

**WECHSELWIRKUNG ZWISCHEN
RADIOCÄSIUM-BODENKONTAMINATION
UND HYDROSPHÄRE**

Materialienband

WECHSELWIRKUNG ZWISCHEN RADIOCÄSIUM- BODENKONTAMINATION UND HYDROSPHÄRE

Materialienband

BE-111

Wien, April 1998

Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie



Projektleitung

Karl Kienzl, Umweltbundesamt

Satz/Layout

Manuela Kaitna, Robert Schuh

Zusammenstellung des Berichtes

Friederike Strebl, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf

Projektkoordination

Martin H. Gerzabek, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf

Projektteilnehmer

E. Nadschläger, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung
V. Karg, M. Ditto, Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung, Wien
W. Ringer, Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung, Linz
F.J. Maringer, A. Ramer, Bundesforschungs- und -prüfzentrum Arsenal
M.H. Gerzabek, F. Strebl, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf
H. Lettner, P. Bossew, A. Hubmer, Universität Salzburg, Institut f. Physik u. Biophysik
K. Kienzl, Umweltbundesamt

Die vorliegende Publikation stellt den Materialienband aller Teilprojekte des Arbeitskreises „Wechselwirkungen zwischen Radiocäsium-Bodenkontamination und Hydrosphäre“ dar. Nach der Präsentation und Diskussion in einem Workshop im Frühjahr 1998 wird eine Zusammenfassung der vorliegenden Ergebnisse sowie der Diskussion gemeinsam mit einem österreichweiten Überblick zur Cäsiumbelastung der Klärschlämme vom Umweltbundesamt publiziert werden.

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien
Eigenvervielfältigung

© Umweltbundesamt, Wien, April 1998
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-423-1

EINLEITUNG.....	1
A WEINSBERGER WALD	2
A.1 Einleitung und Gebietsbeschreibung	2
A.2 Bodenkontamination des Weinsberger Waldes	3
A.2.1 Material und Methoden.....	3
A.2.1.1 Festlegung der Probenahmestellen	3
A.2.1.2 Gammaskopimetrie	4
A.2.1.3 Berechnungen	4
A.2.2 Ergebnisse und Diskussion	5
A.2.2.1 Mittlere ¹³⁷ Cs Flächenkontamination	5
A.2.2.2 Räumliche Darstellung der ¹³⁷ Cs- Flächenkontamination	6
A.2.2.3 Andere statistische / geostatistische Betrachtungen	6
A.3 Wasser	8
A.3.1 Material und Methoden.....	8
A.3.1.1 Probenahme und -aufbereitung	8
A.3.1.2 Gammaskopimetrie	9
A.3.1.3 Bestimmung der Wasserabflußmenge aus Kleineinzugsgebieten	9
A.3.1.4 Huminstoffextraktion	10
A.3.2 Ergebnisse und Diskussion - Wasserproben.....	11
A.3.2.1 ¹³⁷ Cs in Oberflächenwasser und Schwebstoffen der Prinzbach-Zuflüsse	11
A.3.2.2 Bestimmung der Wasserabflußmengen von Bächen des Weinsberger Waldes.....	15
A.3.2.3 ¹³⁷ Cs-Austragsmengen und jährliche Abflußmengen aus dem Weinsberger Wald.....	17
A.3.2.4 Huminstoffextraktion	19
A.4 Sedimente	21
A.4.1 Material und Methoden.....	21
A.4.1.1 Probenahme und Aufbereitung (Siebung).....	21
A.4.1.2 Gammaskopimetrie	21
A.4.1.3 Analyse des Mineralbestandes in Bachsedimenten.....	21
A.4.2 Ergebnisse	22
A.4.2.1 Massenanteile in der Feinstfraktion von Sedimenten	22
A.4.2.2 ¹³⁷ Cs in der Feinstfraktion von Sedimenten.....	22
A.4.2.3 Tonmineral-Analysen in der Feinstfraktion	22
A.5 Verzögerte Deposition	23
A.6 Literatur	24

B	PROJEKTTEIL B: TRAUN-EINZUGSGEBIET	25
	B.1 Einleitung und Gebietsbeschreibung	25
	B.1.1 Einleitung	25
	B.1.2 Gebietsbeschreibung	25
	B.1.3 Die Salzkammergutseen	25
	B.1.4 Schwebstoffe der Traun	27
	B.2 Bodenkontamination	28
	B.2.1 Material und Methoden	28
	B.2.1.1 Entnahme von Bodenproben	28
	B.2.1.2 Lage der Entnahmepunkte	29
	B.2.1.3 Aufbereitung für Gammaskpektrometrie	29
	B.2.1.4 Gammaskpektrometrische Messungen	29
	B.2.2 Ergebnisse und Diskussion - Bodenkontamination im Trauneinzugsgebiet	31
	B.2.2.1 Mittlere ¹³⁷ Cs Flächenkontamination im Trauneinzugsgebiet	31
	B.2.2.2 Räumliche Darstellung der ¹³⁷ Cs Flächenkontamination im Trauneinzugsgebiet	31
	B.3 Wasser	31
	B.3.1 Material und Methoden zur Untersuchung von Wasserproben	31
	B.3.1.1 Probenahmepunkte zur Ziehung von Wasserproben	31
	B.3.1.2 Probenahme und -aufbereitung	32
	B.3.1.3 Abflußraten in Flüssen des Trauneinzugsgebietes	33
	B.3.2 Ergebnisse der Untersuchung von Wasserproben	33
	B.3.2.1 ¹³⁷ Cs in Oberflächenwasser und Schwebstoffen im Bereich der Traun	33
	B.3.2.2 Austrag von ¹³⁷ Cs mit Fließgewässern des Trauneinzugsgebietes	34
	B.4 Sedimente	37
	B.4.1 Material und Methoden	37
	B.4.1.1 Probenahme zur Gewinnung von Sedimenten aus Fließgewässern des Trauneinzugsgebietes	37
	B.4.1.2 Sediment - Probenahme im Traunsee	38
	B.4.1.3 Aufbereitung der Sedimentproben	38
	B.4.1.4 Gammaskpektrometrische Messung	40
	B.4.2 Ergebnisse	41
	B.4.2.1 ¹³⁷ Cs in Flußsedimenten aus dem Trauneinzugsgebiet	41
	B.4.2.2 ¹³⁷ Cs in Sedimentbohrkernen aus dem Traunsee	44
	B.4.2.3 Mineralogische Analysen	48
	B.4.2.4 Austrag aus dem Untersuchungsgebiet	48
	B.5 Literatur	49

C	¹³⁷ CS IN KLÄRSCHLÄMMEN (SCHWERPUNKT LAMBACH)	51
	C.1 Einleitung und Gebietsbeschreibung	51
	C.1.1 Auswahlkriterien für die untersuchten Kläranlagen	51
	C.1.2 Gebietsbeschreibung	51
	C.1.3 Beschreibung der Anlage	52
	C.1.4 Niederschlag im Untersuchungsgebiet	53
	C.1.5 Masseströme in der Kläranlage Lambach	53
	C.1.5.1 Untersuchte Parameter und Statistik	53
	C.1.5.2 Zulauf in die Kläranlage in Abhängigkeit von der Wetterlage	54
	C.2 ¹³⁷ Cs-Bodenkontamination im Einzugsgebiet der Kläranlage Lambach	56
	C.2.1 Material und Methoden	56
	C.2.1.1 Boden - Probenahme im Einzugsgebiet der KA Lambach	56
	C.2.1.2 Probenaufbereitung und -messung	57
	C.2.1.3 Fläche des Einzugsgebietes der KA Lambach	57
	C.2.2 Ergebnisse	60
	C.2.2.1 ¹³⁷ Cs-Flächenkontamination im Einzugsgebiet der Kläranlage Lambach	60
	C.3 Lokale Bodenerosion	61
	C.3.1 Material und Methoden	61
	C.3.1.1 Abtrag von Äckern und anderen Flächen	61
	C.3.1.2 Probenahme zur Untersuchung von erodiertem Material	62
	C.3.1.3 Aufbereitung für die Korngrößenanalyse	62
	C.3.2 Ergebnisse - Erosionsproben	63
	C.3.2.1 Zusammenhang der Flächenkontamination mit dem ¹³⁷ Cs-Gehalt der obersten Bodenschicht in Ackerböden	63
	C.3.2.2 ¹³⁷ Cs in erodiertem Material	65
	C.3.2.3 Oberboden von Ackerflächen	66
	C.3.2.4 Wiesenböden	67
	C.3.2.5 Zusammenhang Erosionsprodukt - Quelle	68
	C.3.2.6 Röntgenographische Analyse des Mineralbestandes	69
	C.4 Eintrag in die KA Lambach (Bodenerosion)	70
	C.4.1 Material und Methoden	70
	C.4.1.1 Auswahl der Proben und Probenahme aus der Kläranlage	70
	C.4.1.2 Verschiedene Eintragspfade in die Kläranlage Lambach	72
	C.4.1.3 Aufbereitung und Messung der Klärschlammproben	73

C.4.2 Ergebnisse	74
C.4.2.1 Meßergebnisse	74
C.4.2.2 ¹³⁷ Cs-Frachten in und aus der Kläranlage Lambach	81
C.4.2.3 ¹³⁷ Cs-Austragsrate im Einzugsgebiet der Kläranlage Lambach	85
C.4.2.4 Einfluß des Schlammalters auf die ¹³⁷ Cs- Konzentration in Klärschlämmen	86
C.5 Vergleich mit anderen Kläranlagen	87
C.5.1 Kläranlage Asten/Linz	87
C.5.1.1 Beschreibung der Anlage	87
C.5.1.2 Radionuklide in Zu- und Ablauf	88
C.5.1.3 ¹³⁷ Cäsium im Klärschlamm der Anlage Asten/Linz	90
C.5.2 Kläranlage Mattig - Hainbach	90
C.5.2.1 Beschreibung der Anlage	90
C.5.2.2 Radionuklide im Klärschlamm der Anlage Mattig- Hainbach	91
C.5.3 Zusammenhang Klärschlammbelastung - Bodenbelastung	92
C.5.4 Zeitverlauf der Erosion	93
C.6 Literatur	94
D RISIKOABSCHÄTZUNG UND BEWERTUNG DER ¹³⁷ CS-KONTAMINATION VON KLÄRSCHLÄMMEN UND ANDEREN BIOGENEN PROZESS-RÜCKSTÄNDEN	95
ZUSAMMENFASSUNG	95
D.1 ZIELSETZUNG	96
D.2 AUSWERTUNG DER LITERATUR	97
D.2.1 Literaturrecherchen	97
D.2.2 ¹³⁷ Cs-Kontamination von Klärschlamm	98
D.2.2.1 Verhalten von ¹³⁷ Cs im Boden	98
D.2.2.2 Kenngrößen der Bioverfügbarkeit von Radionukliden	99
D.2.2.3 ¹³⁷ Cs im Klärschlamm	100
D.2.2.4 ¹³⁷ Cs-Transferfaktoren	105
D.2.3 ¹³⁷ Cs-Kontamination von sonstigen biogenen Prozessrückständen	107
D.2.3.1 ¹³⁷ Cs in Holzasche	107
D.2.3.2 ¹³⁷ Cs in Kompost	107
D.2.3.3 Gesetzliche Regelungen für die Aufbringung von Kompost auf Böden	107
D.2.3.4 ¹³⁷ Cs in Gülle	108

D.2.3.5 Gesetzliche Regelungen für die Aufbringung von Holzasche auf Ackerboden	108
D.2.3.6 Versuche zur Aufbringung von Holzasche auf Böden	108
D.2.3.7 Strahlenbelastung beim Arbeiten mit Holzasche	108
D.2.3.8 Transferfaktoren	108
D.3 AUSWERTUNG DER MESSDATEN	109
D.3.1 Untersuchungen an Aschen und Holzproben	109
D.3.2 Untersuchungen an Kompostproben	111
D.3.3 Korrelationen der ¹³⁷ Cs-Aktivitäten von Holzaschen, Klärschlämmen und Komposten	112
D.4 RADIOÖKOLOGISCHE RECHENMODELLE ZUR DOSISABSCHÄTZUNG	114
D.4.1 Lineares Gleichgewichts-Transfermodell	114
D.4.1.1 Abschätzung der Effektivdosis durch Ingestion	114
D.4.1.2 Dosisbewertung	118
D.4.2 Expositionsmodell OECOSYS	119
D.4.2.1 Eingabeparameter - Annahmen	119
D.4.2.2 Veränderung der Transferfaktoren Boden-Pflanze	120
D.4.2.3 Rechenbeispiel zur Ableitung der endgültigen TF- Werte:	120
D.4.2.4 Ergebnisse	122
D.5 LITERATUR	127
E SCHLUSSFOLGERUNGEN AUS DEN ERGEBNISSEN	130

ANHANG	133
A WEINSBERGER WALD	133
Anhang A.2 Bodenkontamination des Weinsberger Waldes	133
Anhang A.2.1 Probenaufbereitung und -messung	133
Anhang A.2.2 Prozeßstandardabweichung	134
Anhang A.2.3 Räumliche Variabilität	134
Anhang A.3.2 Bestimmung der Wasserabflußmengen	139
Anhang A.3.3 Bestimmung von Kd-Faktoren	140
Anhang A.5 Verzögerte Deposition	140
Anhang A.5.1 Daten	140
Anhang A.5.2 Zeitverlauf der normierten Deposition	141
Anhang A.5.2.1 Abklingverhalten	141
Anhang A.5.2.2 Periodizität der Deposition	143

Anhang A.5.3 Bodenbelastung - Deposition	144
Anhang A.5.4 Niederschlagsmenge - Deposition.....	147
C UNTERSUCHUNG ÖSTERREICHISCHER KLÄRANLAGEN - SCHWERPUNKT LAMBACH	150
Anhang C.1.5 Masseströme in der Kläranlage Lambach - Ableitung von Parametern	150
Anhang C.1.5.1 Zulauf in die Kläranlage: Korrelation (...) in Abhängigkeit von der Wetterlage	150
Anhang C.1.5.2 Trend und Periodizität des Zuflusses.....	150
Anhang C.2.1 Flächenbestimmung des Einzugsgebietes der KA Lambach.....	151
Anhang C.2.1.1 Niederschlags- und Zuflußpeaks	151
Anhang C.2.1.2 Berechnung der Fläche des Einzugsgebietes.....	152
Anhang C.2.1.3 Berechnung des Anteils unbefestigter Flächen	153
LITERATUR	155
D RISIKOABSCHÄTZUNG UND BEWERTUNG DER 137CS-KONTAMINATION VON KLÄRSCHLÄMMEN.....	156
Anhang D.1 Arbeitsvorschrift für die Veraschung von Holzproben	156
Anhang D.2 Relevante Literaturstellen aus den Recherchen	157

EINLEITUNG

Nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl wurden in Österreich in vielen Kläranlagen erhöhte ^{137}Cs -Konzentrationen im Klärschlamm festgestellt. Seit 1986 wurde allerdings zumeist eine signifikante Abnahme der Cäsiumkontaminationen beobachtet (BMGSK 1994). Radiocäsium im Klärschlamm kann durch dessen landwirtschaftliche Verwendung in Nahrungs- und Futtermittel gelangen. Regelmäßige Ausbringungen können den Oberbodengehalt an ^{137}Cs erhöhen und somit zur zusätzlichen Anreicherung in landwirtschaftlichen Kulturen und in weiterer Folge in landwirtschaftlichen Produkten führen. Die bisherigen Untersuchungen von Klärschlämmen in Niederösterreich gemäß der NÖ Bodenschutzverordnung geben keinen Hinweis auf eine Signifikanz des angesprochenen Pfades. Eine vom Umweltbundesamt durchgeführte Untersuchung an ausgewählten kommunalen Klärschlämmen in Österreich (UBA 1997) hat allerdings gezeigt, daß es regional begrenzt noch 1995 zu erhöhten Radiocäsiumgehalten in Klärschlämmen kommen kann. Die dabei beobachteten Gehalte erreichen bis zu $7,0 \text{ kBq } ^{137}\text{Cs kg}^{-1}$ in der Trockensubstanz. Bei einer jährlichen Aufwandmenge (in der Landwirtschaft) von $2500 \text{ kg TS ha}^{-1}$ auf Äckern, entsprechend der Beschränkung in der Bodenschutzverordnung des Landes NÖ (LGBl 58/1988), kann dies zu einem jährlichen Anstieg des ^{137}Cs -Inventars im Oberboden von bis zu 7% des derzeit vorhandenen führen. Die durchschnittliche Bodenbelastung mit Cäsium beträgt $21 \text{ kBq } ^{137}\text{Cs/m}^2$ (UBA 1996). Auswirkungen von Zunahmen der Bodenkontamination in dieser Größenordnung sind zumindest zu untersuchen. Mögliche Ursachen der hohen ^{137}Cs -Frachten im Klärschlamm könnten der Radiocäsiumeintrag aus Gebieten hoher Kontamination über Oberflächenwässer in die Kläranlagen und die Aufkonzentration von ^{137}Cs im Klärschlamm sein. Unwahrscheinlich sind signifikante Beiträge durch Abwässer aus Industrie und Haushalt.

Um einerseits prinzipielle Zusammenhänge und Transfermechanismen zwischen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen zu untersuchen und andererseits die ^{137}Cs -Austragsmenge über Oberflächenwässer aus einem definierten Gebiet quantifizieren zu können, wurde auf Initiative des Umweltbundesamtes hin folgende Institutionen zu einem Arbeitskreis zusammengeschlossen: Amt der Oberösterreichischen Landesregierung / UA. Lärm- und Strahlenschutz, BA für Lebensmitteluntersuchung und -forschung Wien / Abt. Strahlenschutz, BA für Lebensmitteluntersuchung Linz / Abt. Strahlenschutz, Bundesforschungs- und Prüfzentrum Arsenal / Geotechnisches Institut, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf Ges.m.b.H / Bereich Lebenswissenschaften, Umweltbundesamt, Universität Salzburg / Institut für Biophysik. Zur Klärung der Fragestellung wurde in einem radioökologisch gut untersuchten Modellökosystem (Weinsberger Wald, Projektteil A) die Bodenkontamination dem jährlichen Austrag über Oberflächengewässer gegenübergestellt. In einer Fallstudie wurden ähnliche Zusammenhänge im größeren Maßstab für das Einzugsgebiet der Traun untersucht (Projektteil B). Darin enthalten ist auch die systematische Untersuchung einiger oberösterreichischer Kläranlagen (Lambach, Mattig-Hainbach, Asten/Linz) bezüglich der Anreicherung von ^{137}Cs (Projektteil C) im Klärschlamm.

Mit dem Projektteil D des vorliegenden Projekts soll eine aktuelle wissenschaftliche Grundlage für die radioökologische Bewertung (Umwelt- und Gesundheitsrelevanz, Erhaltung des landwirtschaftlich nutzbaren Bodens) der radioaktiven Kontamination von österreichischen Klärschlämmen und anderen biogenen Prozeßrückständen gebildet werden. Darauf aufbauend kann eine Methode für die Festlegung von etwaigen Richt- oder Grenzwerten für die Radioaktivität von Klärschlamm und anderen biogenen Prozeßrückständen (Asche, Kompost) erarbeitet werden. Darüberhinaus soll ein Überblick über die seit 1986 erhobenen Daten von Radiocäsiumanalysen österreichischer Klärschlämme gegeben werden. Eine umfassende Literaturrecherche nimmt auch auf Ergebnisse aus dem Ausland Bezug und soll somit eine breite Basis zur Diskussion der vorliegenden Fragestellung bieten.

