meßwerten kleiner der Nachweisgrenze wurde die Nachweisgrenze als Wert eingesetzt.
- Es wurde radioaktives Gleichgewicht zwischen ^{238}U und ^{234}U , ^{238}U und ^{230}Th und ^{210}Pb und ^{210}Po angenommen.
- Bei fehlenden Meßwerten wurde die Aktivität des Mutternuklids verwendet.
- Die Aktivitätswerte der ^{235}U -Reihe wurden aus der ^{238}U -Aktivität unter Annahme eines Verhältnisses von 1:21 abgeschätzt /KUL 97/.
- Aufgrund der schlechten Löslichkeit wurden für ^{227}Ac nur 25% des Wertes von ^{235}U angenommen /GEL 93/.

Danach ergeben sich für die Meßwerte des Wassers die in Abb. 5.1 dargestellten jährlichen Strahlenexpositionen in mSv.

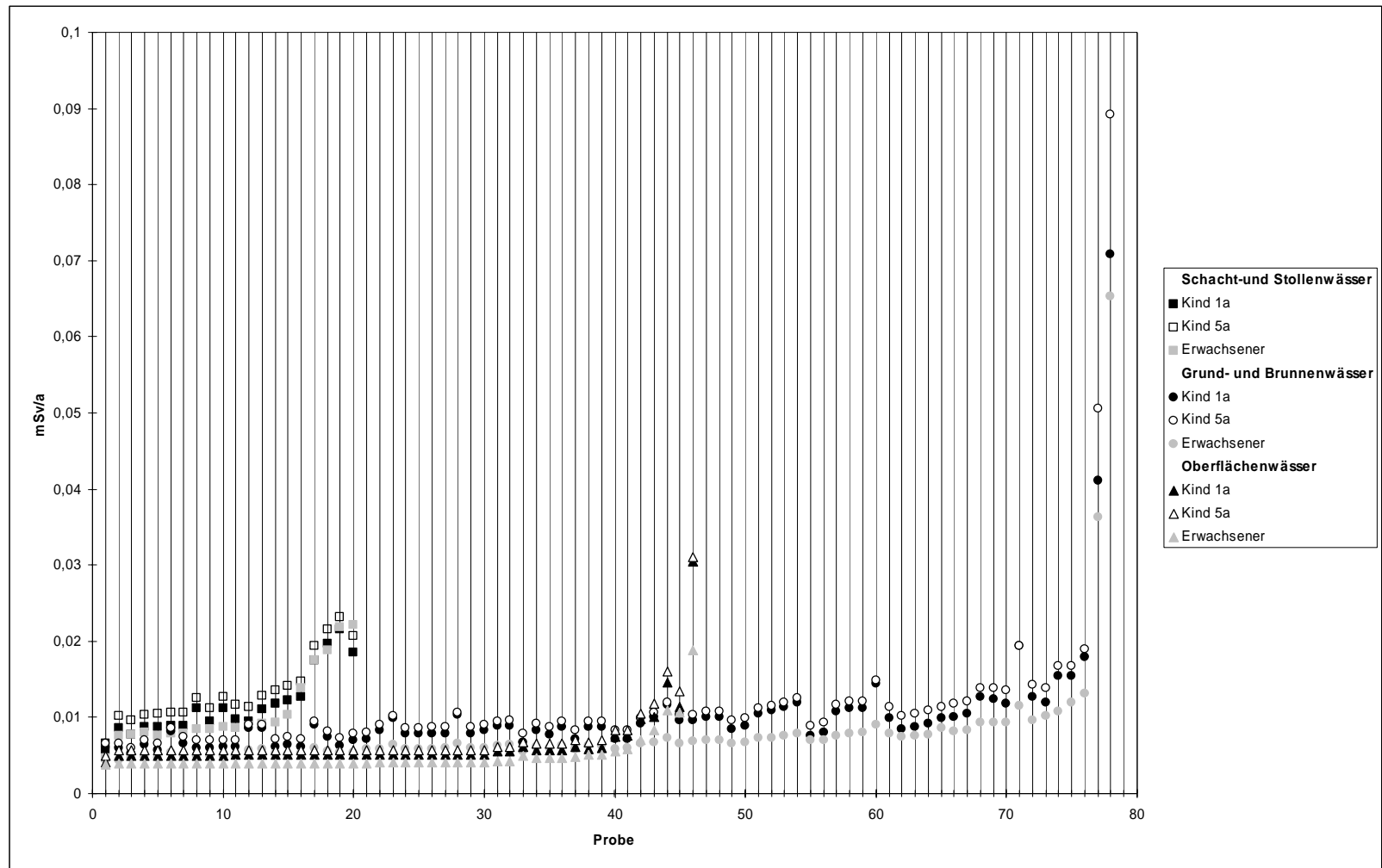


Abb. 5.1: Effektive Äquivalentdosis durch Ingestion von Wasser

Die berechneten Äquivalentdosen durch Ingestion von Wasser bei Aufenthalt in Gärten oder Kleingartenanlagen liegen unterhalb von 0,1 mSv/a. Die höchsten Werte ergeben sich für die Bevölkerungsgruppe der fünfjährigen Kinder durch Ingestion von Brunnenwasser auf dem Gelände der Jakobi-Kirche und am NUD-Pegel Nr.10. Drei Viertel der effektiven Äquivalentdosis werden durch die Nuklide der ²³⁸U-Zerfallsreihe verursacht, ein Viertel entfällt auf die ²³⁵U-Zerfallsreihe.

5.2.2 Pflanzliche Produkte

Die Berechnung der effektiven Äquivalentdosis durch Ingestion von pflanzlichen Produkten kann im vorliegenden Fall auf zwei verschiedenen Wegen erfolgen:

1. Unter Berücksichtigung der vorliegenden Meßwerte von Nuklidaktivitäten in Pflanzenproben
2. Ausgehend von Nuklidaktivitäten in Boden- und Wasserproben werden die pflanzlichen Nuklidaktivitäten mittels Transferfaktoren berechnet

5.2.2.1 Berechnung der Ingestionsdosis mit gemessenen Aktivitätskonzentrationen in Pflanzenproben

Die effektive Äquivalentdosis durch Ingestion von pflanzlichen Produkten berechnet sich nach

$$H_{Pf,j} = 0,25 * U_{Pf,j} * C_{Pf,r} * g_{Ing,r,j} \quad (5-4)$$

Zusätzlich zu den unter 5.2.1 beschriebenen wurden folgende Annahmen getroffen:

- Markstammkohl und Rhabarber wurden als Blattgemüse gewertet.
- Da keine Meßwerte zu Getreide vorlagen, wurden die Meßwerte des Futtergetreides benutzt.

Die Ergebnisse der Berechnungen für die effektive Äquivalentdosisleistung bei Ingestion der verschiedenen Pflanzengruppen Obst, Getreide, Wurzelgemüse, Blattgemüse und Pilze ist in Abbildung 5.2 dargestellt.

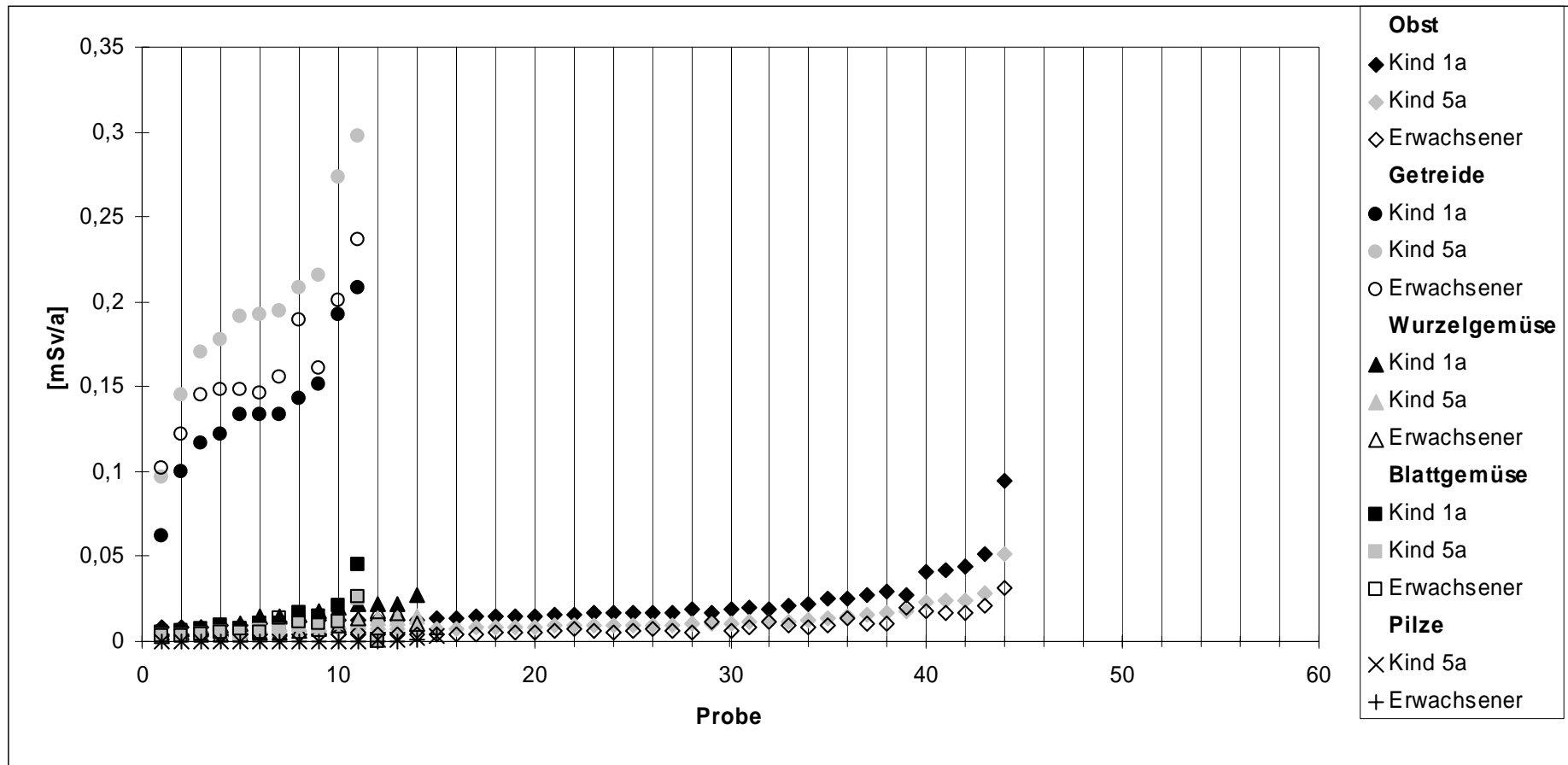


Abb. 5.2: Effektive Äquivalentdosis durch Ingestion von pflanzlichen Produkten

Der höchste Äquivalentdosiswert von 0,3 mSv/a ergibt sich durch den Verzehr von Getreide im Untersuchungsgebiet für die Personengruppe der fünfjährigen Kinder. Die Strahlenexposition durch den Verzehr von Getreide hebt sich deutlich von derjenigen der anderen Nahrungsmitteln ab.