A WEINSBERGER WALD

A.1 EINLEITUNG UND GEBIETSBESCHREIBUNG

Seit der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl wird der Weinsberger Wald intensiv radioökologisch untersucht. Das vorliegende Datenmaterial umfaßt eine Beschreibung der Flächenkontamination des Untersuchungsgebietes und gibt Aufschluß über das mittelfristige Verhalten von Radiocäsium innerhalb des Waldbodens sowie dem Nahrungsketten - Transfer in die Vegetation und in herbivore Wildtiere der Region Saggraben - Hummelberg. Über den Austrag der Tschernobyl - Kontamination durch Bodenauswaschung bzw. Erosion in die Oberflächengewässer des Einzugsgebietes liegen bisher allerdings kaum quantitative Informationen vor. Die Ausweitung der laufenden und für die nächsten Jahre geplanten ökologischen Untersuchungen auf das Kompartiment Wasser ermöglicht die Erstellung einer Bilanz des Radiocäsiuminventares.

Das Ziel der Arbeit ist es daher, eine Bewertung der Daten in Hinsicht auf die Aufenthaltsdauer des nach dem Reaktorunfall deponierten Cäsiums im Einzugsgebiet des Prinzbaches vorzunehmen.

Das Untersuchungsgebiet "Weinsberger Wald" ist das hydrologische Einzugsgebiet des Prinzbaches bis zum Trafohaus kurz vor dem Ort Saggraben, siehe Abb. A.1.1. Die Fläche des Gebietes beträgt ca. 9.2 km².

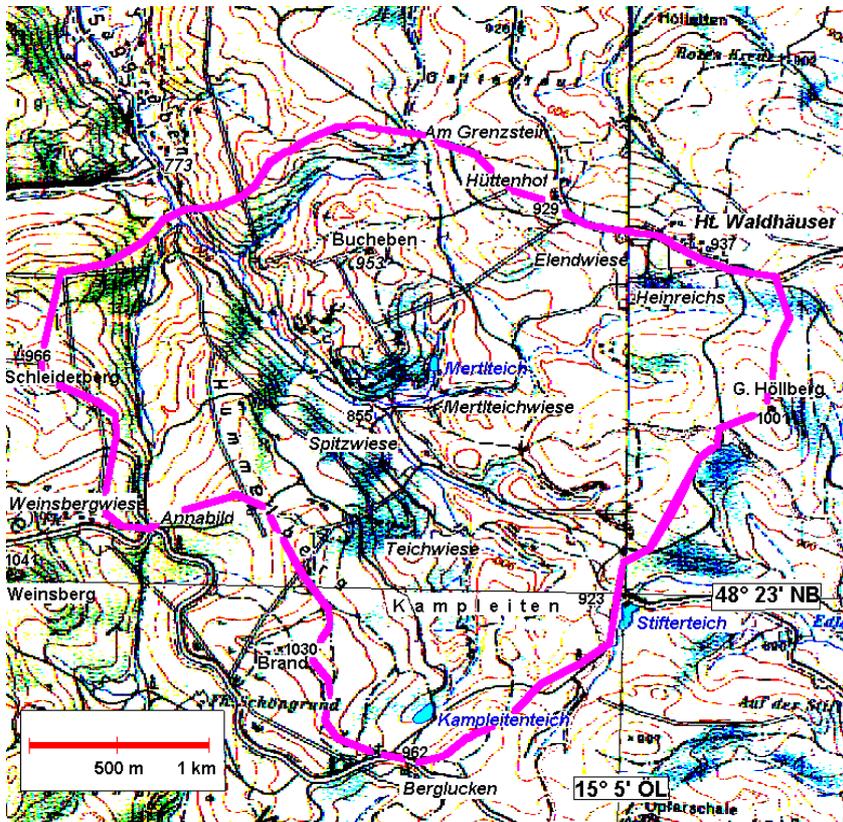


Abb. A.1.1: Wassereinzugsgebiet des Prinzbaches im Untersuchungsgebiet Weinsberger Wald (Quelle: ÖK50 Nr. 35, Königswiesen)

A.2 BODENKONTAMINATION DES WEINSBERGER WALDES

A.2.1 Material und Methoden

A.2.1.1 Festlegung der Probenahmestellen

Im Untersuchungsgebiet wurden 5 Untergebiete (bezeichnet mit 1 bis 5) entsprechend den Einzugsgebieten der Zuflüsse des Prinzbaches (kleine Bäche) ausgewählt. Die Untergebiete bedecken das Gesamtgebiet nicht vollständig (siehe Abb. A.2.1.1). Die Motivation dieser Aufteilung besteht darin, daß man über die Betrachtung des Gesamtgebietes hinausgehend auch eine Aussage über die Schwankungsbreite der Austragsraten innerhalb der Teilgebiete gewinnen kann (siehe Abschnitt A.1.1). Tabelle A.1.1 faßt die Größen der Untergebiete und die Länge der darin verlaufenden Bäche zusammen. Die Bachlängen sind nicht exakt vermessen, sondern anhand von Kartenmaterial (ÖK50) abgeschätzt.

Tab. A.2.1.1 Größe der Teilflächen im Untersuchungsgebiet Weinsberger Wald

Gebiet	Fläche ca. (km ²)	Bachlänge ca. (km)
1	1.18	1.6
2	0.71	1.4
3	2.99	3.2
4	0.28	0.6
5	2.31	2.5
Rest	1.49	2.5
gesamt	9.22	11

Anders als die Gebiete 1 bis 5 stellt das Gebiet "Rest" kein separates Entwässerungsgebiet eines Baches dar: in diese Fläche fließen auch Bäche hinein, und nicht nur heraus. Die Differenz gesamt - Teilgebiete entspricht dem Resultat von Ungenauigkeiten, die aus der Endlichkeit des Rasters entstehen, das zur Interpolation der Daten angelegt wird.

Im Rahmen dieses Projektes wurden im Untersuchungsgebiet 185 Bodenproben genommen. Die Proben sind Mischproben aus je 5 Kernen á 28.75 cm² Querschnitt, Tiefe

der Einstiche ca. 15 cm. Die 5 Kerne sind jeweils etwa an den Eckpunkten und in der Mitte eines Quadrats von 10 m Seitenlänge entnommen worden.

Die Proben wurden an den Gitterpunkten eines regelmäßigen, quadratischen N-S / W-O ausgerichteten Netzes mit Maschenweite 250 m entnommen. Abgesehen von kleineren Abweichungen ist dies weitgehend gelungen (siehe Abb. A.2.1.1). Die in Abb. A.2.1.1 definierten Koordinaten sind mit den üblichen (geographische, Bundesmeldenetz (BMN), Lambert) nicht durch einfache Beziehungen verbunden. Als Fixpunkt der Koordinaten wurde der Punkt Test2 (x=50, y=60) gewählt (definiert durch einen Grenzstein) mit den BMN-Koordinaten R = 655320 (M34), H = 361800. Die entsprechenden Lambertkoordinaten sind 527446 / 500093.

Die Anzahl der Proben wurde so gewählt, daß das Konfidenzintervall (CL; p = 0.05 beidseitig) des Mittelwertes der Ergebnisse der Flächenkontamination (kBq m⁻²) von ¹³⁷Cs in jedem Untergebiete (mittlere Größe 1 km²) höchstens ± 25% des arithmetischen Mittels (AM) beträgt. Dabei wurde gemäß UBA (1994 und 1996) die Beziehung verwendet:

$$CL = 1.96 \sqrt{\frac{CV_{ges}^2 - CV_{proc}^2}{n} + CV_{proc}^2}$$

mit CV_{ges} = Verfahrensstandardabweichung; CV_{proc} = prozeßbedingter Anteil (Probenahme, -aufbereitung, -messung), n = Anzahl der Proben. Aus früheren Erfahrungen wurde $CV_{ges} = 35 - 40\%$ auf

Flächen von 1 km² und $CV_{proc} = 10\%$ geschätzt. Daraus ergeben sich rund 21 Proben pro km². Diese Schätzung wurde als konservativ angenommen.

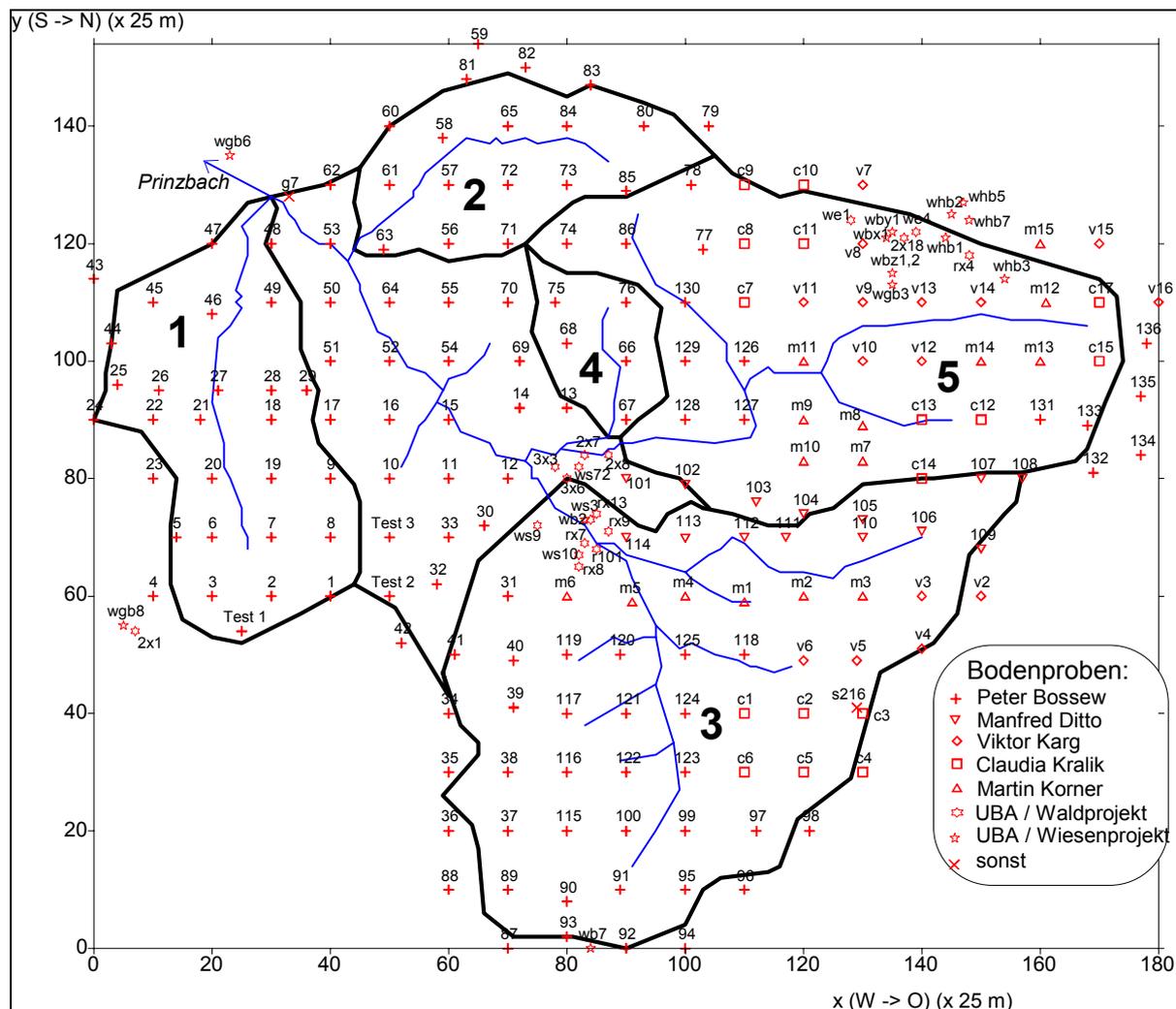


Abb. A.2.1.1: Lage der Bodenprobenahmepunkte im Einzugsgebiet des Prinzbaches (Weinsberger W.)

A.2.1.2 Gammaspektrometrie

Ein Teil der Bodenproben wurde von der BALUF, ein Teil vom Ökologieinstitut aufbereitet und gemessen. Die Details der gammasspektrometrischen Messung und Auswertung sind im Anhang (Anh. A.2.1.2) zu finden.

A.2.1.3 Berechnungen

Auftrennung von ¹³⁷Cs aus dem Bomben-Fallout und dem Tschernobyl-Fallout

Die Aktivitätskonzentration von ¹³⁷Cs aus dem Bomben-Fallout wurde anhand der ¹³⁴Cs - Meßwerte und dem bekannten 137 : 134 Nuklidverhältnis im Tschernobyl-Fallout bestimmt:

$$A(^{137}\text{Cs}/B) = A(^{137}\text{Cs}) - Q \cdot A(^{134}\text{Cs})$$

Für die Messungen des Ökologieinstitutes (Summenkorrektur für ¹³⁴Cs durchgeführt) wurde $Q = 1.764$ (Bezugsdatum 1.5.1986) gesetzt, für die der BALUF (ohne Summenkorrektur) $Q = 1.835$. Der letzte Wert wurde bestimmt, indem der Summenfehler für die verwendete Marinelligeometrie als ca. 1.040 geschätzt wurde (UBA, 1996).

A.2.2 Ergebnisse und Diskussion

A.2.2.1 Mittlere ^{137}Cs Flächenkontamination des Weinsberger Waldes

In Tabelle A.2.2.1 sind die Ergebnisse der gammaspektrometrischen Messungen zusammengestellt. In der Spalte " ^{137}Cs , kBq/m², alle" sind außerdem die Ergebnisse früherer Bodenmessungen im Untersuchungsgebiet (33 Werte) einbezogen (UBA-WALD; UBA, 1996). Wie an den fast identen Mittelwerten zu erkennen ist, liegen die Ergebnisse der früheren und der neueren Messungen in der gleichen Größenordnung.

Tab. A.2.2.1: Meßergebnisse der Bodenproben aus dem Gebiet Weinsberger Wald:

Bezugsdatum der Werte: 1.5.1986; $^{137}\text{Cs}/\text{B}$ = Bomben- ^{137}Cs ; AM = arithmetisches Mittel, SD = Standardabweichung, CV = Variationskoeffizient, Med = Median

	^{137}Cs Bq/kg	^{137}Cs kBq/m ²	^{137}Cs kBq/m ² alle	^{134}Cs Bq/kg	$^{137}\text{Cs}/\text{B}$ Bq/kg	$^{137}\text{Cs}/\text{B}$ kBq/m ² alle	^{40}K Bq/kg	^{226}Ra Bq/kg	^{228}Ra Bq/kg	^{234}Th Bq/kg
n	185	185	218	185	185	211	185	132	132	132
AM	585.0	54.04	53.25	296.6	62.8	5.50	777.7	30.6	69.2	55.6
SD	208.1	14.79	14.47	113.0	49.0	4.39	167.0	7.8	15.8	16.6
CV%	36	27	27	38	78	80	21	26	23	30
Med	557.1	53.53	52.23	283.2	59.1	5.06	803.2	30.8	69.3	54.2
Min	123.8	17.87	17.87	41.5	0	0	26.7	6.5	6.3	18.4
Max	1422.0	103.86	103.86	779.7	295.2	22.70	1115.0	57.4	110.2	103.9

Mit ca. 53 kBq/m² liegt die ^{137}Cs -Kontamination des Untersuchungsgebietes deutlich über dem österreichischen Mittelwert von 21 kBq/m² (UBA, 1996). Der Variationskoeffizient CV = 27% liegt im Rahmen des Wertes, der für Wiesenflächen für ein Gebiet dieser Größe zu erwarten ist (UBA, 1994), aber eher unter der erwarteten Variation in einem orographisch stark gegliederten Waldgebiet. Der hier als SD/AM berechnete Variationskoeffizient CV entspricht der gesamten prozentuellen Verfahrensstandardabweichung (CV_{ges}).

Werte von Bombencäsium ($^{137}\text{Cs}/\text{B}$) die rechnerisch < 0 waren, wurden gleich null gesetzt und in die Mittelwertberechnung miteinbezogen. Die ermittelte Flächenkontamination von 5.5 kBq/m² liegt über dem österreichweiten Durchschnitt von 2.3 kBq m⁻² (UBA 1996), beim Vergleich ist allerdings die hohe Schwankungsbreite der Werte (Variationskoeffizient: 80%) zu berücksichtigen. Der Mittelwert der ^{137}Cs -Flächenkontamination der 33 schon vorher existierenden Messungen war 48.82 kBq/m². Der Unterschied zum AM der 185 neuen Werte (54.04 kBq/m²) ist statistisch nicht signifikant (t-Test; p = 0.054).

Tab. A.2.2.2: ^{137}Cs -Inventar und Flächenkontaminationswerte in den Teilflächen des Weinsberger Waldes (Bezugsdatum 1.5.1986)

Gebiet	Inventar ^{137}Cs (GBq)	mittlere ^{137}Cs - Deposition (kBq/m ²)
1	74	62.5
2	51	71.3
3	159	53.4
4	17	60.2
5	110	47.5
Rest	98	65.9
gesamt	510	55.3

Die Daten für ^{137}Cs können gut sowohl als normalverteilt ($\mu = 53.32$, $\sigma = 14.50$) als auch lognormalverteilt ($\mu = 53.43$, $\sigma = 15.57$) beschrieben werden. In beiden Fällen sind die Chi²- und Kolmogoroff-Smirnow-Tests signifikant. Abb. A.2.2.1 zeigt die Häufigkeitsverteilung der ^{137}Cs (kBq/m²) Werte und die angepaßte Lognormalverteilung.

Tabelle A.2.2.2. zeigt die Aktivitäten (Gesamtinventar) und Aktivitätskonzentrationen (Flächenkontamination) von ^{137}Cs in den einzelnen Teilgebieten 1 - 5 und Rest. Zur Berechnung wurden aus den Meßwerten die interpolierten (kriging) Werte an den Gitter-

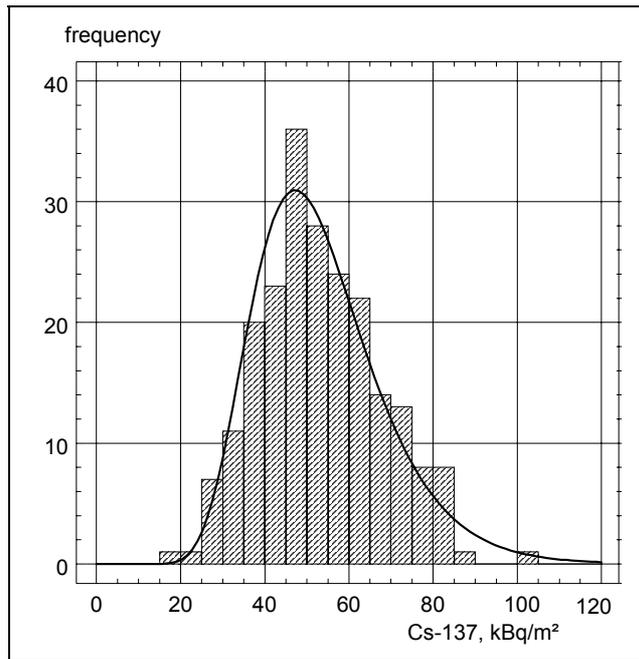


Abb. A.2.2.1: Häufigkeitsverteilung der ¹³⁷Cs-Bodenkontaminationswerte im Weinsberger Wald

punkten eines Netzes mit 25 m Linienabstand berechnet und daraus mittels numerischer Integration die Gesamtaktivitäten und die Gebietsflächen bestimmt (SurferSoftware). Die Werte der mittleren Aktivitätskonzentration sind aus Aktivität : Fläche (Tabelle A.1.1) berechnet. Die mittlere Aktivitätskonzentration des Gesamtgebiets ist nicht als arithmetischer Mittelwert der Werte der Teilgebiete, sondern aus allen Einzeldaten für das Inventar des Gesamtgebiets und der Gesamtfläche, analog den Teilgebieten, berechnet. Die hier berechnete mittlere Flächendeposition (55.3 kBq/m²) stimmt mit dem Mittelwert der Meßwerte (53.25 kBq/m²) nicht überein, weil letzterer aus nicht homogen verteilten Meßpunkten berechnet wurde. Die Unterschiede der Kontaminationswerte der einzelnen gemäß Abb. A.2.1.1 definierten Gebiete sind beträchtlich; sie schwanken zwischen 47.5 und 71.3 kBq/m².

A.2.2.2 Räumliche Darstellung der ¹³⁷Cs Flächenkontamination

Unter Verwendung der 218 Einzelwerte über die ¹³⁷Cs-Flächenkontamination des Untersuchungsgebietes wurde durch räumliche Interpolation eine Kontaminationskarte erstellt. Abb. A.2.3.1 (siehe Farbblatt) zeigt die räumliche Verteilung von ¹³⁷Cs (kBq/m²) im Untersuchungsgebiet. Die Interpolation erfolgte mit Surfer Software. Gitterkonstante = 100 m.

Die Flächenbelegung schwankt zwischen 20 und mehr als 100kBq/m². Im Westen des Untersuchungsgebietes ist die Belastung offensichtlich besonders hoch. Dagegen sind im östlichen Bereich weite Flächen mit einer ¹³⁷Cs-Flächenkontamination von weniger als 50 kBq/m² ausgewiesen.

A.2.2.3 Andere statistische / geostatistische Betrachtungen

Prozeßstandardabweichung: Bei der Beurteilung der Standardabweichung (SD) bzw. des Variationskoeffizienten ($CV = \text{Standardabweichung} / \text{Mittelwert}$) der Meßergebnisse ist zu berücksichtigen, daß zur SD neben der räumlichen Variabilität der Deposition auch Fehler beitragen, die aus Ungenauigkeiten bei der Aufbereitung und Messung der Proben stammen.

Die **Verfahrensstandardabweichung** (CV_{ges}) der Proben beträgt für ¹³⁷Cs 27%. Der prozeßbedingte Anteil der Variabilität ist gemäß Anhang A.2.4 $CV_{\text{proc}} = 5 - 7 \%$ (rechnerische Ableitung siehe dort). Der räumliche Anteil der CV_{ges} ist daher ungefähr $CV_{\text{spat}} = \sqrt{CV_{\text{ges}}^2 - CV_{\text{proc}}^2} = 26 \%$.

Die räumliche Variabilität kann mit verschiedenen Methoden wie **Semivarianz-** und **Fraktalanalyse** weiter untersucht werden.

Bereiche extremer Deposition (Depositionsmaxima) können bei der Untersuchung eines Gebietes mittels eines Rasters von Meßpunkten aus zwei Gründen übersehen werden:

1. Das Meßraster ist inhomogen, d. h. es weist Lücken auf, in denen "seltene" Zonen extremer Deposition liegen, deren lineare Ausdehnung zwar über der mittleren Maschenweite liegt, die aber in den Lücken verloren gehen;
2. Die lineare Ausdehnung von Zonen mit extremen Depositionswerten ist so klein, daß diese mit hoher Wahrscheinlichkeit zwischen den Gitterpunkten liegen.

(1) wird im Anhang Abschnitt Anh.A.2.5.2 diskutiert, (2) in Abschnitt Anh.A.2.5.3.

Semivarianzanalyse: Mit dem Semivariogramm wird die Abhängigkeit der Varianz $\gamma(h)$ von Meßwerten von der Entfernung der dazugehörigen Meßpunkte (h) untersucht. Die zugrundeliegende Idee besteht in der Annahme, daß räumliche Variablen, wie hier die Depositionsdichten von ^{137}Cs als Funktion des Meßortes keine unabhängigen Größen sind: Es ist anzunehmen, daß in den meisten Fällen Meßwerte der Deposition bei nahe beisammen liegenden Meßpunkten einander ähnlicher sind als bei entfernt liegenden. Die Semivarianz $\gamma(h)$ ist daher ein Maß für die Korrelation von Meßwerten für Punkte mit der Entfernung h .

Die Details der Analyse sind im Anhang Anh.A.2.5.1 zu finden. Die Ergebnisse lauten zusammengefaßt:

- Die normierte Größe $(\sqrt{\gamma(h)})/AM$ liegt zwischen etwa 20-25% für nahe beinanderliegende Punkte (kleine h) und 33-37% für entfernt liegende Punkte. Diese Werte sind mit dem mittleren Variationskoeffizienten $CV_{\text{ges}} = 27\%$ zu vergleichen. Es zeigt sich daraus, daß nahe Punkte, wie zu erwarten, tatsächlich stärker korreliert sind als entfernte.
- Wenn man die Funktion $\gamma(h)$ gegen $h = 0$ extrapoliert, erhält man einen Wert der normierten Größe von etwa 20%. Dieser sogenannte Nuggeteffekt ist u. a. auf den Prozeßanteil der Standardabweichung sowie auf die räumliche Variabilität der Deposition im "Mikrobereich" zurückzuführen, d. i. die nächste Umgebung der Meßpunkte, die durch die Wahl der Abstände zwischen den Punkten (hier: 250 m) nicht erfaßt werden kann.
- Für große Abstände h erhält man einen in etwa konstanten Wert der normierten Semivarianz von über 30% ("Silleffekt", "Sättigungswert"). Dieser Wert wird für Abstände h zwischen den Punkten ab ca. 3 km erreicht. Dies ist so zu interpretieren, daß ab etwa dieser Entfernung die Depositionshöhen nicht mehr korreliert, d. h. statistisch unabhängig sind.

Multifraktalanalyse: Netze punktueller Meßwerte von ^{137}Cs -Depositionen können wie solche anderer geochemischer Parameter als multifraktale Gebilde beschrieben werden (RAES et al., 1991; SALVADORI et al., 1995). Ein Punktnetz heißt fraktal mit Dimension D , wenn

$$\langle n(L) \rangle \sim L^D,$$

wobei $n(L)$ die Anzahl der Punkte des Netzes ist, die innerhalb der Entfernung L um einen Punkt liegen, $\langle n(L) \rangle$ entspricht dem Mittelwert dieser Anzahl über alle Punkte. Ein ebenes 2-dimensionales, quadratisches Gitter

hat demnach die Fraktaldimension 2. Je inhomogener und je clusterartiger ein Netz ist, umso niedriger seine Fraktaldimension. Empirisch kann die Dimension (D) eines Netzes als Regressionskonstante von $\log \langle n(L) \rangle$ gegen $\log L$ bestimmt werden. Abgesehen vom gesamten Netz (= Meßpunkte) können auch Teilnetze fraktal sein, definiert als die Netze der Punkte, für die der Meßwert größer als ein vorgegebener Schwellenwert C ist. Die Dimension des Subnetzes, $D(C)$, muß klarerweise nicht mit $D \equiv D(C=0)$ übereinstimmen. Ein Netz, daß in verschiedenen Ebenen C fraktal ist, heißt multifraktal. Die Durchführung der Rechnung und die detaillierten Ergebnisse sind im Anhang Anh.A.2.5.2 zu finden.

Zusammengefaßt lautet das Ergebnis, daß die Fraktaldimensionen zwischen $D = 2.2$ für das gesamte Meßnetz und 1.5 für den Schwellenwert $C = 80 \text{ kBq/m}^2$ liegen. Dieses Ergebnis ist nicht überraschend, da das Meßnetz zwar "überkomplett" ist (weitgehend homogen quadratisch mit Zwischengitterpunkten), weshalb eine hohe Fraktaldimension für das Gesamtnetz

zu erwarten wäre, andererseits die Punkte mit hoher Bodenbelastung nicht homogen verteilt sind, daher die niedrigere Dimension.

Lineare Ausdehnung von Extrema: Extrema können bei einer Meßkampagne "übersehen" werden, wenn ihre lineare Ausdehnung so klein ist, daß sie zwischen Gitterpunkten liegen. Damit umgekehrt kleinräumige Depositionsmaxima nicht mit großer Wahrscheinlichkeit übersehen werden, weil das Meßnetz zu grob ist, müssen sie eine bestimmte lineare Ausdehnung haben. Es soll versucht werden, die Wahrscheinlichkeit für die Entdeckung eines Maximums zu schätzen. Die Details der Analyse sind im Anhang zu finden. Die Ergebnisse lauten zusammengefaßt:

- Die mittlere Fläche eines Maximums mit $C > 80 \text{ kBq/m}^2$ beträgt etwa 8270 m^2 , mit $C > 100 \text{ kBq/m}^2$ etwa 440 m^2 , die eines Maximums $C > 150 \text{ kBq/m}^2$: 2 m^2 und die eines hypothetischen Maximums $C > 200 \text{ kBq/m}^2$: 0.05 m^2 .
- Gebiete mit einer mittleren Depositionsdichte C von ¹³⁷Cs von etwa 70 kBq/m^2 werden sicher erkannt (d.h. Entdeckungswahrscheinlichkeit = 1). Dagegen fällt für $C = 89 \text{ kBq/m}^2$ die Wahrscheinlichkeit unter 0.05, ein Maximum von über 89 kBq/m^2 wurde also infolge der Maschenweite des Meßnetzes mit über 95 % Wahrscheinlichkeit übersehen. (Tatsächlich wurde ein Meßwert 103 kBq/m^2 gefunden, der nächstkleinere ist 86 kBq/m^2 .)

A.3 WASSER

A.3.1 Material und Methoden

A.3.1.1 Probenahme und -aufbereitung

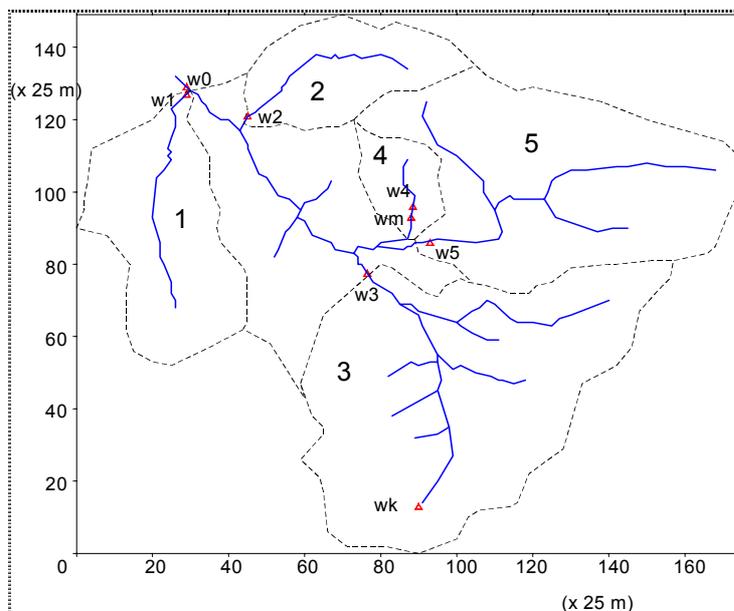


Abb. A.3.2.1: Übersicht über die Entnahmestellen von Wasserproben im Weinsberger Wald

An 6 Stellen wurden Wasserproben aus Bächen genommen, an 2 Stellen aus Teichen. Die Bäche wurden dort beprobt, wo sie die Teilgebiete 1 bis 5 verlassen (entsprechend den Orten w1 bis w5), sowie beim Prinzbach an der Stelle, wo er das gesamte Untersuchungsgebiet verläßt (w0). Die beiden Teiche Mertlteich (wm) und Kamplenteich (wk) wurden ebenfalls beprobt. Die Lage der Probenahmepunkte ist aus Abb. A.3.2.1 ersichtlich.

Um die saisonalen Schwankungen der ¹³⁷Cs Konzentration im Wasser der einzelnen Bäche zu erfassen, wurden wiederholt (alle ein bis zwei Monate) an allen 8 Stellen Proben von ca. 25 l (in Plastikkanistern) gezogen.

A.3.1.2 Gammaskpektrometrie

Die Aufbereitung der Wasserproben sowie die gammaskpektrometrische Untersuchung erfolgt in der BALUF Wien.

Nach Bestimmung der Probenmenge bleiben die Plastikkanister mit den Wasserproben mindestens eine Woche stehen, sodaß sich Schwebstoffe absetzen können. Danach wird der Überstand großteils vorsichtig abgesaugt. Der Rest wird in ein Absetzgefäß transferiert, darin sedimentieren vorhandene Schwebstoffe (bei 4-7 °C im Kühlschrank) neuerlich ab. Der Überstand wird mit der Hauptmenge des Wassers vereinigt und mittels Oberflächenverdampfer in einer großen Quarzgutschale eingedampft.

Das im Absetzgefäß verbleibende Sediment wird zweimal mit wenig Aqua dest. gewaschen (Abtrennung durch Zentrifugieren) und bei 105° getrocknet. Der Eindampfrückstand und das abgetrennte Sediment werden separat gammaskpektrometrisch untersucht.

Zur Gammaskpektrometrie siehe Abschnitt Anhang Anh.A.2.1.2.

A.3.1.3 Bestimmung der Wasserabflußmenge aus Kleineinzugsgebieten

Zur Berechnung des Austrages von ^{137}Cs aus den einzelnen Teilgebieten ist neben der Messung der ^{137}Cs -Konzentration im Bachwasser die Bestimmung der Wasser-Abflußmenge der Gerinne notwendig. Zur Ermittlung der aktuellen Abflußrate in den einzelnen Zubringern des Prinzaches wurden verschiedene Methoden angewendet.

a) Abflußmessungen im Gelände

- Bestimmung des Abflußmenge mittels Salz-Tracer-Methode

Das Prinzip dieser Methode besteht in der Veränderung der elektrischen Leitfähigkeit des Bachwassers durch Zugabe von Kochsalz. Am UBA steht hierfür ein Gerät bestehend aus einer Meßsonde und einem freilandtauglichen Laptop für die Aufzeichnung und Auswertung der Meßdaten zur Verfügung. Vor Beginn der Messung wird eine Eichkurve unter Verwendung des unveränderten Bachwassers (Ausgangswert) und schrittweiser Zugabe einer Eichlösung (Kochsalzlösung) mit mindestens 4 Meßpunkten ermittelt. Für die eigentliche Abflußbestimmung wird zuerst die Meßsonde zur Temperaturanpassung in den Hauptstrich-Bereich des Baches gelegt. Anschließend wird eine bekannte Menge Kochsalz (in Abhängigkeit der Größe des Gerinnes zwischen 200 und 1000 g) in einigen Litern Wasser aufgelöst, und verlustfrei in definiertem Abstand von der Meßsonde (40-100 m) in den Bach geschüttet. Die gleichzeitig gestartete Messung ermittelt nun alle 10 Sekunden die aktuelle Leitfähigkeit des Bachwassers ($\mu\text{Sv/cm}$), sobald das Kochsalz mit dem fließenden Wasser in den Bereich der Meßsonde gelangt, steigen die Werte sprunghaft an, und klingen proportional mit der abtransportierten Wassermenge wieder ab. Die Messung ist abgeschlossen, sobald die elektrische Leitfähigkeit wieder den Ausgangswert (vor Salzzugabe) erreicht hat. Neben der Fließgeschwindigkeit bestimmt die Auswerte-Software aus der Form der Abkling-Kurve das pro Zeiteinheit bewegte Wasservolumen, der Ausgabewert (Liter pro Sekunde) entspricht daher dem Abfluß.

- Meßwehr

Für kleine Abflüsse kann die Methode des Meßwehrs verwendet werden. Im Rahmen dieses Projekts wurde sie am Punkt w4 durchgeführt. Bei dieser Art der Abflußbestimmung wird ein kleines Wassergerinne an einer engen Stelle soweit abgedichtet (durch Errichtung eines wasserdichten Dammes), daß das während einer definierten Zeitspanne (Messung mit der Stoppuhr) durchfließende Wasser in einem Meßgefäß, im konkreten Fall einem Plastikkübel (10 l), aufgefangen werden kann.

b) Rechnerische Bestimmung des mittleren Abflusses

Da die Messungen im Gelände jeweils nur Momentaufnahmen darstellen, wird zusätzlich versucht, rechnerisch eine gute Abschätzung für die jährliche Abflußspende zu erhalten.

Theoretische Überlegungen: Es ist zu erwarten, daß die Abflußspende M_q (l/s.km²; langjähriges Mittel) und die Niederschlagsmenge N in einem Gebiet (mm; langjähriges Mittel) zusammenhängen.

Aus der Literatur werden für diese Berechnung kleine Einzugsgebiete am Beginn von Flüssen gewählt, in denen man den Niederschlag als über die Fläche ungefähr konstant annehmen kann, und in denen sich eine Niederschlagsmeßstelle befindet. Diese Annahmen werden durch eine lineare Regressionsanalyse überprüft.

Zusätzlich wurde eine Anfrage an den Hydrographischen Dienst Niederösterreich gestellt. Die Abteilung Hydrologie WA5 des Amtes der NÖ. Landesregierung schätzt die Mittelwasserdurchflüsse (Liter pro Sekunde) anhand der Einzugsgebietsgröße unter Berücksichtigung der durchschnittlichen Jahresniederschläge im Vergleich mit benachbarten Pegelstationen ab.

A.3.1.4 Huminstoffextraktion

Die Oberflächenwässer aus kleinen Wasserläufen des Weinsberger Waldes zeichnen sich durch eine starke Braunfärbung aus. Da das Wasser aber sehr klar ist und durch Filtrierung bzw. Sedimentation nur extrem geringe Mengen an partikulären Schwebstoffen abgetrennt werden können, muß die Färbung durch im Wasser gelöste Stoffe verursacht sein. Neben gelösten Eisenverbindungen kommen als Farbstoffe vor allem gelb bis braun gefärbte organische Moleküle wie Fulvo- und Huminsäuren in Betracht.

Das braune Eisencarbonat (FeCO_3) ist wasserlöslich, da der Weinsberger Granit, der das Gebiet geologisch aufbaut aber carbonatfrei ist, kann man die Entstehung dieser Verbindung in größeren Mengen ausschließen. Gefärbte Eisenoxide (FeO und Fe_3O_4 bzw. FeOFe_2O_3) sind wasserunlöslich. Das rotbraune Eisen(III)hydroxid ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) fällt oft als Eisenverbindung in natürlichen Gewässern aus, es kann in saurem Milieu in gelöster Form vorliegen (STREIT 1992).

Theorie: Polyvinylpyrrolidon in wasserunlöslicher Form (hochmolekular, vernetzt) kann phenolische Gruppen binden und damit aus der flüssigen Phase entfernen. Humin- und Fulvosäuren zeichnen sich durch das Vorhandensein zahlreicher phenolischer Gruppen aus, diese Verbindungen sollten also an der Festphase fixiert werden. Durch photometrische Messung der Färbung vor und nach Zusatz von Polyclar AT kann überprüft werden, ob die Abtrennung der gefärbten Huminsäuren quantitativ erfolgt, bzw. ob vorhandene Eisenoxide, die in der flüssigen Phase verbleiben, für die Färbung verantwortlich sind.