Die effektiven Äquivalentdosisleistungen durch den Verzehr von Obst, Blattgemüse, Wurzelgemüse und Pilzen liegen mit einer Ausnahme für die zu betrachtenden Personengruppen unter 0,05 mSv/a.

In der Abbildung 5.3 sind die effektiven Äquivalentdosen (s. Kapitel 3.9) gewaschener Proben denen ungewaschener Proben gegenübergestellt. Es ist deutlich zu erkennen, daß durch die Maßnahme des Waschens die effektive Äquivalentdosis sich um ca. einen Faktor 2 verringern läßt.

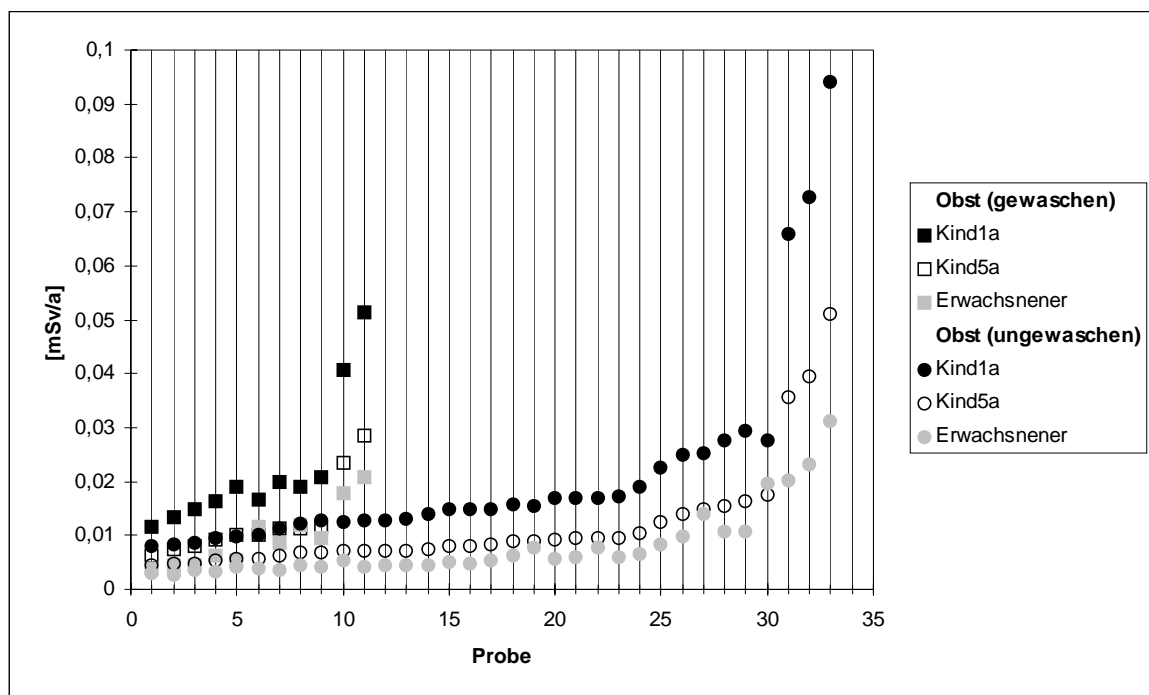


Abb. 5.3: Vergleich der effektiven Äquivalentdosis von ungewaschenen und gewaschenen Pflanzenproben

5.2.2.2 Berechnung der Ingestionsdosis ohne gemessene Aktivitätskonzentrationen in Pflanzenproben

Im vorherigen Kapitel wurde die Ingestionsdosis anhand konkret vorhandener Meßwerte berechnet. Für den Fall, daß keine gemessenen Aktivitätskonzentrationen in Pflanzenproben vorliegen, sind in den Berechnungsgrundlagen Verfahren angegeben, mit Hilfe von Transferfaktoren die Aktivitäten in verschiedenen Pflanzenarten aus den Nuklidaktivitäten im Boden und Beregnungswasser zu berechnen. Für den Fall, daß der Standort der Pflanze auf Haldengelände oder kontaminierten Untergrund liegt, sind folgende Pfade zu betrachten:

- Pfad D: Radionuklidaufnahme erfolgt über Wurzeltransfer aus der oberen Bodenschicht und über Aktivitätsablagerungen auf oberirdische Pflanzenteile
- Pfad B: Radionuklidaufnahme erfolgt über Beregnung

Die Summe der Nuklidaktivitäten beider Pfade ist die gesuchte Nuklidaktivität in der Pflanze:

$$C_{n,r} = C_{D,n,r} + C_{B,n,r} \quad (5-4)$$

$C_{D,n,r}$: Aktivitätskonzentration des Radionuklids r in der Pflanze P über Pfad D

$C_{B,n,r}$: Aktivitätskonzentration des Radionuklids r in der Pflanze P über Pfad B

Wurzeltransfer aus der oberen Bodenschicht und über Aktivitätsablagerungen auf oberirdische Pflanzenteile (Pfad D)

$$C_{D,n,r} = T_{n,r} * C_{Bo,r} \quad (5-5)$$

$T_{n,r}$: Transferfaktor vom Boden zur Pflanze n (über Wurzel Aufnahme und Aktivitätsablagerung auf oberirdische Pflanzenteile) für das Radionuklid r in $Bq \text{ kg}^{-1}$ Feuchtmasse der Pflanze pro $Bq \text{ kg}^{-1}$ Trockenmasse des Bodens

n: n= Wd (Weidepflanzen), Pf (Pflanzen ohne Blattgemüse), BI (Blattgemüse)

Radionuklidaufnahme erfolgt über Beregnung (Pfad B)

Als Beregnungswasser kann sowohl Oberflächen- wie auch Brunnenwasser in Frage kommen.

$$C_{B,n,r} = (C_{Ber,r} - C_{Ber,r}^U) \frac{W * f_w}{Y_n * \lambda_{eff,Pf,r}} (1 - e^{-\lambda_{eff,Pf,r} * t_{n,w}}) \quad (5-6)$$

$C_{Ber,r}$: Aktivitätskonzentration des Radionuklides r im Beregnungswasser in Bq^{-1}

W: Beregnungsrate in $l m^{-2} s^{-1}$

f_w : Anteil der bei der Beregnung auf der Pflanze abgelagerten Aktivität

Y_n : Ertrag bzw. Bewuchsdichte (Feuchtmasse) in $kg m^{-2}$

$\lambda_{eff,Pf,r}$: Effektive Verweilkonstante für das Verbleiben des Radionuklides r auf der Pflanze in s^{-1}

$T_{w,n}$: Zeit, in der Pflanzen während der Wachstumsperiode durch Beregnung oberirdisch kontaminiert werden in s

Da sowohl Meßwerte von Nuklidaktivitäten im Haldenmaterial wie auch in Bodenproben vorliegen, werden 2 Berechnungen durchgeführt. Im ersten Fall wird der Standort der Pflanze auf Haldengelände angenommen, im zweiten Fall auf kontaminiertem Gelände außerhalb. Aus den vorliegenden Meßwerten werden sowohl für Haldenmaterial als auch für Bodenaktivitäten die 144 Proben mit der höchsten ^{226}Ra -Aktivität selektiert. Diese Anzahl ergibt sich aus der Anzahl der zu betrachteten Wasserproben. Im folgenden wird für beide Fälle die Nuklidaktivität, die über den Wurzeltransfer bzw. die Ablagerung auf oberirdischen Pflanzenteilen verursacht wird, berechnet. In den Abbildungen 5-4 und 5-5 sind die effektiven Äquivalentdosen dargestellt, die sich durch die Ingestion pflanzlicher Produkte ergeben, die auf Haldengeländen bzw. außerhalb von Haldengeländen gewachsen sind.

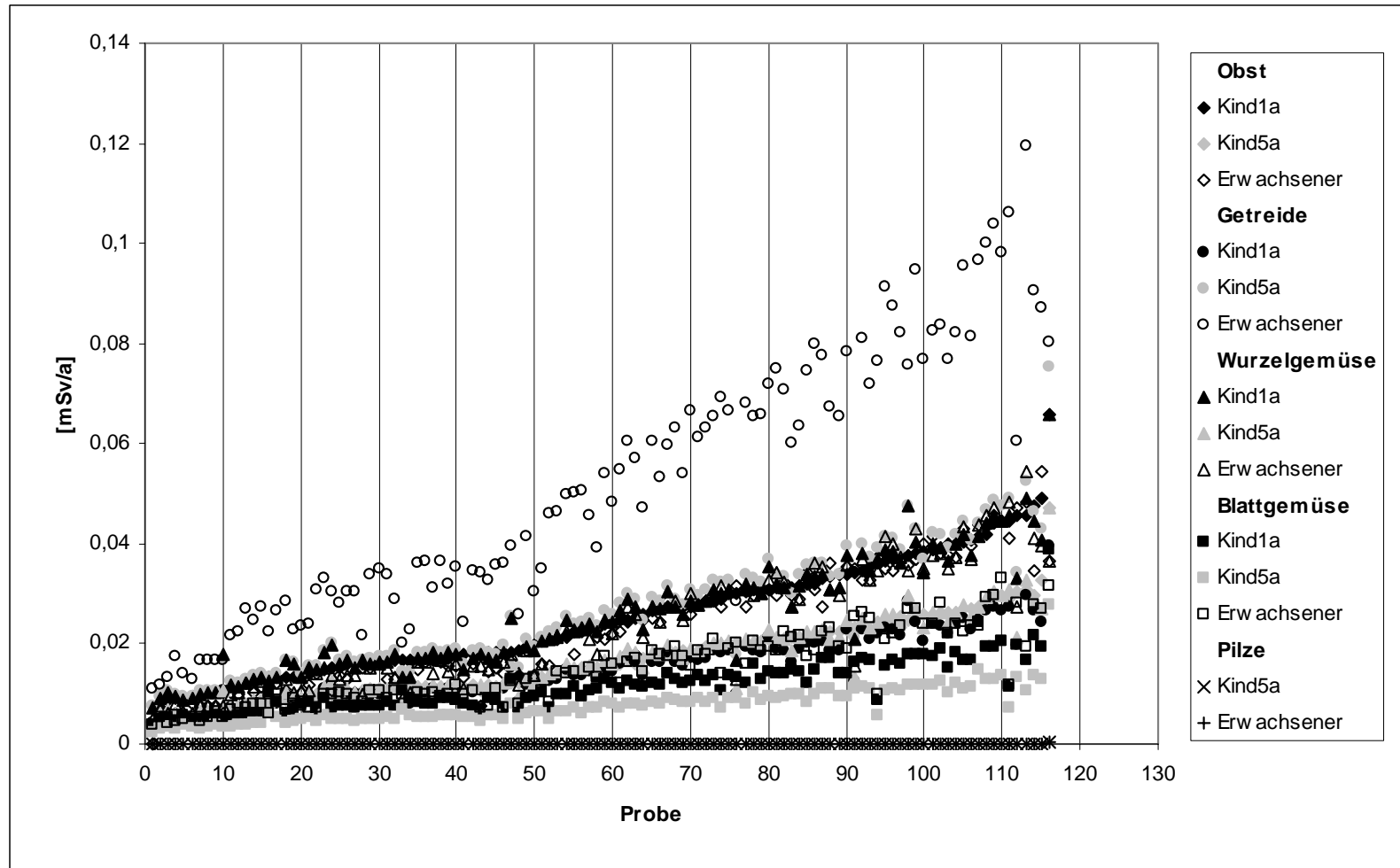


Abb. 5.4: Effektive Äquivalentdosis durch Ingestion von pflanzlichen Produkten auf Haldengeländen