Versuch 1: eingesetzte Menge: 100 ml Wasserprobe (Bach-Wasser); 10 mg Polyclar AT

1. Filtrieren der Wasserprobe durch Schwarzbandfilter. Im Wasser enthaltene Schwebstoffe (organische Partikel, größere mineralische Partikel) werden abgetrennt.
2. Messung der Extinktion im Photometer bei 400 und 600 nm
3. 100 ml Wasser werden in einem Becherglas mit 10 ml Polyclar versetzt und über Nacht geschüttelt. Die Probe steht dabei im Dunkeln, um Algenwachstum (Trübung) zu verhindern.
4. Abfiltrieren des Ansatzes (bzw. Zentrifugieren).
5. Messung des Überstandes im Photometer 400 und 600 nm
6. Falls die Probe noch meßbar verfärbt ist, erneuter Zusatz von 10 mg Polyclar AT, 6 Stunden schütteln, abfiltrieren des Bindungsmediums, Messung des Filtrates im Photometer.

7. bei verbleibender meßbarer Färbung: chemische Fällung des Eisenhydroxids (Anheben des pH-Wertes auf 10 durch Zugabe von NaOH), Messung im Photometer.
8. Gammaskopimetrische Messung der Feststoffe (BALUF)

Versuch 2: Extraktion von Bachwasser mit PVP gepackter Säule

Eine Glassäule wurde mit Filter und einer 0.5 cm Quarzsandschicht unten abgeschlossen. 3 g PVP (Polyclar AT) wurden in Aqua dest. aufgeschlämmt, nach einer Absetzzeit von ca. 5 min wurde der trübe Überstand dekantiert und noch 2x mit dest. Wasser nachgewaschen. Dann wurde das PVP in die Säule transferiert (Höhe der aktiven Säule: 3 cm, Durchmesser 27 mm, Volumen = 17 ml), und mit einer Quarzsandschicht oben abgeschlossen. Die Säule wurde mehrmals mit 0.5 n Säure gewaschen, und abschließend 3 Säulenvolumina 0.5 N H₂SO₄ zur Konditionierung der Säule aufgebracht.

Anschließend wurde das filtrierte Bachwasser (Blaubandfilter) in 10 ml Portionen aufgebracht; die Durchflußmenge in der Säule beträgt ca. 40 Tropfen / min. Die ersten 10 ml wurden verworfen, danach wurde das Eluat gesammelt und im Photometer gemessen.

Versuch 3: Um das über die Säule geleitete Volumen zu verringern, wurden 19.842 l gefiltriertes Bachwasser mittels Rotavapor auf 250 ml einrotiert (Wasserbadtemperatur: 80°C). In der einrotierten Flüssigkeit sind geringe Mengen trüber Ausfällungen sichtbar.

Zur Abtrennung der Huminstoffe wurde eine PVP-Säule wie oben beschrieben hergestellt (aktives Volumen: 72 ml, DM: 49 mm, Höhe 38 mm), nach wiederholtem Spülen der Säule mit 0.5 N H₂SO₄ und 0.5 N NaOH wurde mit 150 ml H₂SO₄ (pH 1) konditioniert. Es wurden 100 ml einrotiertes Bachwasser (entsprechend urspr. 7.947 l) verwirbelungsfrei aufgebracht.

Die ersten 72 ml des Eluats (vor Auftragen der Probe in der Säule befindliche Waschsäure) wurden verworfen. Das darauf folgende Eluat wurde in 2.5 ml Küvetten aufgefangen und bei 400 und 600 nm photometrisch gemessen. Nachdem der Flüssigkeitsstand in der Säule das Niveau des PVP-Gels erreicht hatte, wurde mit 100 ml 0.5 N H₂SO₄ nachgewaschen.

A.3.2 Ergebnisse und Diskussion - Wasserproben

A.3.2.1 ¹³⁷Cs in Oberflächenwasser und Schwebstoffen der Prinzbach-Zuflüsse

Die Einzelergebnisse aller gammaskopimetrischen Untersuchungen der Wasser- und Schwebstoffproben sind in Tabelle A.3.2.1.1 zu finden. Die Meßfehler der gammaskopimetrischen Bestimmung (1.65 σ) der Wasserprobenlagen bei ca. 10 %.

Tab. A.3.2.1.1: ¹³⁷Cs-Konzentration in Wasserproben aus Zuflüssen des Prinzbaches

23.5.1996						3.7.1996				
Ort	Wasser mBq/l	%	Sediment mBq/l	%	zusammen mBq/l	Wasser mBq/l	%	Sediment mBq/l	%	zusammen mBq/l
w3					16.1	6.76	62	4.24	39	11.0
w4+5						7.95	63	4.58	37	12.5

25.7.1996						10.9.1996				
Ort	Wasser mBq/l	%	Sediment mBq/l	%	zusammen mBq/l	Wasser mBq/l	%	Sediment mBq/l	%	zusammen mBq/l
w0	6.93	89	0.90	11	7.8	4.71	74	1.63	26	6.4
w1	5.69	59	3.88	41	9.6	3.38	52	3.11	48	6.5
w2	7.98	86	1.34	14	9.3	11.9	16	64.3	84	76.2
w3	7.00	48	7.45	52	14.4	7.80	46	9.14	54	16.9
w4	16.4	28	41.1	72	57.4	9.42	29	23.1	71	32.6

	25.7.1996					10.9.1996				
Ort	Wasser mBq/l	%	Sediment mBq/l	%	zusammen mBq/l	Wasser mBq/l	%	Sediment mBq/l	%	zusammen mBq/l
w5	10.3	79	2.78	21	13.1	10.5	89	1.28	11	11.8
wm	9.02	78	2.61	22	11.6	12.4	90	1.33	10	13.7
wk	23.7	94	1.42	6	25.1	25.9	80	6.35	20	32.3

	5.3.1997					10.4.1997				
	Wasser mBq/l	%	Sediment mBq/l	%	zusammen mBq/l	Wasser mBq/l	%	Sediment mBq/l	%	zusammen mBq/l
w0					6.2	6.88	73	2.49	27	9.4
w1					4.2					
w2						6.78	68	3.22	32	10.0
w3					12.3					
w4					5.6	4.6	40	6.88	60	11.5
w5					14.1					
wm					5.0					
wk					36.7	18.9	93	1.52	7	20.4

	6.5.1997					10.6.1997				
	Wasser mBq/l	%	Sediment mBq/l	%	zusammen mBq/l	Wasser mBq/l	%	Sediment mBq/l	%	zusammen mBq/l
w0	6.86	74	2.47	26	9.3	4.54	78	1.30	22	5.8
w1	3.98	62	2.46	38	6.5	4.43	51	4.30	49	8.7
w2	8.53	81	2.05	19	10.6	7.53	77	2.24	23	9.8
w3	7.43	60	4.96	40	12.4	4.59	53	4.13	47	8.7
w4	5.90	58	4.25	42	10.2	4.73	23	15.9	77	20.7
w5					15.8	6.59	53	5.78	47	12.4
wm					7.4	6.06	75	1.98	25	8.0
wk	11.3	78	3.15	22	14.5	15.7	45	19.5	55	35.2

	10.7.1997					24.9.1997				
	Wasser mBq/l	%	Sediment mBq/l	%	zusammen mBq/l	Wasser mBq/l	%	Sediment mBq/l	%	zusammen mBq/l
w0	9.25	73	3.34	27	12.6	3.69	59	2.56	41	6.3
w1	9.32	57	6.98	43	16.3	2.26	43	2.94	57	5.2
w2	8.14	68	3.88	32	12.0	4.98	48	5.40	52	10.4
w3	9.69	65	5.21	35	14.9	4.52	77	1.37	23	5.9
w4	9.77	68	4.65	32	14.4	5.10	46	5.94	54	11.0
w5	13.8	84	2.63	16	16.4	6.91	74	2.39	26	9.3
wm	16.6	85	2.93	15	19.6	8.45	57	6.25	43	14.7
wk						20.6	78	5.68	22	26.2

	15.10.1997					15.10.1997	
	Wasser mBq/l	%	Sediment mBq/l	%	zusammen mBq/l	Brunnenwasser (sedimentfrei, farblos)	
w0	3.89	79	1.05	21	4.9	¹³⁷ Cs	nicht nachweisbar
w1	3.28	55	2.67	45	6.0		
w2	4.58	76	1.45	24	6.0		
w3	4.13	73	1.52	27	5.7		
w4	4.48	57	3.33	43	7.8		
w5	8.31	82	1.88	18	10.2		

Die ^{137}Cs -Konzentrationen in den Wasserproben und dem darin enthaltenen Feststoffanteil werden im Folgenden getrennt besprochen. Im Vergleich mit Werten aus anderen Studien ist die Kontamination des Bachwassers als relativ hoch zu bezeichnen. MILLER et al. (1996) ermittelten in Wasser aus Zubringerflüssen des Luganer-Sees durchschnittlich 4 mBq/l. Auch die im Projektteil B erzielten Ergebnisse für Traunzuflüsse zeigten deutlich niedrigere Cäsiumkonzentrationen. Andererseits enthalten Bachwasserproben des Weinsberger Waldes vergleichsweise geringe Schwebstoffmengen.

Gelöste Phase - ^{137}Cs in Bachwasser

Die Mittelwerte der ^{137}Cs -Konzentrationen in Wasserproben (nach Abtrennung der Schwebstoffe) über den Untersuchungszeitraum sind in Tabelle A.3.2.1.2 zu finden.

Tab. A.3.2.1.2: Mittlere Belastung mit gelöstem ^{137}Cs (mBq/l) in Bach- und Teichwasserproben aus dem Weinsberger Wald (AM: arithmetisches Mittel \pm SD: Standardabweichung)

Probe	AM \pm SD	Median	Probe	AM \pm SD	Median
w0	6.1 \pm 1.9	6.9	w4	8.0 \pm 4.3	5.9
w1	4.8 \pm 2.5	4.2	w5	9.6 \pm 3.0	10.3
w2	8.0 \pm 2.1	8.0	wm	10.5 \pm 4.1	9.0
w3	6.8 \pm 2.0	7.2	wk	19.3 \pm 5.3	19.7

Abbildung. A.3.2.1.1 zeigt die zeitlichen Schwankungen der Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in der gelösten Phase der Wasserproben.

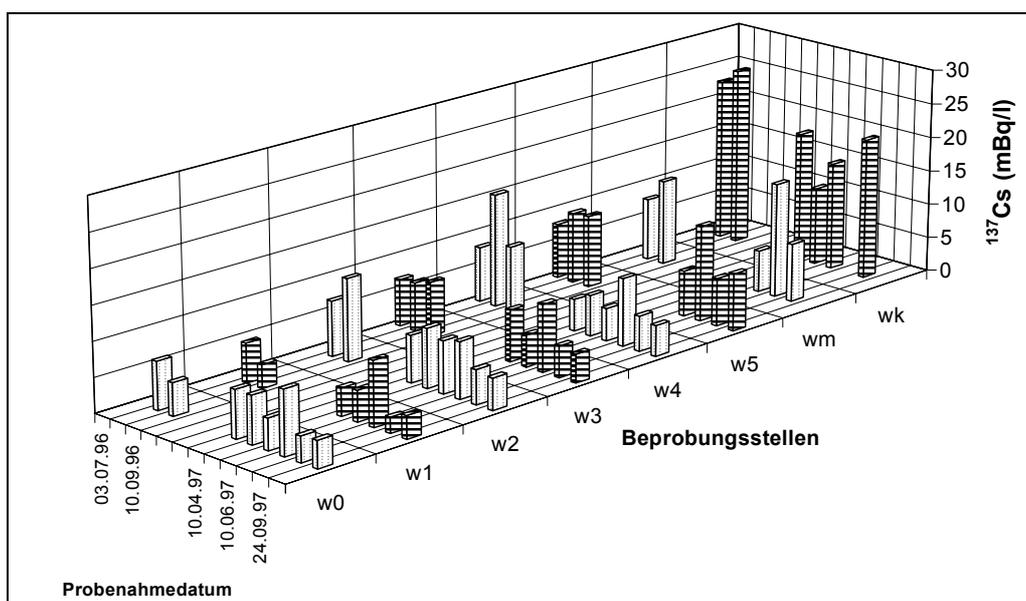


Abb. A.3.2.1.1: Saisonale Unterschiede in der ^{137}Cs Konzentration in Bachwasser aus den einzelnen Zubringern (w1-w5) des Prinzbaches (w0), sowie in Teichwasserproben (wm: Mertelteich, wk: Kamplenteich)

Die ^{137}Cs -Konzentrationen in Wasserproben zeigen ausgeprägte Schwankungen. Mit Ausnahme von Bach w1 beträgt das Verhältnis für alle Bäche und Teiche von Höchstwert : Minimalwert ca. 2.5 (bei w1 ist das Verhältnis 6.5). In den Proben des Hochwasserereignisses (Juli 1997) ist die Konzentration an gelöstem ^{137}Cs deutlich erhöht; Daraus kann vermutet werden, daß die Konzentration zur Abflußmenge (und daher zur Regenmenge) proportional ist. Im Kamplenteich (wk) ist die Konzentration an gelöstem ^{137}Cs höher als in den anderen Gewässern. Auch der Mertelteich (wm) weist meistens höheren ^{137}Cs -Gehalt auf als die Bäche, der Unterschied ist hier aber nicht so ausgeprägt.

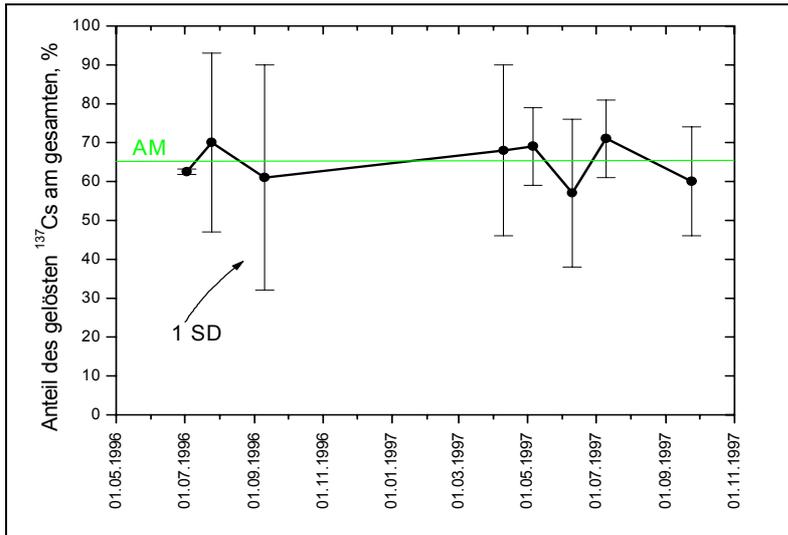


Abb. A.3.2.1.2: Mittlere Anteile von gelöstem ^{137}Cs an der Gesamtkonzentration in den Gewässern des Weinsberger Waldes. (AM: arithmetischer Mittelwert; SD: Standardabweichung)

Innerhalb der Bäche ist eine Rangordnung nur schwer zu erkennen. Offensichtlich ist aber w1 meist schwächer belastet als w2. Mithilfe des t-Tests (Mittelwertvergleich) und Kruskal-Wallis-Tests (Median-Vergleich) können folgende Rangordnungen gezeigt werden ($p = 0.05$):

$w_0, w_1 < w_5, w_m < w_k; w_1 < w_2 < w_k; w_3, w_4 < w_k$

Der Anteil des gelösten ^{137}Cs am der ^{137}Cs -Konzentration in der Gesamtproben (inclusive Schwebstoffanteil) ist bei den meisten Proben hoch, er liegt im Mittel bei $64.8 \pm$

5.3 Prozent (%). Dieses Mittel ist zeitlich bemerkenswert konstant (siehe Abb. A.3.2.1.2), wenn auch die Schwankungen zwischen den Gewässern relativ hoch sind (Abb. A.3.2.1.3).

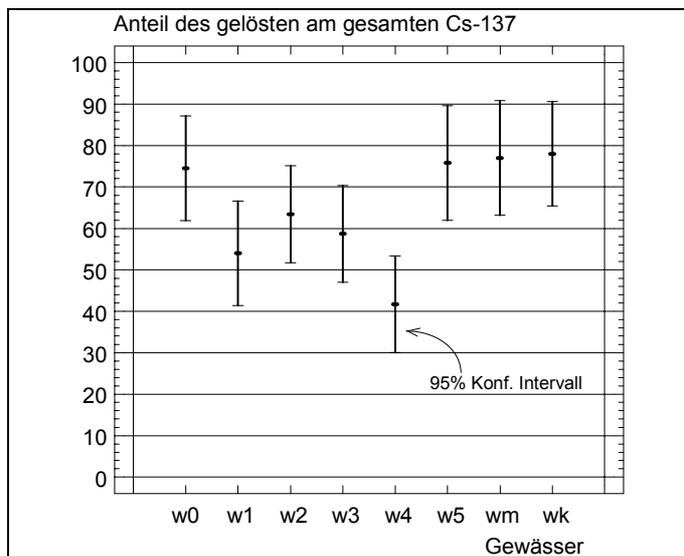


Abb. A.3.2.1.3: Vergleich des mittleren Anteils an ^{137}Cs in der gelösten Phase von Wasserproben aus dem Weinsberger Wald - Varianzanalyse

Mittels ANOVA läßt sich zeigen, daß die Gewässer hinsichtlich der mittleren Anteile des gelösten ^{137}Cs unterschiedlich sind ($p < 0.05$). Die Mittelwerte betragen zwischen 50 und 80%, der Bach w4 enthält mit nur 41% einen niedrigeren Anteil der ^{137}Cs -Kontamination in der gelösten Phase (siehe Abb. A.3.2.1.3).

Feste Phase: ^{137}Cs im abgetrennten Schwebstoffanteil der Wasserproben

Bei der ^{137}Cs -Belastung der Schwebstoffe zeigten sich weder interpretierbare zeitliche Schwankungen noch solche zwischen den Gewässern. Während des Hochwasserereignisses im Juli 1997 steigen die ^{137}Cs -Gehalte im Schwebstoffanteil nicht an. Dies deutet darauf hin, daß im Untersuchungsgebiet innerhalb des Weinsberger Waldes Bodenerosion im Zuge von Hochwasserereignissen keine Rolle spielt. Da die untersuchten Bäche keine landwirt-

schaftlichen Flächen ohne durchgehende Vegetationsdecke durchqueren, ist Bodenerosion eher unwahrscheinlich.

Gesamtbelastung: ^{137}Cs in Wasserproben des Weinsberger Waldes

Abb. A.3.2.1.4 zeigt den zeitlichen Verlauf der Gesamtkontamination der Wasserproben (gelöst + Sediment). Die Betrachtung der Gesamtpollen zeigt keinen wesentlichen Unterschied zu den Ergebnissen der ^{137}Cs -Konzentration in den schwebstoff-freien Proben. Während der überdurchschnittlich hohe Wert der Probe W4 von Juli 1996 durch Kontamination beider Fraktionen zustande kommt, ist der Extremwert vom September 1996 (W2) allein auf einen hohen ^{137}Cs -Gehalt des Schwebstoffanteiles zurückzuführen, die Konzentration in der flüssigen Phase ist hier eher durchschnittlich (vergleiche Abb. A.3.2.1.1).

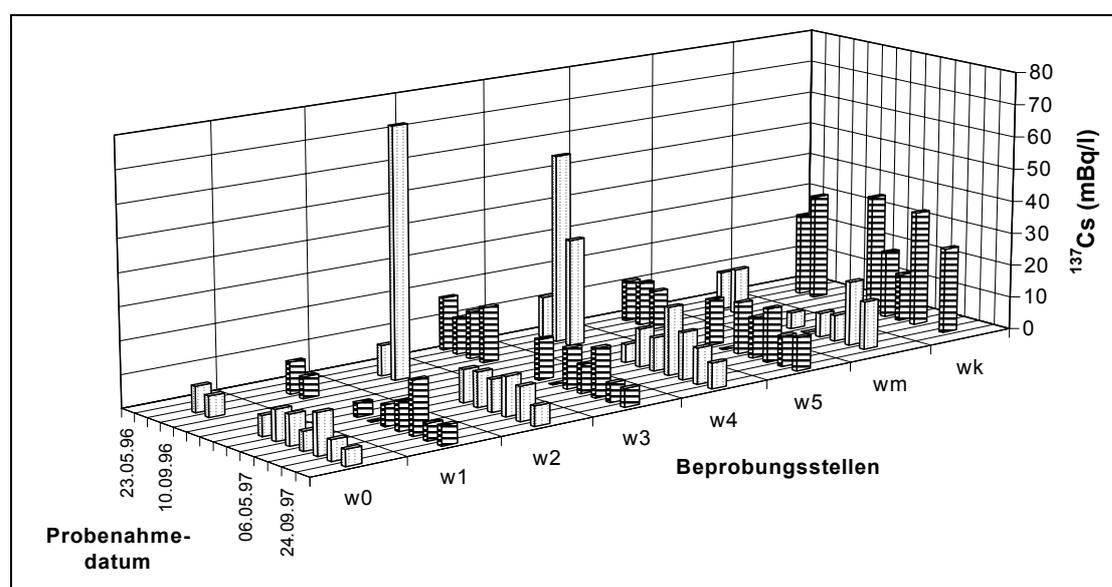


Abb. A.3.2.1.4: ^{137}Cs - Gesamtbelastung von Oberflächengewässern des Weinsberger Waldes (mBq/l) als Summe der ^{137}Cs -Werte von flüssiger Phase und abgetrenntem Schwebstoff

A.3.2.2 Bestimmung der Wasserabflußmengen von Bächen des Weinsberger Waldes

a) Abflußmessungen im Gelände

Beim Bach, der das Gebiet 4 durchfließt, ist es wegen der geringen Wasserführung möglich, die Durchflußmenge mit der Rinnenmethode zu bestimmen. Abb. A.3.2.2.1 zeigt das Ergebnis der Messung am 10.9.96.

Entgegen der Erwartung nimmt die Durchflußmenge bachabwärts von 2.3 l/s vor Einmündung in den Mertelteich über 1.8 auf 1.4 l/s ab. Normalerweise nimmt das Volumen von Wasserläufen mit zunehmender Entfernung von der Quelle zu. Eine Erklärung könnte darin zu finden sein, daß sich im Einzugsgebiet sumpfige Bereiche befinden. Ein erheblicher Teil des Bachwassers kann witterungsabhängig das Bachbett verlassen und von diesem Sumpf aufgenommen werden. Zusätzlich kann nicht ausgeschlossen werden, daß der Damm undicht ist, sodaß ein Teil des Mertelteich-Wassers außerhalb des Baches abfließt (vielleicht unterirdisch). Diese Teile können von der Messung nicht erfaßt werden.

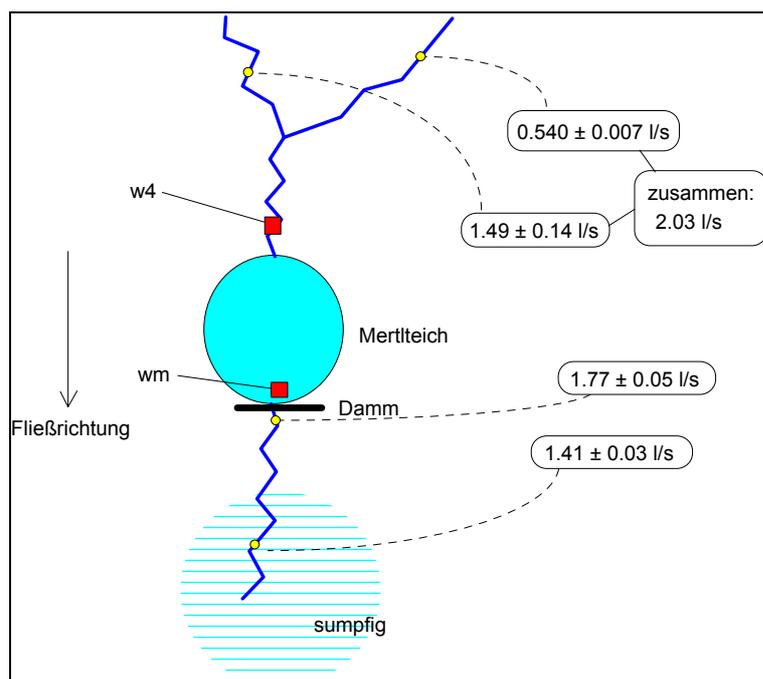


Abb. 3.2.2.1: Durchflußmengen nahe der Probenahmestellen w4 und wm im Einzugsgebiet des Prinzbaches

Die Ergebnisse stimmen relativ gut mit den rechnerisch ermittelten Werten (siehe unten) überein.

- Bestimmung der Abflußmenge mittels Salztracer

Aufgrund eines Gerätedefektes konnte diese Meßmethode nur an einem Probenahmetermin für alle 5 Zubringer des Prinzbaches angewendet werden.

Die Ergebnisse stimmen relativ gut mit den rechnerisch ermittelten Werten (siehe unten) überein.

b) Rechnerische Bestimmung des mittleren Abflusses

- Die vom Hydrographischen Dienst NÖ durchgeführte Berechnung der jährlichen Abflußmengen für die einzelnen Bäche ist in Tabelle A.3.2.2.1 zusammengestellt. Die Berechnung wurde unter Annahme einer mittleren Abflußspende (M_q ; l/s.km²) von 11.3 l/s.km² durchgeführt.

Tab. A.3.2.2.1: Berechnete Mittelwasserdurchflüsse der untersuchten Bäche im Weinsberger Wald

Bach (Größe des Einzugsgebietes in km ²)	Mittelwasserdurchfluß (MQ; l/s)	Bach	Mittelwasserdurchfluß (MQ; l/s)
w0 (9,7 km ²)	110 l/s	w3 (3.1 km ²)	35 l/s
w1 (1.3 km ²)	15 l/s	w4 (0.26 km ²)	3.0 l/s
w2 (0.75 km ²)	8.5 l/s	w5 (2.5 km ²)	29 l/s

- Ermittlung der Mittleren Abflußspende (M_q [l/s.km²]) durch Regressionsanalyse

Die Regressionsanalyse wurde anhand 35 aus der Literatur ausgewählter Datensätze durchgeführt. Das Ergebnis (siehe auch Abb. A.3.2.2.2) ist auf dem 5%-Niveau signifikant ($r = 0.88$). Demnach steht die mittlere Abflußspende mit dem jährlichen mittleren Niederschlag (N ; [mm/a]) in einem Einzugsgebiet in folgender linearer Beziehung:

$$M_q \text{ [l/s.km}^2\text{]} = (-16.4 \pm 4.6) + (38.4 \pm 3.6) \cdot 10^{-3} \cdot N \text{ [mm/a]}$$

Dieses Ergebnis läßt sich so interpretieren, daß sich die Abflußmengen (M_q ; l/s.km²) in einem Gebiet mit ungefähr gleichem mittleren Niederschlag (mm/a) proportional zu den Flächen der Einzugsgebiete (km²) verhalten. Diese Aussage gilt nur für längere Betrachtungszeiträume. Eine detailreichere Berechnung unter Einbeziehung des Landschaftstypus (Hügelland) findet sich im Anhang Anh.A.3.2.2.

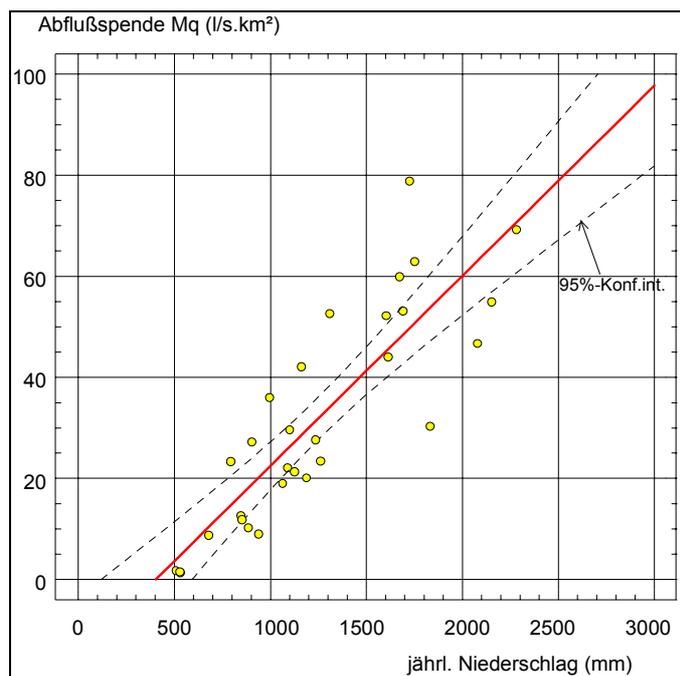


Abb. A.3.2.2.2: Zusammenhang zwischen dem jährlichen Niederschlag und der mittleren Abflußspende in Flußeinzugsgebieten (Datenquelle: Hydrographisches Zentralbüro (BMLF))

Für Bärnkopf, der Niederschlagsmeßstelle innerhalb des Weinsberger Waldes mit einem langjährigen Mittel des Niederschlages N von 915 mm; Gebiet = Hügelland, ergibt sich als bester Schätzwert des jährlichen Mittleren Abflusses:

$$Mq = 15.1 \pm 1.7 \text{ l/s km}^2$$

Um die Aktivität des abtransportierten ^{137}Cs berechnen zu können, müssen die Durchflussumengen (l/s) der einzelnen Bäche an den Punkten w0 bis w5 bekannt sein. Diese Werte lassen sich einfach durch Multiplikation des oben berechneten Wertes mit der Größe des Einzugsgebietes ableiten (analog zur Vorgehensweise des Hydrographischen Dienstes, siehe oben). Die beiden Abschätzungen (11.3 (siehe oben) gegenüber 15.1 l/s.km²) stimmen gut überein und werden daher für die weiteren Berechnungen des ^{137}Cs -Austrages herangezogen.

A.3.2.3 ^{137}Cs -Austragsmengen und jährliche Abflußmengen aus dem Weinsberger Wald

^{137}Cs -Austrag mit der gelösten Phase von Oberflächenwässern

Die Austragsrate pro Jahr (E [a⁻¹]) entspricht definitionsgemäß dem Quotienten von ^{137}Cs -Austrag [Bq/a] durch das Gesamtinventar [Bq] in einem definierten Gebiet.

Tab. A.3.2.2.1: Austrag, Inventar, Flächenbelegung und ^{137}Cs -Austragsraten (gelöstes ^{137}Cs) in den Einzugsgebieten der Zubringer des Prinzbaches

Teileinzugsgebiet	C_i (mBq/l) (Median)	Austrag (MBq/a)	D_i (kBq/m ²)	Inventar (GBq)	^{137}Cs -Austragsrate (10 ⁻⁶ a ⁻¹)
w0	6.9	30.0	55.3	510	59
w1	4.2	2.4	62.5	74	32
w2	7.9	2.7	71.3	51	53
w3	7.2	10.2	53.4	159	64
w4	5.9	0.8	60.2	17	47
w5	10.3	11.3	47.5	110	103

Der jährlichen Austrag [MBq/a] ergibt sich durch die Multiplikation des mittleren jährlichen Abflusses (Q ; [l/a]) aus dem Gebiet und der durchschnittlichen ^{137}Cs -Konzentration [C ; mBq/l] im abgeflossenen Wasser. Das Gesamtinventar läßt sich als Produkt aus ^{137}Cs -Flächenkontamination (Bq/m²) und der Gebietsfläche (km²) leicht errechnen.

Die mittlere jährlich Abflußmenge wurde rechnerisch (siehe A.3.2.2.) als 15.1 l/s km² ermittelt und wird in dem relativ kleinen Einzugsgebiet des Prinzbaches als konstant angenommen. In Tabelle A.3.2.2.1 sind die Basisdaten und Ergebnisse für die Teileinzugsgebiete zusammengestellt.

Das geometrische Mittel der Austragsraten w1 bis w5 beträgt $55 \cdot 10^{-6} \text{ a}^{-1}$, also in guter Näherung soviel wie der Wert für das gesamte Gebiet w0. Da die ¹³⁷Cs-Werte des Inventars auf den 1.5.1986 bezogen sind, die der Wasserproben jedoch auf das Probenahmedatum, muß durch 0.783 dividiert werden (Zerfallskorrektur 1.5.1986 - 1.1.1997), sodaß man als endgültige Erosionsrate $E_{\text{Lös}} = 70 \cdot 10^{-6} \text{ a}^{-1}$ erhält.

Die Ergebnisse zeigen, daß entgegen der Erwartung keine signifikante Korrelation zwischen der ¹³⁷Cs-Konzentration in Bachwasser (C_i) und der Flächenkontamination im Einzugsgebiet desselben Baches (D_i) besteht:

$$C \text{ [mBq/l]} = (13.7 \pm 6.5) - (0.11 \pm 0.11) D \text{ [kBq/m}^2\text{]}, n = 6, r = - 0.46, p = 0.36 \text{ nicht signifikant}$$

¹³⁷Cs-Austrag mit der Schwebstoffphase

In Tabelle A.3.2.2 sind die Basisdaten und Ergebnisse für die Berechnung der ¹³⁷Cs-Austragsraten durch den Schwebstoffanteil für die einzelnen Gebiete zusammengestellt.

Tab. A.3.2.2: Austrag, Inventar, Flächenbelegung und ¹³⁷Cs-Austragsraten (Schwebstoff - ¹³⁷Cs) in den Einzugsgebieten der Zubringer des Prinzbaches

Teileinzugsgebiet	C_i (mBq/l) (Median)	Austrag (MBq/a)	D_i (kBq/m ²)	Inventar (GBq)	¹³⁷ Cs-Austragsrate (10^{-6} a^{-1})
w0	2.5	11.0	55.3	510	21
w1	3.1	1.7	62.5	74	24
w2	3.2	1.1	71.3	51	21
w3	4.6	6.5	53.4	159	41
w4	6.9	0.9	60.2	17	55
w5	2.5	2.8	47.5	110	25

Das geometrische Mittel der Austragsraten w1 bis w5 beträgt $31 \cdot 10^{-6} \text{ a}^{-1}$, ein Wert, der von dem des gesamten Gebiets w0 verschieden ist. Da die ¹³⁷Cs-Werte des Inventars auf den 1.5.1986 bezogen sind, die der Wasserproben jedoch auf das Probenahmedatum, muß durch 0.783 dividiert werden (Zerfallskorrektur 1.5.1986 - 1.1.1997), sodaß man als endgültige

Austragsrate $E_{\text{Sed}} = 40 \cdot 10^{-6} \text{ a}^{-1}$ erhält.

Wie schon aus den gammaspektroskopischen Ergebnissen sichtbar, ist im Gebiet des Weinsberger Waldes die Schwebstoff-Phase für den Austrag von ¹³⁷Cs weniger bedeutend als der Transport von im Bachwasser gelöst vorliegenden Cäsium.

Auch für die Ergebnisse der Schwebstoff-Phase besteht keine Korrelation zwischen ¹³⁷Cs-Gehalt im Schwebstoffanteil von Bachwasser-Proben und der Flächenkontamination des jeweiligen Einzugsgebietes ($r = +0.13$, $p = 0.81$ nicht signifikant).

¹³⁷Cs-Austrag mit Bachwasser (gelöste + flüssige Phase) im Einzugsgebiet des Prinzbaches

In Tabelle A.3.2.3 sind die Basisdaten und Ergebnisse für die Bestimmung der ¹³⁷Cs-Gesamtaustragsrate für die Teileinzugsgebiete des Prinzbaches zusammengestellt.

Das geometrische Mittel der Erosionsraten w1 bis w5 beträgt $87 \cdot 10^{-6} \text{ a}^{-1}$, ein Wert, der von dem des gesamten Gebiets w0 ($61 \cdot 10^{-6} \text{ a}^{-1}$) verschieden ist. Da die ¹³⁷Cs-Werte des Inventars auf den 1.5.1986 bezogen sind, die der Wasserproben jedoch auf das Probenahmedatum, muß durch 0.783 dividiert werden (Zerfallskorrektur 1.5.1986 - 1.1.1997), sodaß man als endgültige Austragsrate $E_{\text{ges}} = 110 \cdot 10^{-6} \text{ a}^{-1} \approx 10^{-4} \text{ a}^{-1}$ erhält.

Tab. A.3.2.2.3: Austrag, Inventar, Flächenbelegung und ^{137}Cs -Austragsraten (^{137}Cs in flüssiger + fester Phase) in den Einzugsgebieten der Zubringer des Prinzbaches (w0)

Teileinzugsgebiet	C_i (mBq/l) (Median)	Austrag (MBq/a)	D_i (kBq/m ²)	Inventar (GBq)	^{137}Cs -Austragsrate (10^{-6} a^{-1})
w0	7.1	31.0	55.3	510	61
w1	6.5	3.6	62.5	74	49
w2	10.4	3.5	71.3	51	69
w3	12.4	18.0	53.4	159	111
w4	13.0	1.8	60.2	17	103
w5	13.1	14.0	47.5	110	131

Zusammenfassend sind die bestimmten ^{137}Cs -Austragsraten als vernachlässigbar gering zu bezeichnen. Setzt man diese Austragsrate analog zur Abnahme des Inventars durch physikalischen Zerfall (Zerfallskonstante λ_{phys} für $^{137}\text{Cs} = 0.023$; $\text{HWZ}_{\text{phys}} = 30 \text{ a}$) mit der Halbwertszeit über die Formel $\text{HWZ} = \ln 2 / \lambda$ in Beziehung, beträgt die abgeleitete Halbwertszeit 6300 Jahre. Solange würde es dauern, bis das ^{137}Cs - Inventar im Untersuchungsgebiet ausschließlich durch den Prozeß des Austrages mit Oberflächengewässern auf die Hälfte abnimmt.

A.3.2.4 Huminstoffextraktion

Die Ergebnisse der drei angewandten Versuchsansätze zur PVP-Extraktionen von Huminstoffen aus Bachwasser des Weinsberger Waldes und anschließender photometrischen Messungen der verschiedenen Fraktionen sind nachfolgend zusammengestellt.

Im batch - Versuch konnte keine deutliche Entfärbung der Probe erreicht werden. Eine leichte Abnahme der Extinktion bei 400 nm liegt im Bereich der Schwankungsbreite der Messung. Die in der Probe vorliegenden Farbstoffe wurden nicht an PVP gebunden.

Wie im Methodenteil A.3.1.4 beschrieben, wurde im zweiten Versuch eine Säule mit PVP gepackt. Die Ergebnisse der Extinktionsmessungen in gefiltertem Bachwasser vor der Extraktion, in der Waschsäure sowie dem Eluat nach Säulendurchgang sind in Tabelle Tab.A.3.2.4.2 zusammengestellt. Die im gefilterten Bachwasser visuell sichtbaren gelben Farbstoffe konnten durch die Aufbringung auf die säuregewaschene Säule aus dem Eluat

Tab. A.3.2.4.2: Säulenextraktion von Bachwasser des Prinzbachzubringers w5 mit PVP (Versuch 2)

Medium	Extinktion 400 nm	Extinktion 600 nm	Extinktion 370 nm
filtriertes Bachwasser	0.027	0.002	0.050
filtriertes Bachwasser + 0.5 N H_2SO_4 (4:1)	0.014	0.001	0.023
PVP-Eluat	0.000	nicht bestimmt	0.000

vollständig entfernt werden. Nach Durchlauf von ca. 50 ml Bachwasser ist die Trennkraft der Säule erschöpft, das Eluat weist die selbe Extinktion wie das ursprüngliche Bachwasser auf, es wird nicht mehr entfärbt.