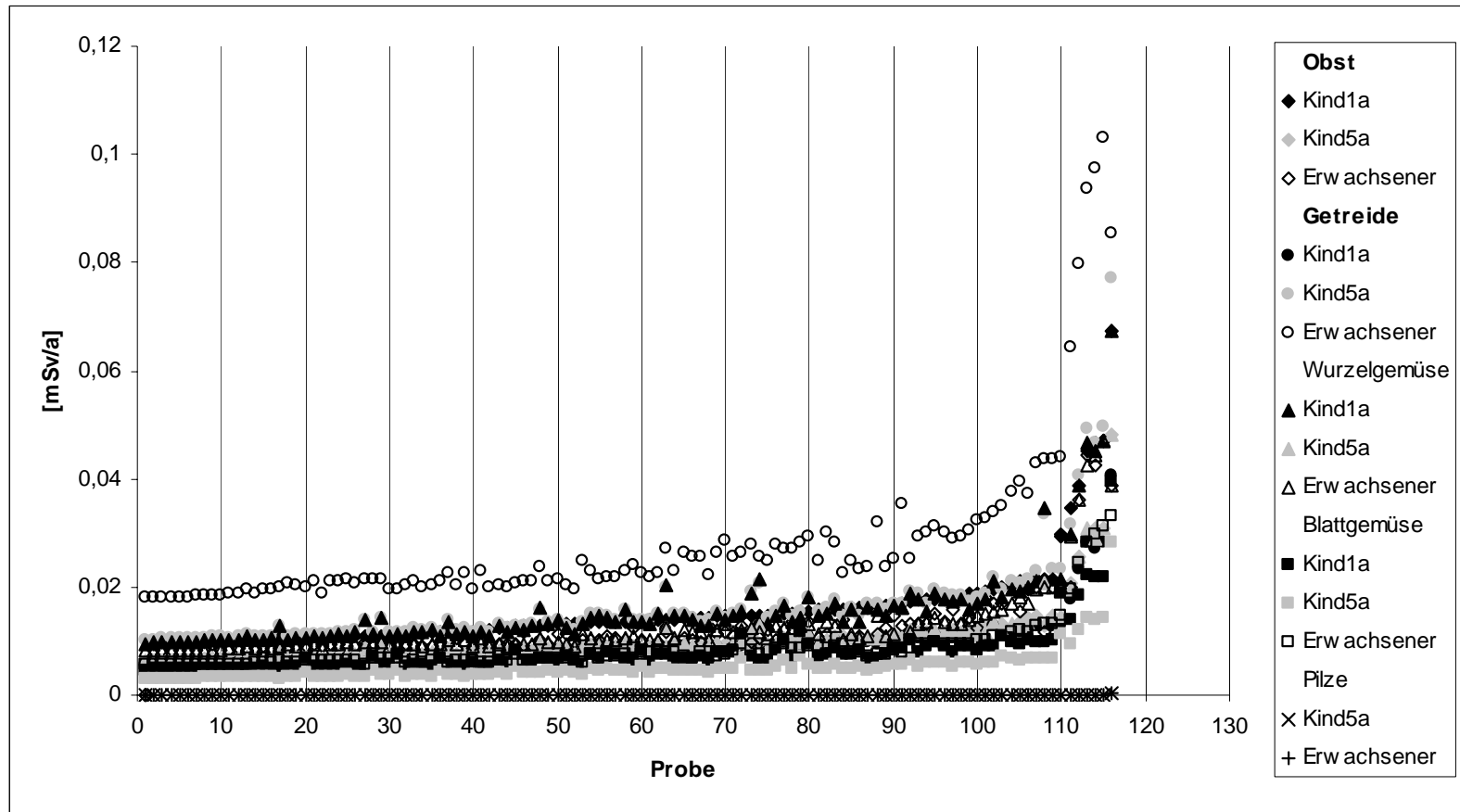


Abb. 5.5: Effektive Äquivalentdosis durch Ingestion von pflanzlichen Produkten außerhalb von Haldengeländen

5.2.2.3 Vergleich der Ingestionsdosen mit und ohne gemessene Nuklidaktivitäten in Pflanzen

Tab. 5.4: Vergleich der Ingestionsdosen mit und ohne gemessene Nuklidaktivitäten in Pflanzen

	Mit			Ohne		
	Nuklidaktivitäten in Pflanzenproben					
Expositionspfad	Referenzperson					
	Kind [1a]	Kind [5a]	Erwach-sener	Kind [1a]	Kind [5a]	Erwach-sener
	[mSv/a]					
Obst	9,41E-02	5,11E-02	3,11E-02	6,75E-02	4,81E-02	4,69E-02
Getreide	2,08E-01	2,98E-01	2,36E-01	4,05E-02	7,70E-02	1,03E-01
Wurzelgemüse	2,69E-02	1,49E-02	1,06E-02	6,75E-02	4,81E-02	4,69E-02
Blattgemüse	4,56E-02	2,51E-02	2,58E-02	3,93E-02	2,81E-02	3,30E-02
Pilze	-	2,94E-03	4,07E-03	-	3,54E-04	2,59E-04
Summe	4,45E-01	6,45E-01	3,73E-01	3,30E-01	3,11E-01	6,11E-01

Der Vergleich zeigt, daß für die Refenzgruppen einjährige und fünfjährige Kinder die Ingestionsdosis, die sich aus den gemessenen Aktivitäten ergibt, höher ist als die der berechneten. Lediglich für die Referenzgruppe Erwachsener ist die Ingestionsdosis aus den berechneten Aktivitäten höher.

Der Grund hierfür ist, daß die Radionuklide ^{210}Pb und ^{210}Po die den höchsten Anteil an der Ingestionsdosis (s.a. Tabelle 5-8 bis 5-10) ausmachen, laut Berechnungsgrundlage einen vernachlässigbaren Wurzeltransfer vom Boden in die Pflanze haben und ihr Transferfaktor deshalb auf Null gesetzt wurde. Die beiden Nuklide gehen jedoch bei der Berechnung der Ingestionsdosis aus gemessenen Nuklidaktivitäten voll ein. Das Ergebnis zeigt auch, daß die in der Berechnungsgrundlage Bergbau /BFS 98/ angegebenen Verfahren zur Berechnung der Ingestionsdosis über Nuklidaktivitäten in oberen Bodenschichten und Beregnungswasser nicht ausreichend konservativ sind.

5.2.3 Milch und Fleisch

Im Untersuchungsgebiet existieren mehrere Weideflächen, die allerdings bislang hauptsächlich zur Schafzucht verwendet wurden. Die folgenden Berechnungen sollen daher Aufschluß geben, ob durch eine zukünftige Fleisch- und Milchproduktion eine zusätzliche Strahlenexposition der Bevölkerung zu erwarten ist. Da die Brunnen und Pegel z.T. keine ganzjährige Wasserführung besitzen und auch die zur Verfügung stehende Wassermenge für eine Viehzucht nicht ausreicht, wird angenommen, daß als Tränkwasser ausschließlich Oberflächenwasser verwendet wird.

Die effektive Äquivalentdosis durch den Verzehr von Milch- und Fleischprodukten berechnet sich nach

$$H_{Mi,j} = 0,25 * U_{Mi,r} * C_{Mi,r} + U_{Fl,j} * C_{Fl,r} \quad (5-7)$$

$$H_{Fl,j} = 0,25 * U_{Fl,j} * C_{Fl,r} \quad (5-8)$$

Zusätzlich zu den unter 5.2.1 beschriebenen wurden folgende Annahmen getroffen:

- Als Tränkwasser wird das am höchsten kontaminierte Oberflächenwasser im Untersuchungsgebiet genutzt.
- Die Kühe werden ausschließlich mit dem im Untersuchungsgebiet angebauten Grünfütter (Futtermühen, Rote Rüben, Luzerne und Gras).

Das Ergebnis ist in Abbildung 5.6 dargestellt.

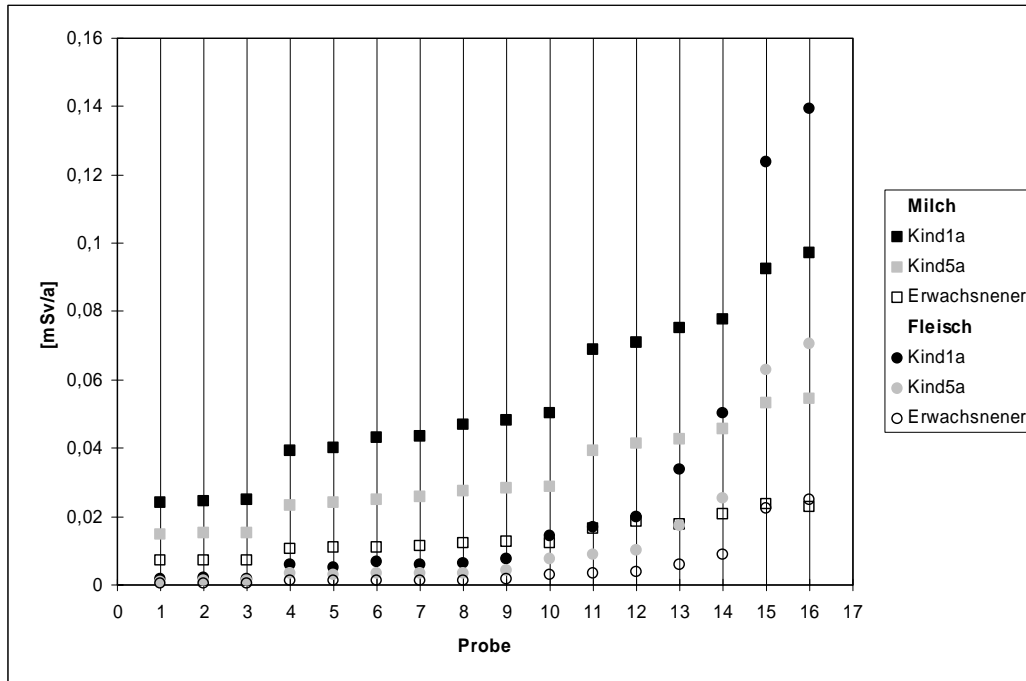


Abb. 5.6: Effektive Äquivalentdosis durch den Verzehr von Milch- und Fleischprodukten aus dem Untersuchungsgebiet

Die höchsten effektiven Äquivalentdosen von ca. 0,1 mSv/a ergeben sich für die Referenzperson einjähriges Kind durch Genuß von Milch. Um einen Faktor 2 kleiner ist die höchste Äquivalentdosis, die sich für die Referenzperson fünfjähriges Kind durch den Verzehr von Fleisch ergeben.

5.2.4 Haldenmaterial oder kontaminierter Boden

Dieser Expositionspfad wird betrachtet, weil im Untersuchungsgebiet alle Beprobungspunkte und auch der größte Teil der Halden frei zugänglich waren und somit durch Kinder als Spielplatz genutzt werden können. Laut /BFS 98/ ist der Expositionspfad im Regelfall auf die Referenzperson der fünfjährigen Kinder zu beschränken.