Für den dritten Versuch wurden daher ca. 20 l Bachwasser mittels Rotavapor eingedampft und so um den Faktor 100 aufkonzentriert. Dieses Bachwasser-Konzentrat wurde in gleicher Weise wie im Versuch 2 auf eine PVP-Säule aufgebracht. Das Eluat wurde in 2.5 ml Küvetten aufgefangen und im Photometer (Extinktion) gemessen. Die Ergebnisse sind in Tabelle A.3.2.4.3 zusammengestellt.

Tab. A.3.2.4.3: PVP-Säulenextraktion von konzentriertem Bachwasser (100:1) des Prinzbachzubringers w1 (Versuch 3)

PVP-Eluat nach x ml	Extinktion bei 400 nm	Extinktion bei 600 nm
50.0	0.002	0.000
75.0	0.002	0.000
90.0	0.006	0.000
95.0	0.013	0.001
97.5	0.026	0.002
100.0	0.098	0.002
102.5	0.117	0.005
105.0	0.217	0.008
107.5	0.363	0.011
110.0	0.464	0.018
112.5	0.519	0.023
115.0	0.549	0.025
117.5	0.547	0.029
130.0	0.345	0.017
150.0	0.168	0.007

Beim Aufbringen der Probe bildete sich am oberen Ende des PVP-Gels eine scharfe braune Front, die beim Einsickern des gesamten Probenvolumens bestehen blieb. Nachdem das Probenvolumen den oberen Rand des PVP-Gels erreicht hat, wurde mit verdünnter Säure nachgewaschen. Dies führte zu einer Mobilisierung der Bande, diese wandert mit leichter Verzögerung gegenüber der Waschsäure in die Tiefe und erreicht daher nach 95 ml das untere Ende der Säule, was durch ein rasches Ansteigen der Extinktion und sichtbare Gelbfärbung des Eluats erkennbar wird.

Die gammaspektrometrische Untersuchung der beiden Fraktionen (PVP-Gel und Eluat) ergab jeweils Werte unterhalb der Nachweisgrenze für ¹³⁷Cs.

Keine der gewählten Versuchsanordnungen war geeignet, nachzuprüfen, wieviel des in Oberflächenwasser gelösten Cäsiums an Farbstoffe gebunden vorliegt, und wieviel in ionischer Form direkt in Wasser gelöst ist. Die Gründe dafür sind vor allem die geringe Menge an Radiocäsium im Bachwasser des Prinzbaches. Darüber hinaus mußte bei der vorliegenden Fragestellung eine Ansäuerung der einrotierten Wasserproben unterbleiben, da eine Absenkung des pH-Wertes die Löslichkeit von Cäsium in Wasser bzw. die Bindungsaffinität der organischen Moleküle gegenüber Cs-Ionen ändert. In Arbeiten anderer Autoren (WATANABE und KUWATSUKA 1991) wurde die Huminstofflösung vor Aufbringen auf die Säule auf einen pH-Wert von 1 eingestellt.

Andere in der Literatur beschriebene Methoden zur Extraktion von Huminstoffextrakten aus Oberflächengewässern zielen auf die Reindarstellung der organischen Säuren ab

(THURMAN and MALCOLM 1981), anorganische Salze und Ionen, und damit auch Cäsium, werden von den Huminsäuren abgetrennt. Dazu ist auch hier eine Ansäuerung der Probe notwendig. Diese Verfahren (XAD-8 resin - Extraktionen) sind daher für unsere Fragestellung ebenfalls ungeeignet. Mit Sicherheit konnte allerdings nachgewiesen werden, daß die in den Bachläufen des Weinsberger Waldes beobachtete Färbung von Huminstoffen stammt, da zumindest zeitweise eine deutliche Entfärbung der Wasserproben durch PVP erzielt werden konnte.

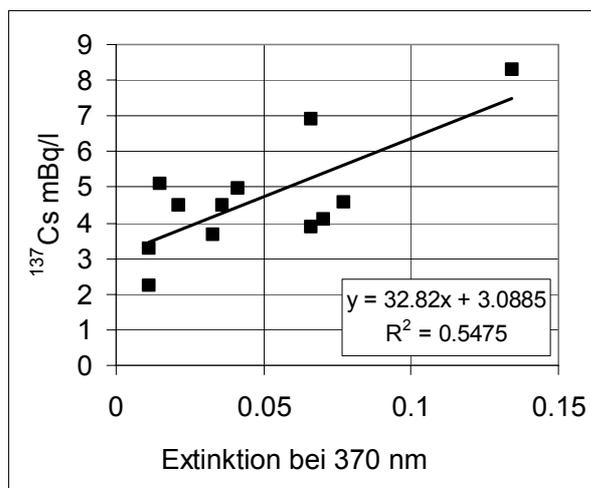


Abb. A.3.2.4.1: Zusammenhang zwischen photometrischer Extinktion und ¹³⁷Cs-Konzentration in Bachwasserproben des Weinsberger Waldes

Zur weiteren Prüfung der These wurden die Extinktionswerte (bei 370 nm) des gefilterten Bachwassers mit der ¹³⁷Cs-Konzentration (gelöster Anteil) in den

Wasserproben korreliert. Für die Berechnung wurden nur Werte von Bachwasser, nicht aber von den beiden Teichen berücksichtigt. Der Zusammenhang erweist sich als hochsignifikant ($p < 0.01$; $r = 0.74$; $n = 12$) siehe Abb. A.3.2.4.1). Braun gefärbtes Bachwasser enthält deutlich mehr ^{137}Cs als wenig gefärbte Proben, was die Annahme einer Bindung von ^{137}Cs an die färbenden Substanzen im Bachwasser bestätigt.

A.4 SEDIMENTE

A.4.1 Material und Methoden

A.4.1.1 Probenahme und Aufbereitung (Siebung)

Die Probenahme der Bachsedimente erfolgte mit einer einfachen Gartenschaufel. Als Probenahmestellen wurden kleine Buchten im Verlauf der Bäche gesucht, wo bei geringer Wasser - Fließgeschwindigkeit größere Mengen von Feinsediment abgelagert werden. Insgesamt sind die Sedimente der Bäche im Weinsberger Wald sandig, für ausreichend große Siebfractionen wurde daher jeweils ein Liter Sediment pro Probe genommen.

Für die Abtrennung der Feinstfraktion ($40\mu\text{m}$) wurden die Sedimente zuerst mit einem Analysensieb $< 1\text{ mm}$ Maschenweite vorgeseibt, um das Probenmaterial zu reduzieren. Die Fraktion $< 40\mu\text{m}$ wurde ebenfalls trocken abgesiebt. Abschließend wurden die Proben zur vollständigen Abtrennung des Feinstsediments mit entionisiertem Wasser gewaschen wobei das Waschwasser nach Durchgang durch das $40\mu\text{m}$ - Sieb aufgefangen und getrocknet wurde. Die so gewonnene zusätzliche Menge wurde mit dem trocken abgesiebten Feinsediment vereinigt und gut durchmischt.

A.4.1.2 Gammaskpektrometrie

Die gammaskpektrometrische Untersuchung der Sedimentproben erfolgte in der BALUF Wien. Für die Messung wurde die Feinstfraktion ($40\mu\text{m}$) ohne zusätzliche Behandlung in kleinen Plastikdosen gefüllt. Details zur Meßmethode sind im Anhang (Anh.A.2.2.1) zu finden.

A.4.1.3 Analyse des Mineralbestandes in Bachsedimenten (Feinstfraktion)

Ausgewählte Sedimentproben wurden am Forschungs- und Prüfzentrum Arsenal, Umweltgeologie auf die Zusammensetzung des Mineralgestandes in der Tonfraktion untersucht

Methode: XRD-Analyse (X-ray-Defraktometrie)

A.4.2 Ergebnisse und Diskussion der Sedimentanalysen

A.4.2.1 Massenanteile in der Feinstfraktion von Sedimenten

In Tabelle 4.2.1.1 sind die Massenanteile der Siebfractionen einiger Sedimentproben aus Bächen des Weinsberger Waldes zusammengestellt. Die Werte in Klammer entsprechen den Prozentwerten (Massenanteil) von ungesiebt Proben.

Tab. A.4.2.1.1. Massenanteil einzelner Siebfractionen am Gesamtsediment in Proben aus Bächen des Weinsberger Waldes

Probe	Proben- datum	Gewicht TS ungesiebt	Gewicht g < 1 mm	Gewicht TS < 200µ	Gewicht TS < 40 µ
S0	25.07.96	1653 (100)	949 (57)	nicht bestimmt	15.93 (0.96)
S1	25.07.96	902 (100)	790 (88)	nicht bestimmt	24.32 (2.70)
S5	25.07.96	1391 (100)	974 (70)	nicht bestimmt	13.1 (0.94)
S11	25.07.96	1404 (100)	1091 (78)	nicht bestimmt	33.44 (2.38)
S3	13.08.97	961 (100)	510 (53)	106.84 (11.1)	10.02 (1.04)
S41	13.08.97	861 (100)	415 (48)	193.84 (22.5)	15.59 (1.81)

Der Anteil an grobem Sediment ist in allen untersuchten Proben sehr hoch, dagegen erreicht der Anteil an Feinstsediment nur zwischen 1 und 2.7%.

A.4.2.2 ¹³⁷Cs in der Feinstfraktion von Sedimenten

Tab. A.4.2.2.1 zeigt die Ergebnisse der gammaspektrometrischen Messung von Sedimentproben (Feinfraktion < 40 µm) aus Bächen des Weinsberger Waldes. Die Zahl in der Probenbezeichnung entspricht jener der Wasserproben (gleicher Probenahmeort).

Tab. A.4.2.2.1: Radionuklidgehalte (Bq/kg TS) in Sedimentproben (< 40 µm) aus dem Weinsberger Wald (Bezugsdatum: 25.7.1996)

	S0	S1	S5
	Bq/kg		
¹³⁷ Cs	893 ± 69	1070 ± 82	1480 ± 12
¹³⁴ Cs	20.4 ± 2.8	21.6 ± 2.0	36.6 ± 4.4
⁴⁰ K	581 ± 54	502 ± 41	507 ± 56
²³⁸ U	150 ± 28	172 ± 29	138 ± 29
²²⁶ Ra	146 ± 9	153 ± 7	129 ± 9
²¹⁰ Pb	185 ± 27	201 ± 28	284 ± 33
²²⁸ Th	279 ± 22	443 ± 27	232 ± 21
²²⁸ Ra	262 ± 20	459 ± 27	138 ± 29

²³⁸U und ²²⁶Ra bzw. ²²⁸Th und ²²⁸Ra stehen weitgehend im Gleichgewicht. Exzeß-²¹⁰Pb ist deutlich zu erkennen.

Bei einem Nuklidverhältnis von ¹³⁷Cs : ¹³⁴Cs von 43.75 zum Bezugszeitpunkt kann nur in der Sedimentprobe S1 Bomben-¹³⁷Cs in einer Menge von ca. 125 Bq/kg ¹³⁷Cs/B nachgewiesen werden.

A.4.2.3 Tonmineral-Analysen in der Feinstfraktion von Bachsedimentproben

Tab. A.4.2.2.1 zeigt die mineralogische Zusammensetzung von 3 Sedimentfraktionen aus dem Untersuchungsgebiet. Die Zahl in der Probenbezeichnung entspricht der der Wasserproben (gleicher Probenahmeort).

Tab.. A.4.2.3.1: Mineralogische Zusammensetzung von Sedimentproben (Fraktion < 40 µm) Angaben in Prozent (%Masse)

Mineral	S0	S1	S5
	%		
Quarz	20	21	19
Plagioklas	11	11	11
K-Feldspat	4	4	4
Mixed-Layer	29	29	29
Illit	4	5	4
Chlorit	5	5	5
Kaolinit	5	5	5
amorph	22	20	23
SUMME	100	100	100

Dreischicht-Tonminerale wie Illit und mixed-layer Tonminerale haben eine besonders hohe Bindungsaffinität für ^{137}Cs . Diese Fraktion ist in den untersuchten Sedimenten relativ hoch. Chlorit und Kaolinit haben nur geringe Bindungsfähigkeit für das Cäsiumion, ihr Anteil am Feinsediment ist gering. Die Zusammensetzung läßt also eine hohe Bindungsfähigkeit für Cäsium vermuten.

A.5 VERZÖGERTE DEPOSITION

Zur Erstellung einer Aktivitätsbilanz eines Gebietes muß überlegt werden, ob außer dem Austrag (in diesem Fall mit dem Oberflächenwasser) auch ein Eintrag existiert. Die BALUF Wien sammelt seit Jänner 1987 Meßwerte von ^{137}Cs im Regenwasser. Dabei zeigt sich, daß auch lange nach dem Unfall von Tschernobyl noch Aktivität deponiert wird. Ein großer, wenn nicht sogar der größte Anteil davon stammt allerdings, wie anhand von Berechnungen gezeigt wird, aus lokal (d.h. in der näheren Umgebung) resuspendiertem Material, das vom Niederschlag ausgewaschen wird, also nicht aus "echtem" Fallout oder über weite Entfernungen transportiertem resuspendiertem Material (die letzten beiden Beiträge sind mit den hier verwendeten Methoden nicht unterscheidbar). Im Gegensatz zu diesem trägt aus der näheren Umgebung resuspendiertes Material zur Bilanz nicht bei, da nur Aktivität lokal umgelagert wird.

Anhand österreichischen Datenmaterials wird versucht festzustellen, ob ein Beitrag von tatsächlichem Fallout oder ferntransportierter Resuspension in der verzögerten Deposition enthalten ist.

Die Details der Datenanalyse sind dem Anhang zu entnehmen. Das wesentliche Ergebnis lautet, daß sich auch bei Berücksichtigung der unterschiedlichen Qualität der Eingangsdaten aufgrund der Berechnungen ein nennenswerter Eintrag in das Untersuchungsgebiet ausschließen läßt. Bei konservativen Annahmen ist im Gebiet Weinsberger Wald ein jährlicher Zuwachs des Inventars von 0.0047% möglich. Daraus kann gefolgert werden, daß der Eintragungspfad Fernverfrachtung und verzögerte Deposition für die vorliegende Untersuchung vernachlässigt werden kann.

A.6 LITERATUR

- BMGSK (BM f. Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz) (1994): Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1990 und 1991, Daten und Bewertung. Beiträge: Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung, Strahlenschutz 1/94
- BMLF (1993): in: Hydrographisches Zentralbüro (Herausgeber): Hydrographisches Jahrbuch
- LBGI (58/1988): Amt der NÖ Landesregierung (Hrsg): Niederösterreichisches Gesetz über die Aufbringung von Klärschlamm und Müllkompost auf landwirtschaftliche Böden
- LOVEJOY, S., SCHERTZER, D., LADOY, P. (1986): Fractal characterization of inhomogeneous geophysical measuring networks. *Nature* 319: 43
- MILLER, R., KLEMPT, E. KLENK, T., ZIBOLD, G., BURGER, M., JAKOB, A. (1996): Vergleichende Untersuchung der Einschwemmung von Cäsium-Radionukliden in den Luganersee und den Bodensee. In: *Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz* (BA. f. Gesundheit, Abt. Strahlenschutz Hrsg.) Bern 1996
- RAES, F., DeCORT, M., GRAZIANI, G. (1991): Multi-fractal nature of radioactivity deposition on soil after the Chernobyl accident. *Health Physics* 61: 271-274
- SALVATORI, G., RATTI, S.P., BELLI, G., QUINTO, E. (1995): A fractal view of Chernobyl fallout in northern Italy and Europe. IRPA-Conference Portroz (Slovenia), Sept. 4-8, 1995
- STREIT, B. (1992): *Lexikon der Ökotoxikologie*. VCH Verlagsgesellschaft Weinheim
- THURMAN, E.M. und MALCOLM, R.L. (1981): Preparative isolation of aquatic humic substances. *Environmental Science and Technology* 15(4): 463-466
- UBA (1994): Kontamination durch radioaktiven Fallout im Bundesland Salzburg und in angrenzenden Teilen von Oberösterreich. UBA Report 94-101
- UBA und BMGK (1996): Die Cäsiumbelastung der Böden Österreichs. UBA-Monographie, Bd. 60, 2. erweiterte Auflage, Wien
- UBA (1997): Zur Situation der Verwertung und Entsorgung des kommunalen Klärschlammes in Österreich. UBA-Monographie, Bd. 95, Wien
- WATANABE, A. und KUWATSUKA, S. (1991): Fractionation of soil fulvic acids using Polyvinylpyrrolidone and their ionization difference spectra. *Soil Science and Plant Nutrition* 37(4): 611-617

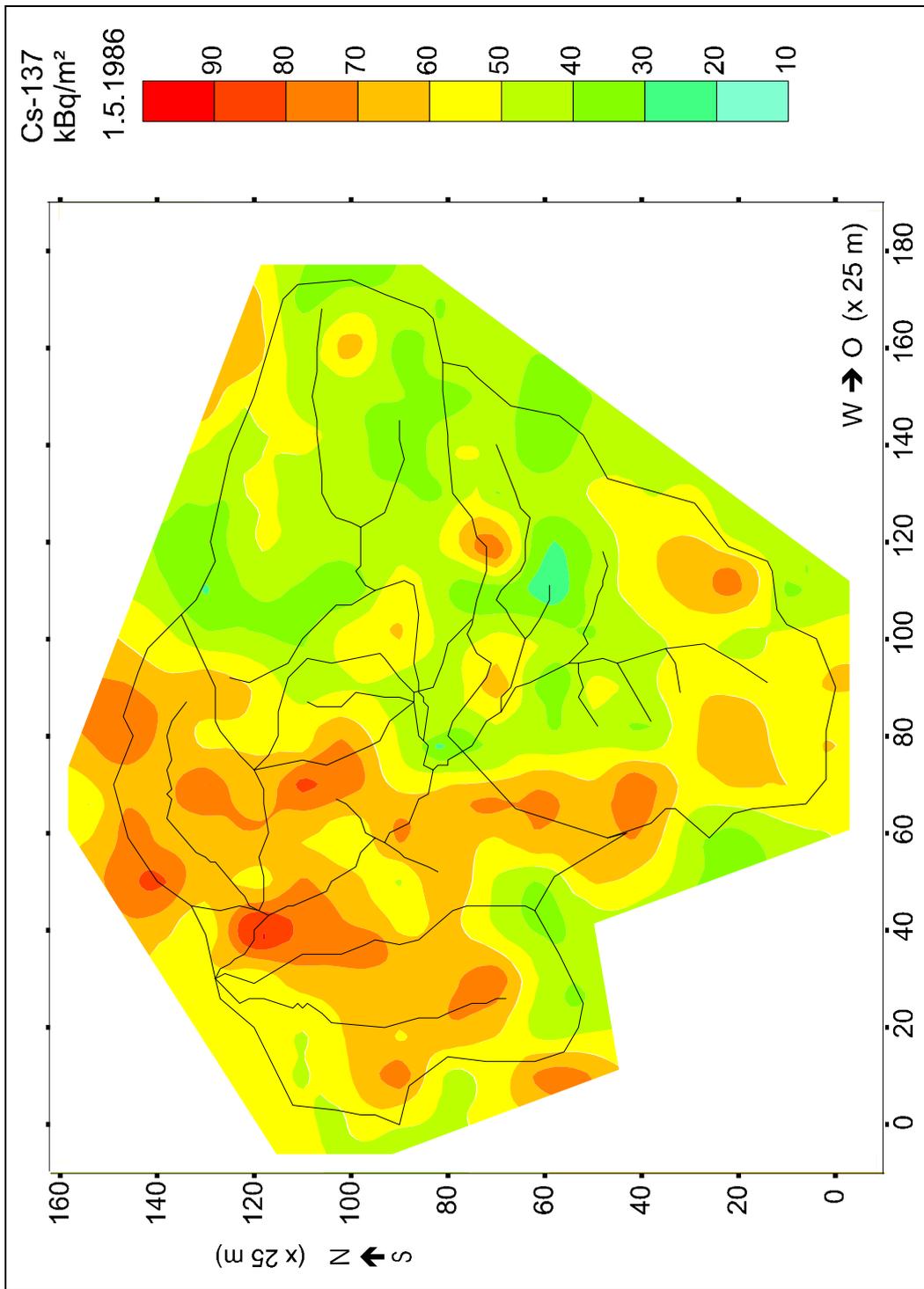


Abb. A.2.3.1: Räumliche Verteilung von ^{137}Cs im Untersuchungsgebiet Weinsberger Wald

B TRAUN-EINZUGSGEBIET

B.1 EINLEITUNG UND GEBIETSBESCHREIBUNG

B.1.1 Einleitung

Die höchsten ^{137}Cs -Kontaminationen in Klärschlämmen wurden im Bereich des Wassereinzugsgebietes der Traun festgestellt. In diesem Gebiet wurden auch hohe ^{137}Cs -Kontaminationen von Böden berichtet (UBA 1996). Die Verteilung der Bodenkontaminationshöhe soll im Rahmen dieses Projektes durch zusätzliche Bodenuntersuchungen besser räumlich aufgelöst werden. Die abschnittsweise Untersuchung des Flußlaufes der Traun soll eine Beziehung zwischen der Kontaminationshöhe in den Einzugsgebieten der Zuflüsse mit der Zunahme der ^{137}Cs -Fracht in der Traun ermöglichen.