Die effektive Äquivalentdosis durch die Aufnahme von kontaminiertem Boden oder Haldenmaterial berechnet sich nach

$$H_{Bo,j} = U_{Bo,r} * C_{Bo,r} \quad (5-9)$$

Zusätzlich zu den unter 5.2.1 beschriebenen wurden folgende Annahmen getroffen:

- Für kontaminierten Boden werden nur die Meßwerte aus dem obersten Teufenintervall betrachtet.
- Für Haldenmaterial werden alle Meßwerte berücksichtigt

Die Ergebnisse der effektiven Äquivalentdosis durch die Ingestion von Boden oder Haldenmaterial sind in Abbildung 5.7 dargestellt:

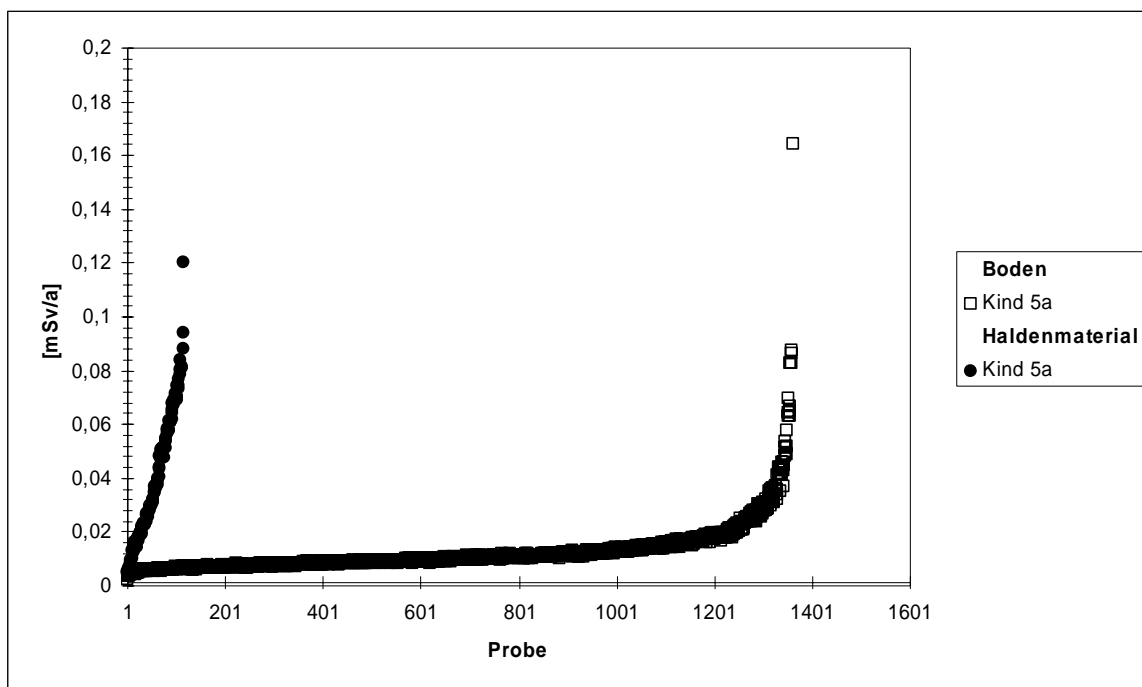


Abb. 5.7: Effektive Äquivalentdosis bei Ingestion von Boden oder Haldenmaterial im Untersuchungsgebiet

Das in Abbildung 5.7 dargestellte Ergebnis spiegelt vor allem die durch die Emissionstätigkeiten der Blei-Zinkhütte und der Seigerhütte hervorgerufene ^{210}Pb -Aktivität in den obersten Bodenproben wieder. Die höchste effektive Äquivalentdosis ergibt sich für die Probe in der Nähe des Betriebsgeländes der Blei-Zinkhütte mit der höchsten ^{210}Pb -Aktivität von 1415 Bq/kg im Untersuchungsgebiet. Die berechneten Äquivalentdosen für die Ingestion von Haldenmaterial stellen Obergrenzen dar, da hier auch Material berücksichtigt wurde, das aus größerer Tiefe des Haldenkörpers stammt und somit eigentlich einem unmittelbarem Verzehr nicht zur Verfügung steht.

5.2.5 Gesamte Strahlenexposition durch Ingestion

Die effektive Äquivalentdosis durch Ingestion ergibt sich nach Gleichung 5-2 als Summe über alle tatsächlichen Expositionspfade. Im Untersuchungsgebiet sind das der Genuß von Trinkwasser mit den unter 5.2.1 aufgeführten Einschränkungen, der Verzehr von Obst, Getreide, Wurzelgemüse, Blattgemüse, Pilzen und nur für die Referenzperson der Fünfjährigen die Ingestion von Haldenmaterial/kontaminiertem Boden. In Tabelle 5.4 sind die effektiven Äquivalentdosen durch Ingestion über die einzelnen Expositionspfade zusammengefaßt.

Tab. 5.5: Effektive Äquivalentdosis durch Ingestion

Expositionspfad	Referenzperson		
	Kind [1a]	Kind [5a]	Erwachsener
	[mSv/a]		
Wasser	7,09E-02	8,93E-02	6,53E-02
Obst	9,41E-02	5,11E-02	3,11E-02
Getreide	2,08E-01	2,98E-01	2,36E-01
Wurzelgemüse	2,69E-02	1,49E-02	1,06E-02
Blattgemüse	4,56E-02	2,51E-02	2,58E-02
Pilze	-	2,94E-03	4,07E-03
Haldenmaterial/ kont. Boden	-	1,64E-01	-
Summe	4,45E-01	6,45E-01	3,73E-01

5.3 Inhalation

Da die Seigerhütte und die Blei-Zinkhütte ihren Betrieb schon seit vielen Jahren eingestellt haben, ist dieser Expositionspfad für die Bevölkerung im Untersuchungsgebiet nur noch von nachrangiger Bedeutung. Eine Inhalation von radioaktiv kontaminierten Stäuben findet nur durch Verwehung von sedimentiertem Staub aus der Betriebszeit der Hütten (siehe Kapitel 3.4.2) oder von nicht abgedeckten Halden oder Deponien, auf denen Filterstäube aus der ehemaligen Produktion lagern, statt.

Die Berechnung der Strahlenexposition durch Inhalation von Staub erfolgt durch folgende Gleichung :

$$H_{\text{Inh},j} = V_j \sum_s \sum_r C_{r,s} t_{\text{Exp},j,s} g_{\text{Inh},r} \quad (5-10)$$

- $H_{inh,j}$: Durch Inhalation von Staub bedingte effektive Äquivalentdosis für die Personengruppe j in Sv/a
 V_j : Atemrate für die Personengruppe j in m³/h
 $C_{r,s}$: Aktivitätskonzentration des an Staub gebundenen Radionuklids r in der Luft für das Expositionsszenarium s in Bq/m³
 $g_{inh,r,s}$: Inhalationsdosiskoeffizient für das Radionuklid r und die Personengruppe j in Sv/Bq

Konkrete Messungen der Staubkonzentration in Luft wurden im Rahmen des radiologischen Meßprogramms Hettstedt nicht durchgeführt. Zur Abschätzung der Inhalationsdosis der Verarbeitungstäube und des Haldenmaterials wird in den folgenden Rechnungen angenommen, daß die Staubkonzentration den Referenzwert der Schwebstaubkonzentration aus /BFS 98/ von 0,1 mg/m³ nicht überschreitet. Für die Aufenthaltszeit im Freien werden 2000 h/a angenommen.

Da die Aktivitäten von ²¹⁰Pb in den Produktionsstäuben um mehrere Größenordnungen höher liegen als die Aktivitäten der übrigen Nuklide, wurden bei der Abschätzung der Inhalationsdosis nur die Nuklide der ²³⁸U-Zerfallsreihe betrachtet. Bei den Staubproben der Wohngebäude wurde als Aktivität des ²²⁷Ac die Nachweisgrenze eingesetzt (s. Kapitel 3.4.2). Die Ergebnisse der Abschätzung der effektiven Äquivalentdosis durch Inhalation von Stäuben sind in Tabelle 5.5 zusammengefaßt:

Tab. 5.6: Effektive Äquivalentdosis durch Inhalation von Stäuben

Staubprobe	Inhalationsdosis [mSv/a]		
	Kind 1a	Kind 5a	Erwachsener
Dachrinne, ungenutztes Wohnhaus, W.-Rathenau-Str.	7,76E-04	7,89E-04	1,02E-03
Dachrinne, z.Zt. ungenutztes Wohnhaus, Stockhausstr.	8,55E-04	8,69E-04	1,11E-03
Dachboden, ungenutztes Wohnhaus, Stockhausstr.	8,45E-04	8,59E-04	1,10E-03
Dachboden, Wohnhaus, R.-Breitscheid-Str.	5,82E-04	5,95E-04	7,67E-04
Dachboden, Wohnhaus, Berggrenze	5,74E-04	5,86E-04	7,56E-04
Theisenschlamm	1,82E-02	1,83E-02	4,96E-02
Filterstäube auf Halde nördl. Wipperteilung	3,60E-02	3,60E-02	4,50E-02
Flugstaub (Konvertergase)	2,45E-002	2,45E-02	3,06E-02
Staub von der Neuen Klinkerhalde auf dem ehem. Gelände der Blei-Zinkhütte	7,36E-03	7,37E-03	9,22E-03

Unter den in 5.3 getroffenen Annahmen spielt die Inhalation von radioaktiv kontaminierten Stäuben für die Bevölkerung im Untersuchungsgebiet nur eine untergeordnete Rolle.

5.4 Strahlenexposition im Untersuchungsgebiet

Die zusätzliche bergbaubedingte Strahlenexposition der im Untersuchungsgebiet lebenden Bevölkerung ist die Summe der effektiven jährlichen Äquivalentdosen, die sich für die einzelnen Expositionspfade ergeben. In der Tabelle 5.6 sind die Ergebnisse der Expositionsberechnungen über die einzelnen Expositionspfade zusammengefaßt.

Tab. 5.7: Bergbaubedingte Strahlenexposition für die Bevölkerung im Untersuchungsgebiet

		Effektive jährliche Äquivalentdosis in mSv/a		
		Kind [1a]	Kind [5a]	Erwachsener
Äußere Strahlenexposition				
	Bergehalden (2000 h/a)	0,13	0,13	0,11
	Schlackeflächen	0,33	0,33	0,28
Ingestion				
	Wasser	0,07	0,09	0,07
	Obst	0,09	0,05	0,03
	Getreide	0,21	0,29	0,23
	Wurzelgemüse	0,026	0,015	0,01
	Blattgemüse	0,04	0,02	0,02
	Pilze	-	0,003	0,004
	Haldenmaterial/ kont. Boden	-	0,16	-
Inhalation				
	Stäube	0,036	0,036	0,045
Summe		0,94	1,14	0,81

Unter Berücksichtigung nur tatsächlich auftretender Expositionspfade wird im Ergebnis für die Referenzpersonen Erwachsener und einjähriges Kind der Referenzwert der Strahlenschutzkommission nicht überschritten. Für die Referenzperson des fünfjährigen Kindes hingegen ergibt sich eine Überschreitung des Referenzwertes von 1 mSv/a um 0,14 mSv/a. Die Anteile der einzelnen Expositionsszenarien an der Gesamtstrahlenexposition ist in Tabelle 5.7 angegeben. Während der Anteil der

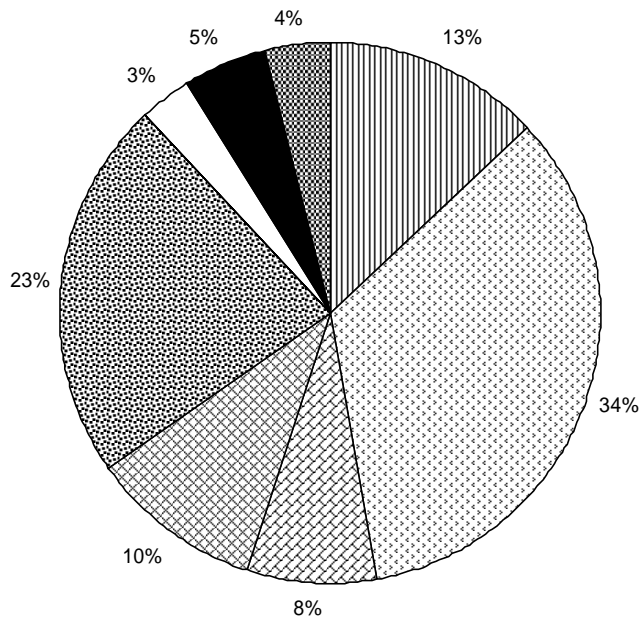
Inhalation an der gesamten Strahlenexposition deutlich kleiner als 10% ist, wird der übrige Anteil bei den Referenzpersonen einjähriges Kind und Erwachsener zu gleichen Teilen durch äußere Strahlenexposition und Ingestion hervorgerufen. Bei der Referenzperson fünfjähriges Kind wird entsprechend durch den zusätzlich zu betrachtenden Expositionspfad Ingestion von Haldenmaterial und kontaminierten Boden der Anteil der Ingestion erhöht. Bei den Referenzpersonen einjähriges und fünfjähriges Kind entfallen 46%, beim Erwachsenen 60% der Ingestiondosis auf den Verzehr von Weizen und Weizenprodukten aus dem Untersuchungsgebiet.

Tab. 5.8: Anteile der einzelnen Expositionszenarien [%] an der Gesamtstrahlenexposition

Expositions-szenarium	Referenzperson		
	Kind 1a	Kind 5a	Erwachsener
Äußere Strahlenexposition	46	38	46
Ingestion	50	59	48
Inhalation	4	3	6

In den Abbildungen 5.8.1-3 sind die prozentualen Anteile der einzelnen Expositionspfade an der Gesamtexposition der jeweiligen Referenzperson dargestellt.

Kinder 1a



Äußere Strahlenexposition durch Aufenthalt auf

genutzten Bergehalden (1000 h/a)

Schlackeflächen

Ingestion

Wasser

Obst

Getreide

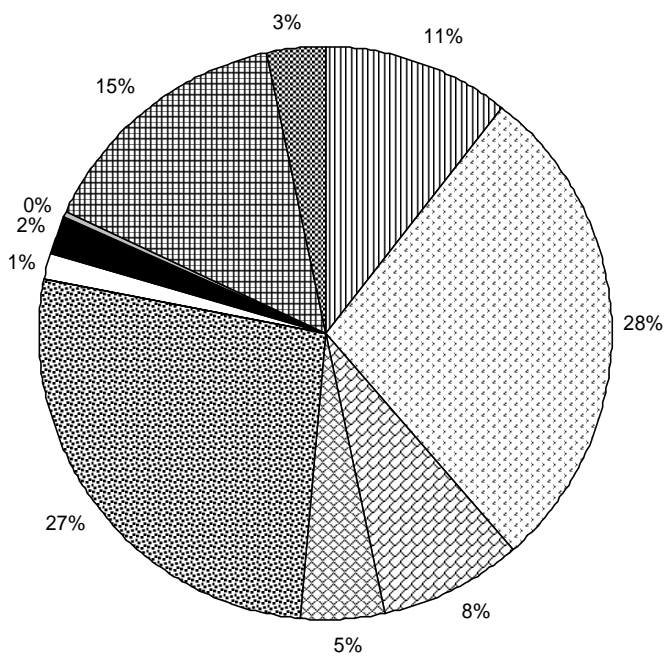
Wurzelgemüse

Blattgemüse

Inhalation

Staub

Kinder 5a



Äußere Strahlenexposition durch Aufenthalt auf

genutzten Bergehalden (1000 h/a)

Schlackeflächen

Ingestion

Wasser

Obst

Getreide

Wurzelgemüse

Blattgemüse

Pilze

Haldenmaterial

Inhalation

Staub

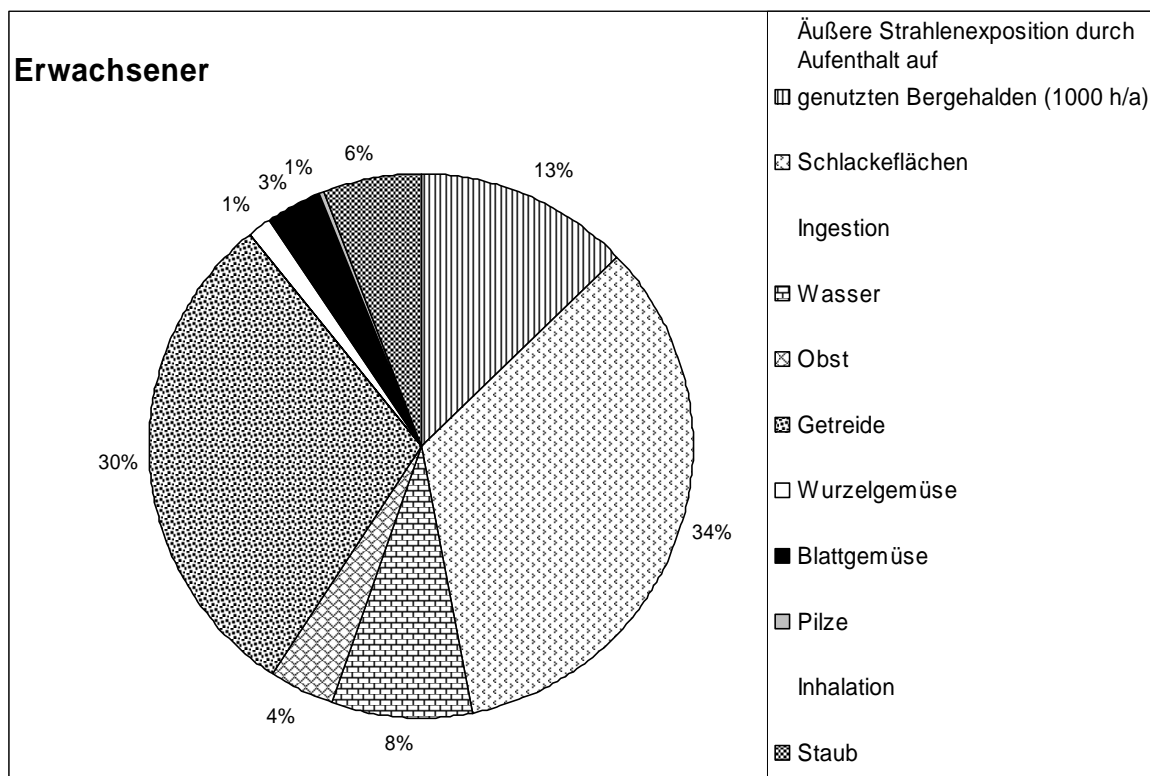


Abb. 5.8.1-3: Prozentuale Anteile der Expositionspfade an der Gesamtexposition der Referenzperson

Der größte Anteil der Strahlenexposition mit durchschnittlich 32% entfällt bei allen Referenzpersonen auf den Expositionspfad Aufenthalt auf Schlackeflächen. Dieser Pfad stellt nach /BFS 98/ die relevante Einwirkungsstelle für die Bevölkerung im Untersuchungsgebiet dar. Weitere bedeutende Anteile entfallen auf die Expositionspfade Ingestion von Weizen und Aufenthalt auf Bergehalden. Bei der Referenzperson fünfjähriges Kind ist der Anteil des zusätzlich zu betrachtenden Expositionspfad Ingestion von Haldenmaterial/kontaminiertem Boden mit 15% größer als der Anteil von 11% der Exposition durch Aufenthalt auf genutzten Bergehalden.

Die Expositionspfade äußere Strahlenexposition durch Aufenthalt auf einer kultivierten Bergehalde und Ingestion von Wasser treffen im Untersuchungsgebiet nur für Teile der Bevölkerung zu, da nicht anzunehmen ist, daß alle Menschen über Gärten verfügen oder Gärten ausnahmslos auf Bergehalden liegen.

Beim Expositionspfad Ingestion von Haldenmaterial und kontaminiertem Boden wird im Laufe der Zeit im Untersuchungsgebiet nur noch die Ingestion Haldenmaterial zu betrachten sein. In Kapitel 4.2 wurde gezeigt, daß sich die ^{210}Pb -Aktivität in der obersten Beprobungsteufe in 140 Jahren im Mittel im gesamten Untersuchungsgebiet dem natürlichen Untergrund anpaßt. Somit wird nach diesem Zeitraum durch Ingestion von Boden, keine zusätzliche Strahlenexposition mehr verursacht.

5.5 Dosisrelevante Nuklide

In den folgenden Tabellen 5.9-11 sind die mittleren prozentualen Anteile der Nukliddosen an der Gesamtdosis des jeweiligen Expositionspfades für die verschiedenen Referenzpersonen angegeben. Die Berechnung erfolgte so, daß die prozentualen Anteile der Nuklide an der Gesamtdosis einer Probe für den jeweiligen Expositionspfad bestimmt wurden. Aus diesen Werten erfolgte dann die Mittelwertbildung. Aus diesem Grund addieren sich die Prozentangaben der folgenden Tabellen nicht auf 100 %. Die dosisrelevanten Nuklide beim Verzehr von Obst, Getreide, Wurzelgemüse, Blattgemüse und Pilzen sind in der absteigender Reihenfolge ihres Anteils ^{210}Po , ^{210}Pb und ^{226}Ra . Sie verursachen in der Summe über 90 % der Gesamtdosis. Bei Genuß von Wasser reduziert sich ihr Anteil auf durchschnittlich 40%. 30 % der Gesamtdosis entfällt hier zusätzlich auf das ^{232}Th .