B.1.2 Gebietsbeschreibung

Als Untersuchungsgebiet wurde das Einzugsgebiet der Traun bis vor Lambach gewählt. Die Größe des Gebietes beträgt ca. 1560 km² (siehe Abb. B.4.1.1.1).

B.1.3 Die Salzkammergutseen

Über drei der Salzkammergutseen stehen derzeit hydrographische Daten zur Verfügung, vor allem über den Traunsee, der im Rahmen dieses Projektes auch beprobt wurde. Die Seen spielen als effektive Sedimentfallen eine wichtige Rolle in der Bilanz des ^{137}Cs -Transports. Fast das gesamte mit dem Oberflächenwasser erodierte ^{137}Cs wird in die Seen eingetragen, dort "zwischengelagert" und zu einem großen Teil auch "endgelagert", verläßt also das hydrologische Einzugsgebiet nicht. Tab. B.1.3.1 zeigt die wichtigsten Daten von Traunsee, Hallstätter See und Wolfgangsee.

Tab. B.1.3.1: Kenngrößen einiger Salzkammergutseen: Traunsee, Hallstätter See und Wolfgangsee (Quellen: JAGSCH (1982), MÜLLER (1983), BAUMGARTNER (1984))

	Traunsee	Hallstätter See	Wolfgangsee
Fläche	24.396 km ²	8.58 km ²	13.15 km ²
Seehöhe	423 m	508 m	538 m
Max. Tiefe	189 m	125 m	114 m
Volumen	2.22705 km ³	0.557 km ³	0.619 km ³
Theoretische Verweildauer des Wassers	0.9 a	0.5 a	3.6 a
Einzugsgebiet	1417 km ²	646.5 km ²	123 km ²
MQ Abfluß	72.2 m ³ /s	37.3 m ³ /s	5.38 m ³ /s
wichtige Zuflüsse	Traun, Rindbach, Karbach, Moarbach, Gschlifgraben, Stucklbach, Mühlbach u.a.	Traun (19.7 m ³ /s), Waldbach, Gosaubach, Zlambach, Mühlbach	Seebach, Kohlbach, Mühlbach, Zinkenbach, Moosbach, Dittlbach
Schwebstoffeintrag	4.3 · 10 ⁷ kg/a (1980)		
Sedimentationsrate	Nordbecken: 4-5 mm/a, Südbecken: 2-3 cm/a		
Geschiebeeintrag	3.64 · 10 ⁷ kg/a (1980)		

Weitere Literaturangaben (Quellen in Tab. B.1.3.1) zum Traunsee sind im Folgenden zusammengefaßt:

80 Prozent des oberflächigen Zuflusses zum Traunsee stammt aus der Traun. Der wichtigste Zubringer des Hallstätter Sees ist ebenfalls die Traun (53%). Da der Abfluß aus dem Hallstätter See viel größer ist als der aus dem Wolfgangsee (Ischl) und er daher kein so wirksamer Puffer ist, ist der Einfluß des Hallstätter Sees auf die Traun beim Traunsee größer als der des Wolfgangsees.

Herkunft der Sedimente:

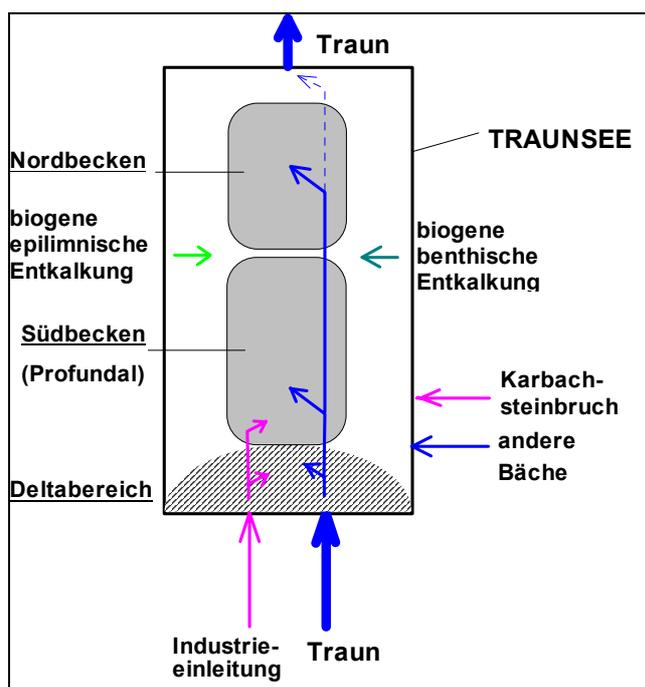


Abb. B.1.3.1: Schema der Sedimenteinträge in den Traunsee

- Zufuhr von Sediment durch die Traun und die in den See mündenden Bäche ("Klastische Einschüttungen"). Die Traun liefert den größten Beitrag zur natürlichen Sedimentbildung
- Industrieschlämme aus Ebensee (Saline Ebensee, Solvay; können im Süden bis zu 75% der Sedimentation ausmachen)
- Natürliche (biogene) Entkalkung des Seewassers: Epilimnische Entkalkung: Im Sommer führt die Planktonvermehrung zum Entzug von CO_2 und HCO_3^- aus dem Wasser, dadurch steigt der pH-Wert und CaCO_3 (Calcit) fällt aus der übersättigten Lösung aus. Benthische Entkalkung: Karbonathaltige Produkte von Plankton und Wasserpflanzen
- Rutschmassen von instabilem Boden (Gschlifgraben)
- Siedlungen, Landwirtschaft, Betriebe

Zusammensetzung der Sedimente:

- Dolomit (von der Traun geliefert, entsprechend der Geologie des durchflossenen Gebiets)
- Calcit (Bäche, biogene epilimnische Entkalkung, Industrieschlamm, Karbachsteinbruch)
- Quarz (aus den Bächen im Fylschgebiet, Nordteil des Sees, z. B. Gschlifgraben) (1-27 % der Sedimente)
- Feldspäte, Schichtsilikate (Illit u.a.)
- versch. Industrieschlamm (Gips, MgCO_3 u.a.)
- Organische Substanzen (org. C: 0.2 - 4% der Sedimente, v .a. im Norden und NW. Ursachen sind Nährstoffzufuhr aus Siedlungen und Landwirtschaft, besonders im Norden und Westen, Algenwachstum (W) und Eintrag durch Traun und Hochwasser aus dem Traunsteingebiet)
- Der Gesamtkarbonatgehalt der Sedimente beträgt im Mittel 63% (4 - 93%).

Die Sedimentationsrate im Nordbecken (4-5 mm/a) stimmt gut mit jener anderer Seen überein. Die höhere Rate im Südbecken ist auf die Einleitung von Industrieschlämmen (Fa. Solvay, Saline Ebensee) zurückzuführen. Von den 2-3 cm/a gesamter Sedimentationsrate wer-

den 5-7.5 mm/a als aus natürlichem Ursprung geschätzt. In den Bereichen mit flachem Wasser, wo die Sedimentproduktion v. a. biogen-benthischen Ursprungs ist, wird mit ca. 1 mm/a gerechnet. Die allgemeine Angabe einer Sedimentationsrate ist problematisch, weil die Dicke der Sedimentschicht, wie Untersuchungen gezeigt haben, lokal sehr verschieden ist, und daher auch die Sedimentationsrate variiert. Die oben angegebenen Sedimentationsraten wurden, analog zur Vorgangsweise in diesem Projekt, aus ^{137}Cs -Profilen berechnet. Auf dieselbe Weise (und außerdem durch Auswertung von Exzeß- ^{210}Pb) erhält IRLWECK (1991) Sedimentationsraten im Mondsee zwischen 1.2 und 6.8 mm/a.

Der Anteil der epilimnischen biogenen Entkalkung am Calcit-Eintrag ins Sediment ist nur sehr klein im Vergleich zu anderen Sedimentbeiträgen. Die biogene benthische Entkalkung liefert dagegen in den flachen Teilen des Sees (Norden; Hollereck, Altmünster, Orth) den größten Beitrag zur Sedimentation.

Im südlichen Traunseebereich ist die Zusammensetzung der Sedimente im wesentlichen gleich der der Schwebstoffe der Traun (sofern kein Einfluß der Industrieschlämme vorliegt).

Weitere Seen im Untersuchungsgebiet:

Vorderer und Hinterer Langbathsee; Offensee; Schwarzensee; Krotensee; Nussensee; Vorderer und Hinterer Gosausee, Wildensee; Elmsee; Vorderer und Hinterer Lahngangsee; Dreibrüdersee; Altausseer See; Grundsee; Toplitzsee; Kammersee; Ödensee.

B.1.4 Schwebstoffe der Traun

Die Traunseesedimente bestehen im wesentlichen aus Calcit, Dolomit und Quarz. Da die einzige Quelle für den Eintrag von Dolomit die Traun ist, kann der Dolomitgehalt des Sediments als Indikator für den Einfluß der Traun gesehen werden. Wegen der Wirkung der vorgelagerten Hallstätter See und Wolfgangsee als Sedimentfallen spielen für die Zusammensetzung der Schwebstoffe, die die Traun in den Traunsee einträgt, vor allem die geologischen Bedingungen zwischen den Seen eine Rolle. Die Schwebstoffkonzentration der Traun lag 1980 zwischen 0.27 und 145 g/m³, im Mittel bei 8.1 g/m³. Die Schwebstoffkonzentration ist grob mit

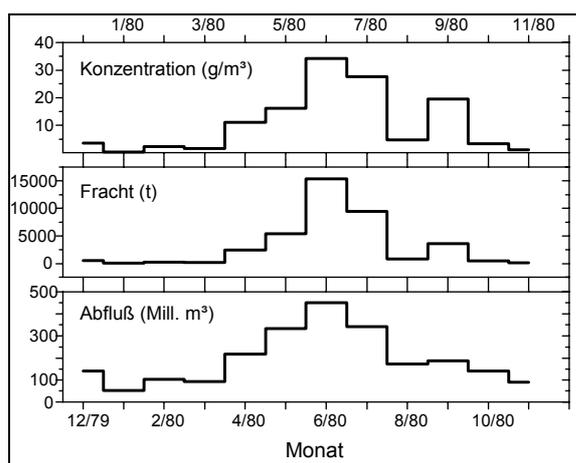


Abb. B.1.4.1: Wasserführung, Schwebstofffracht und -konzentration der Traun bei Ebensee

der Abflußmenge positiv korreliert, etwa $\log C \sim Q$. Im Verlauf von Hochwassereignissen steigt die Konzentration zunächst, fällt dann aber schneller als der Durchfluß (Hysteresiseffekt). Dies wird als "Ausräumen" der Sedimente mit dem ersten Hochwasserschub interpretiert. Entscheidend für die gesamte in den Traunsee gelangende Schwebstoffmenge sind die zwischen April und September im Gefolge von Schneeschmelze und sommerlichen Regenperioden transportierten Frachten. Ca. 40% der Jahresgesamtfracht gelangt im Juni in den Traunsee (SOSSAU 1982, MÜLLER 1983). Abb. B.1.4.1 zeigt die Verläufe der Wasserführung, der Schwebstofffracht und -konzentration bei Ebensee zwischen Nov. 1979 und Nov. 1980 (SOSSAU 1982).

Die Schwebstoffkonzentration und der Abfluß (Q) (beides im Monatsmittel gem. Abb. B.1.4.1) sind linear korreliert (siehe Abb. B.1.4.2). Die Regressionsparameter sind: Schwebstoff-Konzentration [g/m³] = $(-6.6 \pm 2.4) + (0.231 \pm 0.028) Q$ [m³/s] $r = 0.88$, $p < 0.05$.

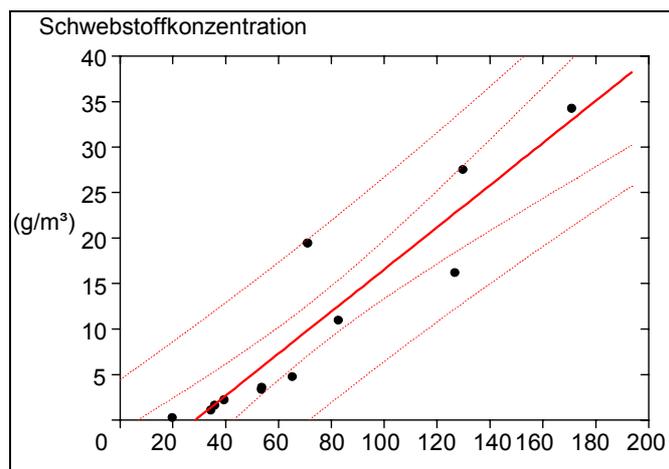


Abb. B.1.4.2: Lineare Regression Schwebstoffkonzentration - Abfluß in der Traun bei Ebensee

SOSSAU (1982) gibt als Zusammenhang zwischen Tagesmittelwerten von Schwebstoffkonzentration C (g/m^3) und Abfluß Q (m^3/s) der Traun bei Ebensee folgende Beziehung an:

$$\ln C = 1714 - 1722 Q^{-0.00126}$$

Das Calcit / Dolomit-Verhältnis der Traunschwebstoffe liegt im Mittel bei 0.3-0.4 (Werte von 0.11 - 3.6 werden im Untersuchungszeitraum 1979-1980 berichtet. Im Geschiebe beträgt das Verhältnis im Mittel 0.4-0.5. Im Winter (geringe Wasserführung) ist der Calcitanteil i. a. höher. Das Dolomit / Quarz-Verhältnis liegt im Schwebstoff bei 2-3.5, im Geschiebe bei 2.5-4. Der Dolomitanteil steigt mit der Wasserführung. Das liegt anscheinend daran, daß die

größeren Dolomitpartikel umso mehr suspendiert werden, je größer die Fließgeschwindigkeit (\sim Wasserführung) ist. Das Calcit / Quarz-Verhältnis schließlich liegt in Schwebstoffen und Geschiebe zwischen 1.5-2 mit relativ geringer Schwankung. Im Jahresmittel beträgt das Verhältnis Dolomit : Calcit : Quarz = 3 : 2 : 1, an der Eintragsmenge gemessen Dolomit: Calcit : Quarz : sonst (Tonminerale, Feldspate, organ. Material) 17 : 9 : 2 : 15 (MÜLLER 1983).

Die größeren Körner der Traunschwebstoffe werden im Südbecken abgesetzt, die kleineren Kornfraktionen weiter in den Norden transportiert. Grobes Material (Geschiebe) wird v.a. ins Delta abgelagert, kann von dort aber auch in das tiefe Becken abrutschen (Trübestrome, turbidity currents, bilden Turbidite genannte Ablagerungen).

Je nach den jahreszeitlichen Verhältnissen kann im Traunsee das Traunwasser anhand der mineralogischen Zusammensetzung der Schwebstoffe nachgewiesen werden.

B.2 BODENKONTAMINATION

B.2.1 Material und Methoden

Die Messung der Flächenkontamination erfolgte einerseits durch die klassische Methode der Entnahme von Bodenproben mit anschließender gammaspektrometrischer Bestimmung des Radionuklidgehaltes und Hochrechnung aus der Entnahmefläche der Bodenprobe auf die Aktivität pro m^2 . Zum Vergleich mit den Bodendaten wurden als zweite Methode an den jeweiligen Entnahmeorten in-situ Gammaskontaminationen aufgenommen.

B.2.1.1 Entnahme von Bodenproben

Bodenproben für Bestimmung der Flächenkontamination und Tiefenverteilungsmessungen

Die Beprobung von Böden erfolgte aus zeitlichen Gründen mit einem zylinderförmigen Bodenstecher mit einem Durchmesser von ca. 6 cm (30 cm^2 Querschnitt) und 15 cm Tiefe (Fa. Gardena). Bodenproben wurden auf möglichst ebenen Flächen entnommen; In tiefgründigen Böden erfolgte einheitlich die Entnahme bis zu einer Tiefe von 15 cm von jeweils 10 Boden-

proben, die zu einer Mischprobe vereinigt wurden. Daraus entstanden Einzelproben mit einer Gesamtmasse von 4,5 kg. Die Verteilung der 10 Proben erfolgte zufällig über eine möglichst große Fläche, um eine hohe Repräsentativität zu erreichen (zu dieser Problematik siehe UBA 1996).

Für In-situ Messungen und für die Bestimmung der Tiefenverteilung wurden Bodenproben mit einem Bodenprobenstecher von 8,1 cm Durchmesser (51.5 cm² Querschnitt) bis zu einer Tiefe von 15 cm entnommen (Fa. Ejkelkamp), dabei lagen jeweils 3 Entnahmepunkten in den Ecken eines gleichseitigen Dreieckes von 10 m Seitenlänge mit dem In-situ Detektor im Zentrum.

B.2.1.2 Lage der Entnahmepunkte

Abb. B.2.1.2.1 (siehe nächste Seite) zeigt die Entnahmepunkte der Bodenproben, die im Untersuchungsgebiet zur Verfügung stehen. Zusätzlich zu den Meßpunkten der "Cäsiumkarte" (UBA 1996) wurden weitere Bodenproben genommen, um die räumliche Verteilung der Bodenkontamination genauer ermitteln zu können.

Die Bodenproben zur Erstellung der ¹³⁷Cs-Kontaminationskarte des UBA (1996), wurden von den Autoren nach unterschiedlichen Methoden genommen, behandelt und gemessen. Für Details siehe die Datenbank zur Cäsiumkarte (UBA 1996). Die neuen Proben (Codes T und L) wurden nach der oben (B.2.1.1) beschriebenen Methoden entnommen.

B.2.1.3 Aufbereitung für Gammaskpektrometrie

Mit dem Gartenstecher entnommene Bodenmischproben wurden naß gewogen, die gesamte Probe bei 105 °C getrocknet, das Trockengewicht bestimmt, die gesamte Probe händisch homogenisiert und für die Messung ein Volumen von 600 ml entnommen. Die Auftrennung von Bodenproben für Tiefenverteilungsbestimmungen erfolgte nur an Bodenproben, die mit dem 8.1 cm-Stecher entnommen wurden, in Schritten von jeweils 2 cm Dicke bis zu einer Bodentiefe von 14 cm.