Tab. 5.9: Mittlerer prozentualer Anteil der Nukliddosis an der Gesamtdosis für die Referenzperson einjähriges Kind

Ingestionspfad	Radionuklid								
	^{210}Pb	^{210}Po	^{226}Ra	^{238}U	^{230}Th	^{234}U	^{235}U	^{231}Pa	^{227}Ac
Wasser	13	30	3	8	29	9	0	4	3
Obst	34	55	5	1	3	1	0	0	0
Getreide	34	62	2	0	1	0	0	0	0
Wurzelgemüse	28	44	13	2	8	2	0	1	1
Blattgemüse	32	50	9	1	5	2	0	1	0
Pilze	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Milch¹	27	14	17	8	12	9	0	8	4
Fleisch¹	11	54	3	4	6	4	0	4	15

¹ Errechnete Werte s. Kap. 5.2.3

Tab. 5.10: Mittlerer prozentualer Anteil der Nuklidosis an der Gesamtdosis für die Referenzperson fünfjähriges Kind

Ingestionspfad	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²²⁶ Ra	²³⁸ U	²³⁰ Th	²³⁴ U	²³⁵ U	²³¹ Pa	²²⁷ Ac
Wasser	13	23	3	9	33	9	0	6	3
Obst	37	49	6	1	4	1	0	1	0
Getreide	38	57	2	0	1	0	0	0	0
Wurzelgemüse	29	38	14	3	10	3	0	2	1
Blattgemüse	35	45	9	2	6	2	0	1	1
Pilze	11	79	5	1	3	1	0	1	0
Boden	28	56	7	1	3	3	0	1	2
Halden	27	54	9	1	4	1	0	1	1
Milch ¹	29	12	14	8	13	9	0	10	5
Fleisch ¹	12	49	2	4	6	4	0	5	17

¹ Errechnete Werte s. Kap. 5.2.3

Tab. 5.11: Mittlerer prozentualer Anteil der Nuklidosis an der Gesamtdosis für die Referenzperson Erwachsener

Ingestionspfad	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²²⁶ Ra	²³⁸ U	²³⁰ Th	²³⁴ U	²³⁵ U	²³¹ Pa	²²⁷ Ac
Wasser	16	12	10	10	33	11	1	6	2
Obst	48	28	17	1	4	1	0	1	0
Getreide	54	36	7	1	2	1	0	0	0
Wurzelgemüse	31	18	36	2	8	3	0	1	1
Blattgemüse	43	24	23	2	5	2	0	1	0
Pilze	18	64	12	1	3	1	0	1	0
Milch ¹	33	8	9	8	14	8	0	14	5
Fleisch ¹	15	40	2	4	8	4	0	8	19

¹ Errechnete Werte s. Kap. 5.2.3

5.6 Maßnahmen zur Verringerung der Strahlenexposition

Den größten Anteil an der Strahlenexposition hat der Expositionspfad Aufenthalt auf durch Rohhüttenschlacke beeinflusste Flächen. Wenn durch Aufbringen einer Deckschicht, z.B. Teerbelag auf einer Straße, die γ -Ortsdosisleistung auf geogenes Niveau gesenkt wird, ergibt sich für die Bevölkerung eine Senkung der Strahlenexposition um ca. 30%. Dies wird im Untersuchungsgebiet im Zuge von Straßenerneuerungen z.T. schon durchgeführt. Eine weitere Verringerung der bergbaubedingten Strahlenexposition kann ebenfalls durch Aufbringen einer Deckschicht auf unabgedeckte Halden erfolgen. Mit dieser Maßnahme wird sowohl die äußere Strahlenexposition durch Aufenthalt auf der Halde reduziert, wie auch die Ingestion von Haldenmaterial durch spielende Kinder weitgehend verhindert.

Durch diese einfachen Maßnahmen läßt sich die zusätzliche bergbaubedingte Strahlenexposition insgesamt für die Referenzpersonen Erwachsener und einjähriges Kind um 47%, für die Referenzperson fünfjähriges Kind um 54% senken.

5.7 Vergleich der Umweltbelastung durch Radionuklide und Schwermetalle

Die in Kapitel 2.5 dargestellten Verbreitungswege der Radionuklide gelten genauso auch für die im Verarbeitungsprozeß entstehenden Schwermetalle bzw. stabilen Isotope, z.B. des Bleis. Die im Stammbaum Abb. 2.4 angegebenen Aktivitäten zeigen, daß die Radionuklide nur Nebenbestandteile der einzelnen Hüttenprodukte sind. Von den freigesetzten Schwermetallen, besitzen Blei und Arsen die größte Toxizität.

Da sich die Isotopen des Bleis chemisch und physikalisch nicht voneinander unterscheiden gilt die in Kapitel 3.3.1 gezeigte weiträumige Verteilung des ^{210}Pb im Umfeld der Blei-Zink- und der Seigerhütte ohne Einschränkungen auch für das "stabile" Blei.

Im Raum Hettstedt und Bitterfeld wurde durch Wichmann im Auftrag des Umweltbundesamtes eine umweltepidemiologische Studie /GSF 98/ durchgeführt mit dem Ziel, mögliche gesundheitliche Beeinträchtigungen der Bevölkerung im Vergleich mit einem wenig belasteten Kontrollgebiet in Zerbst zu ermitteln. Die Studie wird in drei Untersuchungsetappen (Surveys) durchgeführt: 1. Survey 1992/93, 2. Survey 1995/96 und 3. Survey 1998/99. Als Untersuchungsgruppen wurden Schulanfänger, Schüler der 3. Klasse und Schüler der 6. Klasse gewählt, wobei beide höheren Jahrgänge bereits im vorherigen Survey untersucht wurden. Der Untersuchungsumfang umfaßte Tests zur Lungenfunktion, Haut-Prick-Tests auf allergische Erkrankungen und Schwermetallanalysen des Blutes und des Urins. Die Blutproben wurden auf Blei, Cadmium und Quecksilber, die Urinproben auf Arsen, Cadmium und Quecksilber analysiert. Ergänzend wurden durch Befragung der Eltern Informationen zu Erkrankungen und Symptomen und soziodemographische Daten der häußlichen Umgebung der Probanden erhoben. In /GSF 98/ werden die Ergebnisse des 2. Surveys ohne abschließende Bewertung beschrieben, diese wird erst nach dem 3. Survey erfolgen.

Im 1. und 2. Survey wurden bei Kindern aus dem Raum Hettstedt häufiger infektbedingte Atemwegserkrankungen als bei Probanden aus dem Kontrollgebiet Zerbst diag-

nostiziert. Auch Bronchitis, Lungenentzündung, Kieferhöhlenentzündungen und respiratorische Symptome wurden häufiger festgestellt.

Die Blut- und Urinalysen ergaben einen deutlichen Konzentrationsgradienten mit zunehmendem Abstand des Wohngebietes der Probanden zu den ehemaligen Hauptemittenden³. Analog dazu wurde ebenfalls bei Hausstaubanalysen eine Abnahme der Schwermetallkonzentrationen gemessen.

Im Vergleich zum 1. sind im 2. Survey schon tendenzielle Angleichungen in den gesundheitlichen Belastungen der unterschiedlichen Untersuchungsgebiete feststellbar.

Die Frage, welche der beiden Umweltkontaminationen: Radionuklide oder Schwermetalle für die im Untersuchungsgebiet lebende Bevölkerung eine größere Belastung darstellt, läßt sich somit eindeutig beantworten. Die Schwermetallbelastung steht offenbar zu den oben beschriebenen gesundheitlichen Auswirkungen in unmittelbarem Zusammenhang, während die zusätzliche Strahlenexposition von 0,81-1,14 mSv/a durch Verhüttung und Bergbau zu einer Überschreitung des Schwankungsbereiches der natürlichen Strahlenexposition von 1 mSv/a und damit lediglich zu einer Erhöhung der Wahrscheinlichkeit von stochastischen Schäden führt.

³ Obwohl im vorliegenden Bericht die Hauptemittenden nicht näher beschrieben wurden, kann man davon ausgehen, daß es sich um die Blei-Zinkhütte, die Seigerhütte und nachgeordnet die Kupfer-Silberhütte handelt.

6 Zusammenfassung

Vor 800 Jahren begann in der Mansfelder Mulde der Kupferschieferbergbau und seine Verhüttung. Neben dem Hauptbestandteil Kupfer mit max. 4% wurden insgesamt 48 Elemente im Kupferschiefer nachgewiesen. Im Anfangsstadium des Bergbaus wurde der Kupferschiefer direkt vor Ort verhüttet, nach 1671 übernahmen sogenannte Gewerkschaften Abbau und Verhüttung des Kupferschiefers. Im Zuge des technischen Fortschritts drang der Bergbau in immer größere Tiefen vor und die Verhüttung wurde auf wenige Hüttenstandorte konzentriert. Die produktivste Phase des Bergbaus lag im Zeitraum 1850 bis 1945. Nach dem 2. Weltkrieg übernahmen die Kombinate der VEB Mansfeld den weiteren Abbau und die Verarbeitung des Kupferschiefers. In den sechziger Jahren endete der Bergbau und in den siebziger Jahren die Verhüttung in der Mansfelder Mulde.

Einer der Nebenbestandteile des Kupferschiefers war die Uranpechblende. Durch den Bergbau gelangten Radionuklide der natürlichen ^{238}U -Zerfallsreihe aus größeren Tiefen an die Oberfläche. Ein Teil der Pechblende wurde gemeinsam mit der anfallenden Berge aufgehaldet, der größere Teil gelangte mit dem Kupferschiefer zur Verhüttung. Aufgrund der unterschiedlichen chemischen Eigenschaften gelangten dort vor allem ^{238}U und ^{226}Ra in die Rohhüttenschlacke, während ^{210}Pb hauptsächlich in den bei der Gichtgasreinigung anfallenden Flugstaub gelangte. Dieser Flugstaub wurde aufgrund seines hohen Blei- und Zinkgehaltes in der Blei-Zinkhütte in Hettstedt weiterverarbeitet. Aufgrund von Emission bei der Verhüttungstätigkeit der Blei-Zinkhütte, wie auch bei der Silbergewinnung auf der Seigerhütte im vorherigen Jahrhundert gelangten große Mengen ^{210}Pb in das Umfeld der Hütten.

Es konnte nachgewiesen werden, daß bis zu einer Entfernung von 1200 m im Falle der Blei-Zinkhütte und bis zu 800 m Entfernung im Falle der Seigerhütte, sich eine gegenüber dem natürlichen Niveau erhöhte ^{210}Pb -Aktivität in den obersten 30 cm des Boden befindet. Zerfallsberechnungen ergaben, daß in 140 Jahren im Mittel die ^{210}Pb -Aktivität durch radioaktiven Zerfall auf geogenes Niveau gefallen ist.

Die bei der Rohsteinherstellung entstandene Rohhüttenschlacke wurde in großem Maße im Straßenbau benutzt. Aufgrund der hohen ^{226}Ra -Aktivitäten, stellt sie eine dauerhafte Quelle für γ -Strahlung dar. Zerfallsberechnungen ergaben hier, daß in den nächsten Jahrtausenden durch den Zerfall des gegenüber dem ^{238}U überschüssigen

^{226}Ra lediglich eine Verminderung der Ortsdosisleistung um ein Viertel stattfindet. Aufgrund der hohen ^{226}Ra -Aktivitäten, stellt sie eine dauerhafte Quelle für γ -Strahlung dar.

Außerhalb von Flächen, deren Untergrund Rohhüttenschlacke enthält, wurde keine großflächige Erhöhung der γ -Ortsdosisleistung festgestellt. Als obere Intervallgrenze der γ -Ortsdosisleistung für den natürlichen Untergrund wurde 120 nSv/h nachgewiesen, ab 150 nSv/h ist hingegen von einer anthropogenen Beeinflussung des Untergrundes auszugehen. Bei zwei Drittel der 57 untersuchten Halden im Untersuchungsgebiet wurden auf der Oberfläche mittlere γ -Ortsdosisleistungen festgestellt, die kleiner oder gleich 150 nSv/h sind.

Durch Berechnung der γ -Ortsdosisleistung aus den spezifischen Aktivitäten von ^{40}K , ^{226}Ra und ^{228}Ra in den obersten Beprobungsteufen von natürlichen und kultivierten Böden konnten die gemessenen γ -Ortsdosisleistungen weitgehend bestätigt werden.

Im Wasser wurden keine, im Vergleich mit den Richtwerten der SSK, erhöhten Aktivitätskonzentrationen von Nukliden der ^{238}U -Zerfallsreihe gefunden. Bei den Pflanzenproben wurden höhere Nuklidaktivitäten von ^{210}Pb und ^{210}Po lediglich in Futterpflanzen nachgewiesen.

Auf der Grundlage der "Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau)" /BFS 98/ wurden für die Bevölkerung Expositionsrechnungen durchgeführt, dabei wurden folgende Expositionspfade betrachtet: äußere Strahlenbelastung durch Aufenthalt auf durch Rohhüttenschlacke beeinflussten Flächen und Aufenthalt auf genutzten und ungenutzten Bergehalden, Ingestion von Wasser, Obst, Getreide, Blattgemüse, Wurzelgemüse, Pilzen und Haldenmaterial bzw. kontaminiertem Boden (nur fünfjährige Kinder). Für die Referenzperson fünfjähriges Kind ergab sich mit 1,14 mSv/a eine Überschreitung des SSK-Richtwertes von 1 mSv/a.

Für die anderen Referenzpersonen einjähriges Kind und Erwachsener ergaben sich Strahlenexpositionen von 0,94 bzw. 0,8 mSv/a. 45 % der gesamten effektiven Äquivalentdosis entfallen auf die äußere Strahlenexposition, 50 % auf Ingestion. Die Inhalationsdosis ist mit 5% im Untersuchungsgebiet nur von untergeordneter Bedeutung. Bei den Referenzpersonen einjähriges Kind und Erwachsener entfällt etwa

die Hälfte der effektiven Äquivalentdosis durch Ingestion auf den Verzehr von Weizen. Die dosisrelevanten Nuklide bei der Ingestion von pflanzlichen Produkten sind ^{210}Pb , ^{210}Po und ^{226}Ra , bei Ingestion von Wasser tritt ^{230}Th zusätzlich als dosisrelevantes Nuklid auf.

7 **Literatur**

- /BAY 91/ Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
Strahlenschutz
Radioaktivität und Gesundheit
München, 1991
- /BEC 72/ Beck, H.L.; DeCampo,J; Gogolak,C.
In situ Ge(Li) and NaI(Tl) gamma-ray spectrometry
Health and Safety Laboratory, U.S. Atomic Energy Commission
HASL-258, 75 S., New York/N.Y.
- /BER 96/ Bergbaumuseum Röhrig-Schacht
Zur Geschichte des Sangerhäuser Kupferbergbaus
Sangerhausen, 1996
- /BEY 13/ Beyschlag, F., Krusch, P., Vogt, J.H.L.
Die Lagerstätten der Nutzbaren Mineralien und Gesteine nach Form, Inhalt
und Entstehung, Band II
Verlag von Ferdinand Enke , Stuttgart, 1913
- /BfS 96/ Bundesamt für Strahlenschutz (BfS)
Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher
Altlasten
Festlegungen zur Klassifikation von Objekten
Schreiben an GRS vom 13.11.1996
- /BFS 98/ SSK-Geschäftsstelle beim Bundesamt für Strahlenschutz
"Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge
bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen-
Bergbau)"
Entwurf, Stand 31.07.1998
- /DEU 89/ Deutscher Bundestag, 11. Wahlperiode: Bericht der Bundesregierung über
Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung für das Jahr 1988
Drucksache 11/6144, 1989
- /EIS 96/ Eisenächer, W.
Das Mansfelder Hüttenwesen am Ende des 18. Jahrhunderts
Schriftenreihe des Mansfeld-Museums, Heft 1, 15-35
Hettstedt, 1996
- /FRA 15/ Franke, Rudolf; Borchers, Wilhelm
Metallhüttenbetriebe
Die Vorgänge und Erzeugnisse der Metallhüttenbetriebe vom Standpunkt
der neuesten Forschungsergebnisse, Band 1
Mansfeldisches Hüttenwesen. Nach dem Stand des Betriebes im Jahre
1914
Zeitschrift Metall und Erz, Verlag Wilhelm Knapp, Halle (Saale), 1915

- /FRE 71/ Freund, K., Hoffmann, G.
Gesetzmäßigkeiten der Uranführung im Kupferschiefer des Thüringer Beckens und der Fränkischen Mulde
Diplomarbeit, Bergakademie Freiberg, Geowissenschaften
Freiberg, 1971
- /GEL 93/ Gellermann, R., Dörr, H.
Bewertung der Natürlichen Radioaktivität von Grundwasser bei orientierenden Umweltuntersuchungen, Radioökologie, Strahlenwirkungen, Band 1
Tagungsband 25. Jahrestagung, Fachverband für Strahlenschutz, Binz auf Rügen 28 - 30.09.93
- /GEO 96/ Geophysik GGD, Leipzig
Ergebnisbericht über das Untersuchungsprogramm UG 01/3
"Eisleben/Wimmelburg"
Leipzig, 1996
- /GER 86/ Gerlach, R.
Kluftgebundene Mineralisationen im subsalinaren Tafeldeckgebirge des südöstlichen Harzvorlandes
Dissertation Bergakademie Freiberg 1986
- /GFE 93/ Geologische Forschung und Erkundung GFE, Halle
Ergebnisse der Sonderverifikation mit Meßprogramm in der Verdachtsfläche 1, Mansfelder Mulde
Halle, 15.09.1993
- /GFE 1-94/ Geologische Forschung und Erkundung GFE, Halle
Kurzbericht Biofaktoren Hettstedt
Halle, 1994
- /GFE 2-94/ Geologische Forschung und Erkundung GFE, Halle
Sachstandsbericht Radiologisches Meßprogramm Hettstedt
Halle, 1994
- /GFE 95/ Geologische Forschung und Erkundung GFE, Halle
Ergebnisbericht über die Auswertung der im Rahmen des radiologischen Meßprogramm Hettstedt durchgeführten Untersuchungen
Halle, 1995
- /GFE 97/ Geologische Forschung und Erkundung GFE, Halle
Ergebnisbericht über das Meßprogramm Mansfeld/Leimbach
Halle, 1997
- /GME 55/ Gmelin
Kupfer Teil A Lieferung 1 System-Nr. 60
8. Auflage 1955
Verlag Chemie, Weinheim/Bergstraße

- /GOE 51/ Goederitz, A. H. F.
Der Mansfelder Kupferschiefer und die aus ihm gewonnenen Werk- und Rohstoffe
Metallurgie und Gießereitechnik, Band 1/Nr.3, 1951, Eisleben
- /GRO 93/ Grove Engineering, Inc.
RADDECAY 4.02, 1993
- /GSF 98/ Heinrich, J.; Jacob, B.; Hölscher, B.; Wilde, B., Wolff, H., Wjst, M., Cyrus, J., Wichmann, H.E.
Umweltmedizinische Untersuchungen im Raum Bitterfeld, im Raum Hettstedt und einem Vergleichsgebiet 1995-1996. Data Book.
- /HEB 96/ Hebestedt, E., Siemroth, J.
Die Geschichte der Hettstedter Dampfmaschine von 1785
Schriftenreihe des Mansfeld-Museums, Heft 1, 41-76,
Hettstedt, 1996
- /HOL 85/ Holleman, A.F., Wiberg, E., Wiberg, N.
Lehrbuch der Anorganischen Chemie
Verlag Walter de Gruyter, Berlin, 1985
- /IAF 1-94/ IAF-Radioökologie GmbH Dresden
"Radionuklidanalytik zum Untersuchungsgebiet UG 1/1 Hettstedt"
Dresden, 1994
- /IAF 2-94/ IAF-Radioökologie GmbH Dresden
"Radionuklidanalytik zum Untersuchungsgebiet UG 1/1 Hettstedt
(Zusatzprogramm)"
Dresden, 1994
- /ISR 57/ Israel, H.
Das natürliche radioaktive Milieu unserer Umwelt
Naturwiss. Rundschau 10, 249-252, 1957
- /JAN 96/ Jankowski, G.
Der Kupferschieferbergbau im 18. Jahrhundert
Schriftenreihe des Mansfeld-Museums, Heft 1, 1-15,
Hettstedt, 1996
- /JAN 87/ Jankowski, G.
Wichtige Kupferschiefer-Schächte in der Mansfelder Mulde
URANIA - Gesellschaft zur Verbreitung wissenschaftlicher Kenntnisse,
Kreisvorstand Hettstedt und VEB Mansfeld Kombinat Eisleben, Mansfeld
Museum
P 389-88 IV-27-12 8289941
Druckerei "Freundschaft", Halberstadt, 1987
- /JUN 74/ Jung, W., Knitzsche, G., Gerlach, R.
Zur geochemischen Stoffbilanz des Kupferschiefers im SE-Harzvorland
Zeitschrift für angewandte Geologie, Berlin (20), 1974, S. 248-256

- /KIR 79/ Kirkegaard, P., Løvborg, L.
Transport of Terrestrial γ -Radiation in Plane Semi-infinite Geometry
Journal of Computational Physics, Vol.36, No.1, June 1980, p.20-34
- /KUL 97/ Kulzer, R.
Radioaktivitätsmessungen in der Umgebung der Bergehalde Crossen und
Abschätzung der Strahlenexposition
Dissertation an der Naturwissenschaftlichen Fakultät III Biologie und
Vorklinische Medizin
Universität Regensburg, 1997
- /LAN 1-96/ Langelüttich, H.J.
Die geologisch-bergmännische Situation des preußischen Burgörner-
Reviere
Schriftenreihe des Mansfeld-Museums, Heft 1, 16-40,
Hettstedt, 1996
- /LAN 1-96/ Langelüttich, H.J.
Die weitere Verbreitung des Dampfantriebs in Kupferschieferbergbau und
Verhüttung und deren Ergebnisse
Schriftenreihe des Mansfeld-Museums, Heft 1, 16-40,
Hettstedt, 1996
- /LEH 91/ Lehmann, R.
Jahresbericht BfS
Konzentrationen natürlicher Radionuklide in den Baumaterialien der
ehemaligen DDR
Fachbereich Strahlenschutz, Wissenschaftliche Kurzberichte, 150-152
ISSN 049-7650
- /ROE 94/ Roedel, W.
Physik unserer Umwelt
Springer Verlag, Berlin, 2. Auflage, 1994
- /RÜH 95/ Rühle, M.
Natürliche Radioaktivität in Umweltmedien, speziell im Grund- u.
Trinkwasser
Vortrag, UTECH Berlin, Seminar Strahlenexposition durch natürliche
radioaktive Stoffe, Berlin, 14.02.1995
- /SCH 41/ Schneiderhöhn, H.
Lehrbuch der Erzlagerstättenkunde 1. Band
G. Fischer Verlag, Jena 1941
- /SCH 98/ Schubert, S.
mündliche Mitteilung
- /SEL 81/ Seelmann-Eggebert, W., Pfennig, G., Münzel, H., Klewe-Nebenius, H.
Nuklidkarte, 5.Auflage
Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, 1981

- /SSK 1-92/ Strahlenschutzkommission
Strahlenschutzgrundsätze für die Verwahrung, Nutzung oder Freigabe von kontaminierten Materialien, Gebäuden, Flächen oder Halden aus dem Uranerzbergbau
SSK Band 23, S. 1-28, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena, New York, 1992
- /SSK 2- 92/ Strahlenschutzkommission
Strahlenschutzgrundsätze bei der Freigabe von durch den Uranerzbergbau kontaminierten Flächen zur industriellen Nutzung.
SSK Band 23, S. 29-36, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena, New York, 1992
- /SSK 3-92/ Strahlenschutzkommission
Strahlenschutzgrundsätze für die Verwahrung und Nutzung von Bergbauhalden
SSK Band 23, S. 45-52, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena, New York, 1992
- /SSK 4-92/ Strahlenschutzkommission
Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von durch den Uranerzbergbau kontaminierten Flächen zu forst- und landwirtschaftlichen Zwecken sowie als Grünanlage (Parkanlage) und Wohngebiet
SSK Band 23, S. 37-44, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena, New York, 1992
- /SSK 5-92/ Strahlenschutzkommission
Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von möglicherweise durch den Uranerzbergbau beeinflussten Wässern als Trinkwasser
Empfehlungen der Strahlenschutzkommission, verabschiedet auf der 114. Sitzung der SSK am 10/11. Dezember 1992
- /SSK 6-92/ Strahlenschutzkommission
Bewertung der Verwendung von Kupferschlacke aus dem Mansfelder Raum
Empfehlungen der Strahlenschutzkommission, verabschiedet auf der 108. Sitzung der SSK am 05. Februar 1992
- /SSK 7-92/ Strahlenschutzkommission
Strahlenschutzgrundsätze bei der Freigabe von Schrott aus der Stilllegung von Anlagen des Uranerzbergbaus
SSK Band 23, S. 21-28, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena, New York, 1992
- /STA 50/ Stadlinger, H.
Mansfelder Kupferschiefer
Chemisch-geologische Betrachtungen anlässlich der 750jährigen Vergangenheit des Mansfelder Kupferschieferbergbaus
Chemiker Zeitung 74, 1950, S. 722-727

- /THO 72/ Thondorf, H.
Die Uranführung im Kupferschiefer der Sangerhäuser Mulde und im
Rotliegenden des Hornburger Sattels
Interner Bericht SDAG Wismut, Gera, 1972
- /VDI 84/ Verein deutscher Ingenieure
Schwermetalle in der Umwelt
"Ermittlung, Bewertung und Beurteilung der Emissionen und Immissionen
umweltgefährdender Schwermetalle und weiterer persistenter Stoffe"
FE-Vorhaben 104 03 186
Düsseldorf, 1984
- /VOL 92/ Volkmer, M.
Radioaktivität und Strahlenschutz
ISBN 3-925986-06-5
Informationskreis Kernenergie, Bonn, 1992
- /WAB 93/ Kerndorff, H., Schleyer, R. und Dieter, H.H.
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes
WaBoLu
Bewertung der Grundwassergefährdung von Altablagerungen
Standardisierte Methoden und Maßstäbe
Forschungsvorhaben BMFT und UBA (FKZ 1440464 3)
April 1993
- /WAL 92/ Walter, R.
Geologie von Mitteleuropa
E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung
Stuttgart 1992
- /WEI 95/ Weißhaar, R.
Blei-210 in Lebensmittel
Chemische Landesuntersuchungsanstalt Stuttgart
9. Fachgespräch Überwachung der Umweltradioaktivität, 1995
- /WUR 92/ Wurster, P., Siehl, A.
Der geologische Einfluß des Untergrundes auf die natürliche
Strahlenexposition in der Bundesrepublik Deutschland
Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz 1992
- /ZÖF 88/ Zöfel, P.
Statistik in der Praxis
Gustav Fischer Verlag, 2. Auflage 1988

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1	Verdachtsfläche "01 Hettstedt"	3
Abb. 1.2	Natürliche Verteilung und Transportvorgänge von Nukliden der ^{238}U - und ^{232}Th -Zerfallsreihe	6
Abb. 2.1	Die Metallverteilung des Kupferschiefers der Mansfelder und Sangerhäuser Mulde /JUN 74/	10
Abb. 2.2	Schematische Darstellung und Lage des Kupferschieferflözes in der Mansfelder und Sangerhäuser Mulde /BER 96/	12
Abb. 2.3	Bergehalden des Kupferschieferbergbaus in der Mansfelder Mulde...	14
Abb. 2.4	Radionuklidaktivitäten in Zwischen- und Endprodukten der Kupferschieferverhüttung $^1/\text{GFE 93/}$, $^2/\text{GFE 97/}$, $^3/\text{LEH 91/}$	20
Abb. 2.5	Die wichtigsten Hüttenstandorte in der Mansfelder Mulde /GFE 93/...	26
Abb. 2.6	Verbreitungswege der Radionuklide durch den Kupferschieferbergbau und der Kupferschieferverhüttung	28
Abb. 3.1	Bodenprobenentnahmepunkte des Meßprogramms Hettstedt (schematisch).....	35
Abb. 3.2	Kategorisierung der Entnahmestellen nach Abstand zu den ehemaligen Betriebsgeländen	43
Abb. 3.3	Mittlere Radionuklidaktivitäten [Bq/kg] und Ortsdosisleistungen [nSv/h] auf den Ringflächen im Umfeld der Blei-Zinkhütte.....	44
Abb. 3.4	Mittelwerte der ^{210}Pb -Aktivitäten in natürlichen Böden (0-0,05m) und kultivierten Böden (0-0,3m)	45
Abb. 3.5	Mittlere Radionuklidaktivitäten und Ortsdosisleistungen auf den Ringflächen 1-4 außerhalb der Seigerhütte	46
Abb. 3.6	Verteilung der mittleren ^{210}Pb -Aktivitäten in den obersten Bodenproben im Umfeld der Blei-Zink- und der Seigerhütte	49
Abb. 3.7.1-5	Verteilung der Radionuklidaktivitäten in unterschiedlichen Beprobungsteufen von natürlichen Böden.....	52
Abb. 3.8.1-5	Nuklidaktivitäten in Natur- und Kulturböden des Untersuchungsgebietes.....	54
Abb. 3.9	Vergleich der Aktivitäten von ^{210}Pb in kultivierten Böden und der gewichteten Aktivitäten in natürlichen Böden	56
Abb. 3.10	Lage der Staubproben im Umfeld der Blei-Zinkhütte	58
Abb. 3.11	Bodennutzung im Untersuchungsgebiet.....	60

Abb. 3.12.1-5	Verteilungen der Aktivitäten von ^{210}Pb , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra und ^{238}U auf Brachböden in verschiedenen Probenteufen.....	61
Abb. 3.13.1-5	Verteilungen der Aktivitäten von ^{210}Pb , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra und ^{238}U auf Brachböden in verschiedenen Probenteufen.....	64
Abb. 3.14.1-5	Verteilung der Aktivitäten von ^{210}Pb , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra und ^{238}U auf Waldböden in verschiedenen Probenteufen.....	66
Abb. 3.15.1-5	Verteilung der Aktivitäten von ^{210}Pb , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra und ^{238}U auf Weideböden in verschiedenen Probenteufen.....	68
Abb. 3.16	Meßwerte der γ -Ortsdosisleistung.....	70
Abb. 3.17	Gemessene und berechnete γ -Ortsdosisleistung auf natürlichen Böden.....	73
Abb. 3.18	Gemessene und berechnete γ -Ortsdosisleistung auf kultivierten Böden.....	75
Abb. 3.19	Verteilung der γ -Ortsdosisleistung im Untersuchungsgebiet.....	80
Abb. 3.20	Verteilung von geogen und anthropogen beeinflussten ODL-Meßwerten.....	79
Abb. 3.21	Wasserbeprobungspunkte im Untersuchungsgebiet.....	83
Abb. 3.22	Aktivitätskonzentrationen von Radionukliden in Fließgewässern.....	84
Abb. 3.23	Aktivitätskonzentrationen von Radionukliden in Grund- und Brunnenwässern.....	88
Abb. 3.24	Aktivitätskonzentrationen von Radionukliden in Schacht- und Stollenwässern.....	87
Abb. 3.25	Entnahmepunkte der eßbaren Nutz- und Futterpflanzen.....	89
Abb. 3.26	Lage der untersuchten Halden.....	93
Abb. 3.27	Verdichtende Messung der γ -Ortsdosisleistung auf Bergehalden am Beispiel der Eduardschachthalde.....	94
Abb. 3.28	Gewichtete mittlere γ -Ortsdosisleistung der Haldenflächen im Untersuchungsgebiet.....	95
Abb. 3.29.1-5	Nuklidaktivitäten in Haldenmaterial.....	99
Abb. 4.1	Zeitlicher Verlauf des radioaktiven Zerfalls in Rohhüttenschlacke.....	101
Abb. 4.2	Zeitlicher Verlauf des radioaktiven Zerfalls der mittleren ^{210}Pb -Aktivität in den Ringflächen 1-3 im Umfeld der Blei-Zinkhütte.....	103
Abb. 5.1	Effektive Äquivalentdosis durch Ingestion von Wasser.....	113
Abb. 5.2	Effektive Äquivalentdosis durch Ingestion von pflanzlichen Produkten.....	115

Abb. 5.3	Vergleich der effektiven Äquivalentdosis von ungewaschenen und gewaschenen Pflanzenproben	116
Abb. 5.4	Effektive Äquivalentdosis durch Ingestion von pflanzlichen Produkten auf Haldengeländen	119
Abb. 5.5	Effektive Äquivalentdosis durch Ingestion von pflanzlichen Produkten außerhalb von Haldengeländen	120
Abb. 5.6	Effektive Äquivalentdosis durch den Verzehr von Milch- und Fleischprodukten aus dem Untersuchungsgebiet	123
Abb. 5.7	Effektive Äquivalentdosis bei Ingestion von Boden oder Haldenmaterial im Untersuchungsgebiet	124
Abb. 5.8.1-3	Prozentuale Anteile der Expositionspfade an der Gesamtexposition der Referenzperson	130

**Gesellschaft für Anlagen-
und Reaktorsicherheit
(GRS) mbH**

Schwertnergasse 1
50667 Köln
Telefon +49 221 2068-0
Telefax +49 221 2068-888

Forschungsinstitute
85748 Garching b. München
Telefon +49 89 32004-0
Telefax +49 89 32004-300

Kurfürstendamm 200
10719 Berlin
Telefon +49 30 88589-0
Telefax +49 30 88589-111

Theodor-Heuss-Straße 4
38122 Braunschweig
Telefon +49 531 8012-0
Telefax +49 531 8012-200

www.grs.de