B.2.1.4 Gammaskpektrometrische Messungen

Die gammaskpektrometrische Messung erfolgt mit den HPGe-Detektoren (Ortec) der Universität Salzburg, Institut für Physik und Biophysik. Details der gammaskpektrometrischen Meßmethodik sind in UBA (1994) dargestellt.

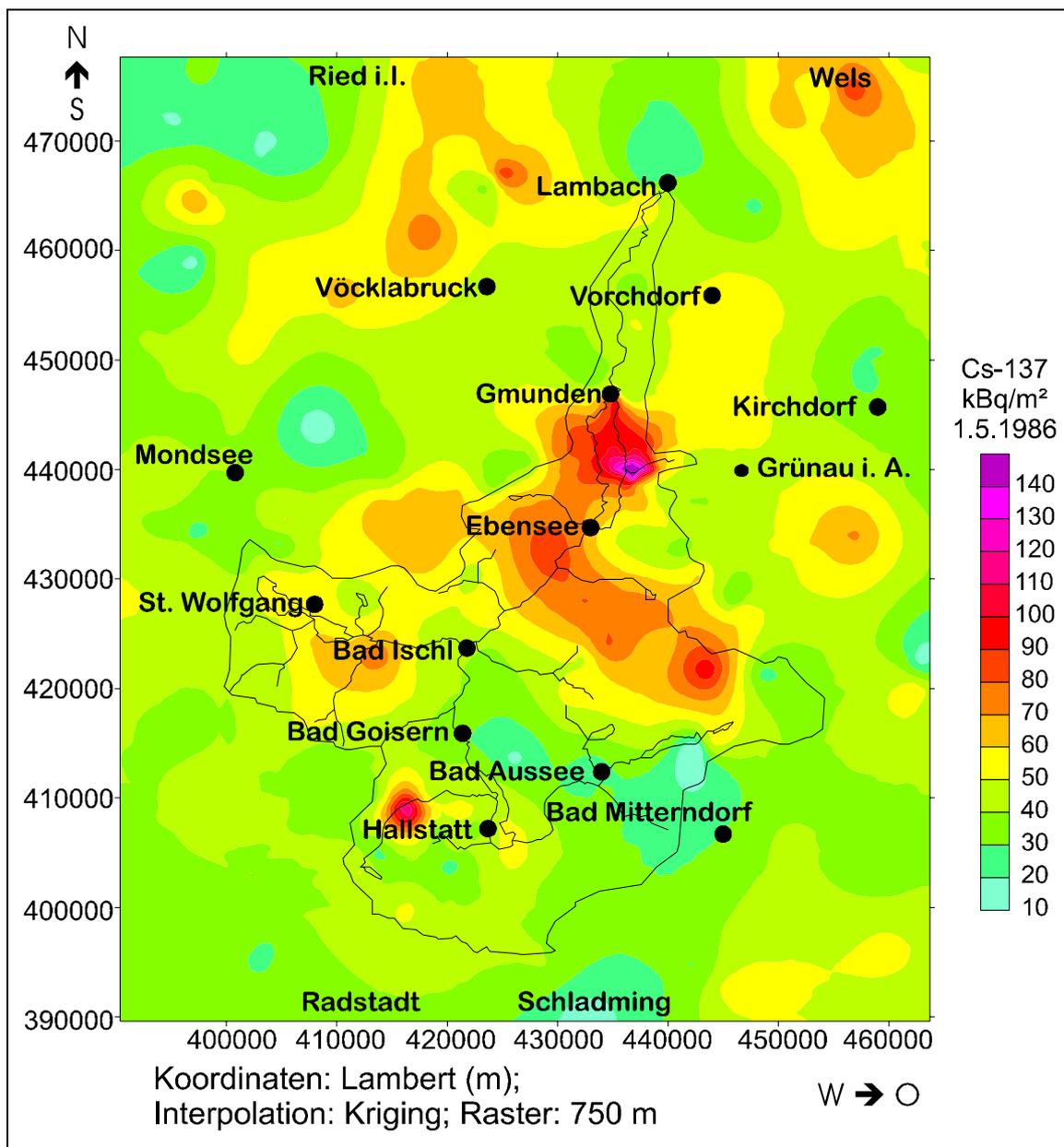


Abb. B.2.2.3.1: Räumliche Verteilung der ¹³⁷Cs-Kontamination im Salzkammergut

B.2.2 Ergebnisse und Diskussion - Bodenkontamination im Trauneinzugsgebiet

B.2.2.1 Mittlere ¹³⁷Cs Flächenkontamination im Trauneinzugsgebiet

Die für die einzelnen Einzugsgebiete (s. Abschnitt B.3.1.1) berechneten gesamten ¹³⁷Cs-Inventare und mittleren Flächenkontaminationen sind Tab. B.2.2.3.1 zu entnehmen. Einige Teileinzugsgebiete sind dabei überlappend (s. Tab. B.3.1.1.1).

Tab. B.2.2.3.1: Fläche der Teileinzugsgebiete, ¹³⁷Cs-Flächenkontamination und Cäsiuminventar in den Teileinzugsgebieten (Lage der Flächen siehe Abb. B.3.1.1.1)

Gebiet	Fläche (km ²)	Inventar (TBq)	mittl. Deposition (kBq/m ²)
1	37.8	2.72	72.0
2	250.9	13.1	52.2
3	41.6	1.75	42.1
4	10.5	0.43	41.0
5	125.1	5.31	42.5
6	334.4	13.7	41.0
7	752.3	31.3	41.6
8	1257.6	63.0	50.1
gesamt	1491.8	75.8	50.8

Trotz der starken Schwankung der Kontamination im gesamten Gebiet von 10 - 140 kBq/m² (siehe Abb. B.2.2.3.1) sind die mittleren Gebietsbelastungen relativ homogen und erreichen Werte zwischen 41 und 72 kBq/m². Die höchste mittlere Flächenkontamination zeigt somit das Gebiet um die Langbathseen (Teilgebiet 1).

B.2.2.2 Räumliche Darstellung der ¹³⁷Cs Flächenkontamination im Trauneinzugsgebiet

In Abbildung B.2.2.3.1 (siehe Farbkarte) ist die räumliche Verteilung der Bodenkontamination mit ¹³⁷Cs im Trauneinzugsgebiet dargestellt. Die Flächeninterpolation erfolgte mit der Software „Surfer“.

B.3 WASSER

B.3.1 Material und Methoden zur Untersuchung von Wasserproben

B.3.1.1 Probenahmepunkte zur Ziehung von Wasserproben

Die einzelnen Teil-Einzugsgebiete sind so festgelegt, daß sich am Fluß-Ausgang jedes Gebietes ein Pegel mit Durchflußmessung befindet und die Untersuchungsflächen außerdem möglichst verschieden groß sind (analog der Vorgangsweise im Projektteil A, Weinsberger Wald). In Tab. B.3.1.1.1 sind die Flächen und die Abflußspenden der Einzugsgebiete zusammengestellt (HZB 1993).

Tab. B.3.1.1.1: Teileinzugsgebiete im Bereich der Traun (F = Einzugsgebiet, km²; Mq = Mittlere Abflußspende, l/s.km²)

Gebiet Nr.	Pegelname	F (km ²)	Mq (l/s.km ²)
1	Ebensee - Langbathbach	37.8	30.3
2	Bad Ischl - Giselabrücke	250.9	43.7
3	Waldbachstrub	41.6	78.8
4	Altaussee - Augstbach	10.5	46.7
5	Archkogel	125.1	48.2

Gebiet Nr.	Pegelname	F (km ²)	Mq (l/s.km ²)
6 (inkl. 4 und 5)	Obertraun	334.4	59.6
7 (inkl. 3,4,5,6)	Bad Ischl - Maxquelle	752.3	54.4
8 (inkl. 1 bis 7)	Ebensee - Traun	1257.6	50.9
0 (ges. Gebiet)	Roitham	1491.8	48.4

Abb. B.3.1.1.1 zeigt die Lage der Teileinzugsgebiete innerhalb des gesamten Untersuchungsgebietes und die Entnahmestellen für Wasserproben.

B.3.1.2 Probenahme und -aufbereitung

Entnahme von Wasserproben

Soweit möglich erfolgte die Entnahme von Brücken aus: ein Kübel wurde an einer Leine befestigt und von der Brücke in die Flußmitte geworfen, das Wasser auf diese Weise entnommen und in einen Plastikkanister übergeführt. Auf diese einfache Art war es möglich, das Maximum der Strömung im Strömungsprofil eines Flußes zu erfassen. Die nachteilige Probenahme im Uferbereich, der für den Sedimenttransport atypisch ist, konnte damit umgangen werden. Im Uferbereich unterblieb die Entnahme von Wasserproben weitgehend, um den Einfluß verminderter Strömung auf die Sedimentführung zu vermeiden. Für die Untersuchung wurden jeweils ca. 60 Liter Wasser (2 Kanister) entnommen.

Aufbereitung der Wasserproben

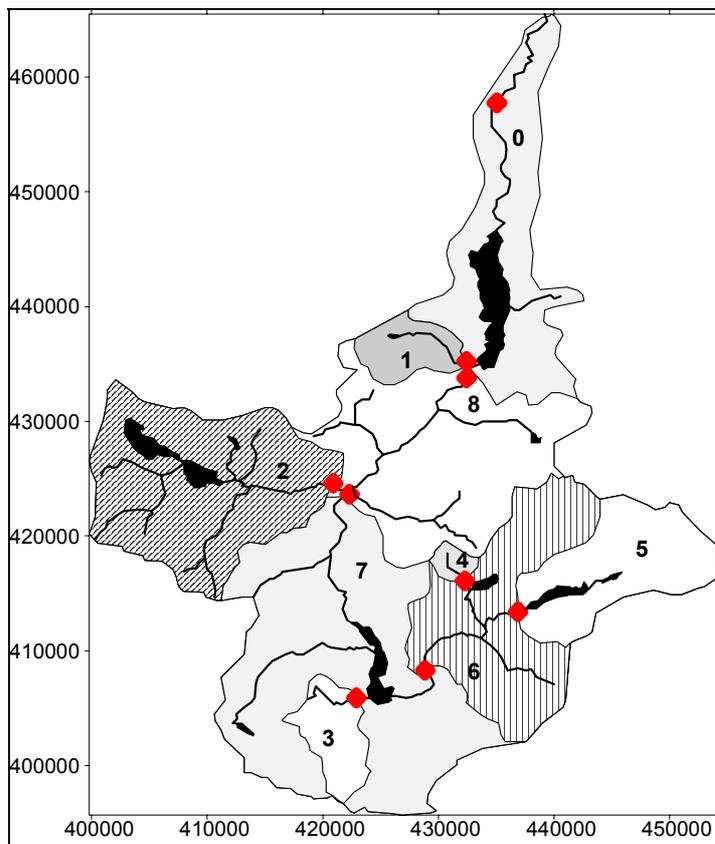


Abb. B.3.1.1.1: Teileinzugsgebiete und Wasserprobenahme-stellen im Bereich der Traun

Für die gammaspektrometrischen Untersuchungen war es notwendig, die Proben einzudampfen um zu gut meßbaren Aktivitätskonzentrationen zu kommen. Die Wasserproben wurden über einen Zeitraum von mehreren Wochen bis ca. 2 Monate in lichtundurchlässigen Polyethylenfässern mit 60 Liter Volumen erschütterungsfrei stehen gelassen. Nach dem Ab-sedimentieren wird das Wasser über einen Hahn, der etwa 8 cm über dem Boden angebracht ist, langsam abgelassen. Die schwebstofffreie Wasserprobe wird in einem 2 Liter Rotations-Birnenkolben (Rotavapor), der im Wasserbad auf 90-95 °C erhitzt wird, verdampft. Die Erzeugung des notwendigen Unterdruckes erfolgte mit einer Wasserstrahlpumpe. In der zur Verfügung stehenden Anlage wurden für das Verdampfen einer 50 Liter Wasserprobe ca. 4 Arbeitstage bzw. 32 Stunden benötigt. (die Anlage kann nicht vollautomatisch betrie-

ben werden). Das Nachfüllen der Wasserprobe in den Birnenkolben erfolgte kontinuierlich entweder durch Nachtropfen oder durch periodisches Nachfüllen, was durch den Unterdruck geregelt werden kann. Zur Feststellung der Masse des gewonnenen Rückstandes wurde der Birnenkolben vor und nach der Probenaufbereitung bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und gewogen und aus der Differenz die Masse bestimmt. Die am Kolben angelagerte Probe wurde im Ultraschallbad nach Zugabe von ca. 100 ml Aqua bidest. von der Glaswand entfernt und der im Wasser suspendierte Rückstand in ein Probengefäß für die gammaspektrometrische Untersuchung (185 ml Polyethylenbehälter) übergeführt. Die Flüssigkeit im Probenbehälter wurde anschließend zur Volumensminderung eingedampft. Dieser Vorgang mußte mehrmals (3-4 mal) bis zur vollständigen Ablösung des Rückstandes von der Glaswand wiederholt werden. Der Kolben wurde anschließend mit 20 ml 1:1 mit Aqua bidest. verdünnter konzentrierter Essigsäure gereinigt und in den Probenbehälter ausgespült. Im letzten Schritt wurde der Kolben mit 20 ml Aqua bidest. 2 mal ausgespült und die Spülflüssigkeit in den Probenbehälter übergeführt, in dem die Probe nun bis zur Gewichtskonstanz eingedampft werden konnte. Zur Kontrolle wurde der Kolben getrocknet und nachgewogen. In keinem Fall konnten signifikante Gewichtsveränderungen gegenüber der Wägung vor der Probenaufbereitung festgestellt werden (Genauigkeit 0.1 g, Probengewichte ca. 10 g, d.h. Unsicherheit im %-Bereich).

Gammaspektrometrische Messung

Die gammaspektrometrische Messung erfolgte an der Universität Salzburg. Details zur Methode der Gammaspektrometrie sind in UBA (1994) zu finden.

B.3.1.3 Abflußraten in Flüssen des Trauneinzugsgebietes

Die mittleren Abflußraten werden den Jahrbüchern des hydrographischen Dienstes entnommen (die genauen Daten sind im Abschnitt B.3.2.2 zusammengestellt). Die aktuellen Abflußraten zum Zeitpunkt der Probenahme (1997) sind vom Hydrographischen Zentralamt noch nicht publiziert, daher wurde auf Daten früherer Jahre zurückgegriffen.

B.3.2 Ergebnisse der Untersuchung von Wasserproben

B.3.2.1 ¹³⁷Cs in Oberflächenwasser und Schwebstoffen im Bereich der Traun

An zwei Terminen wurden Wasserproben genommen, nämlich am 21.3.1997 (Hochwasser) und 29./30.10.1997 (Niedrigwasser). Die ¹³⁷Cs-Meßergebnisse für Wasser und daraus abgetrennte Schwebstoffe aus Proben des Trauneinzugsgebietes sind in Tabelle B.3.2.1.1. zusammengefaßt.

Tab. B.3.2.1.1: ¹³⁷Cs-Gehalte in Wasserproben und abgetrennten Schwebstoffen
(Bezugsdatum 1.1.97; NG: Nachweisgrenze für ¹³⁷Cs)

Ort der Probenahme	Wasser mBq/l	Sediment mBq/l	Sediment Bq/kg TS
Traun / Laakirchen	1.25	< 0.19	<209
Traun / Roitham	1.19 ± 0.22	0.24	30.0
Traun / Ebensee	< 0.09	2.8	109
Langbathbach / Ebensee	0.50	0.96	76.9
Traun / Bad Ischl	0.67 ± 0.19	2.5	109
Ischl / Bad Ischl	0.09	2.1	154
Gosaubach / Hallst. see	<0.17	<0.26	<NG
Waldbach / Hallstatt	<0.09	3.2	472
Traun / Obertraun	0.10	0.97	79.6

Ort der Probenahme	Wasser mBq/l	Sediment mBq/l	Sediment Bq/kg TS
Augstbach / Bad Aussee	0.17	0.07	<NG
Traun / Grundlsee	0.28	0.86	172

Die Ergebnisse des Traunwassers aus Laakirchen und Roitham stimmen, entsprechend der geringen geographischen Entfernung der Probenziehung, sehr gut überein.

Tab. B.3.2.1.2 zeigt die Konzentrationen des Trockenrückstandes des Wassers und die Sedimentlast des Wassers.

Tab. B.3.2.1.2: Trockenrückstand und Sedimentfracht in Wasserproben des Trauneinzugsgebietes (AM: arithmetisches Mittel; SD: Standardabweichung; GM: geometrisches Mittel)

Probenahmestelle	Wasser TS g/m ³	Sediment TS g/m ³
Traun / Laakirchen	588	0.90
Traun / Roitham	290	7.89
Traun / Ebensee	126	25.5
Langbathbach / Ebensee	237	5.41
Traun / Bad Ischl	142	23.0
Ischl / Bad Ischl	153	13.9
Gosaubach / Hallst. see	133	0.97
Waldbach / Hallstatt	122	6.83
Traun / Obertraun	161	12.2
Augstbach / Bad Aussee	174	2.65
Traun / Grundlsee	147	4.98
arithmetisches Mittel	208	9.47
Standardabweichung	130	8.39
geometrisches Mittel	186	5.96
Median	157	6.83

B.3.2.2 Austrag von ¹³⁷Cs mit Fließgewässern des Trauneinzugsgebietes

Die Meßergebnisse der untersuchten Wasserproben werden für die weiteren Berechnungen als typische Stichproben angenommen. Die relativ geringe Anzahl von Einzeldaten als Berechnungsgrundlage muß bei der abschließenden Bewertung der Ergebnisse berücksichtigt werden. Als Durchflußraten dienen die langjährigen Mittelwerte (Quelle Hydrographisches Zentralbüro), der einzelnen Pegelmeßstellen im Untersuchungsgebiet. Diese Werte stellen natürlich nur einen guten Schätzwert für die realen Verhältnisse während des Untersuchungszeitraumes dar. Die Eingangsdaten und Ergebnisse der Berechnung des ¹³⁷Cs-Austrages durch Oberflächenwässer sind in den Tab. B.3.2.2.1 bis B.3.2.2.4 zu finden. Für die Werte unterhalb der Nachweisgrenze in Tabelle B.3.2.2.1 wurde zur statistischen Auswertung die halbe Nachweisgrenze als Schätzwert angesetzt.

¹³⁷Cs-Austrag in gelöster Form mit Flußwasser des Trauneinzugsgebietes

Tab. B.3.2.2.1: Austrag von im Flußwasser gelöstem ¹³⁷Cs aus dem Untersuchungsgebiet (Mq: mittlere Abflußspende (10⁶ m³/a); MQ: mittlerer jährlicher Abfluß (10⁶ m³/a) Konz.: Konzentration (mBq/l); Flächenk.: Flächenkontamination (kBq/m²) NG: Nachweisgrenze)

Einzugsgebiet zum Meßpunkt:	Fläche km ²	Mq l/s.km ²	MQ 10 ⁶ m ³ /a	¹³⁷ Cs-Konz. mBq/l	¹³⁷ Cs-Austrag MBq/a	¹³⁷ Cs-Flächenk. kBq/m ² .	¹³⁷ Cs-Inventar TBq	Austragsrate 10 ⁻⁶ a ⁻¹
Traun / Laakirchen			2297	1.25	2872	50.8	75.8	37.9
Traun / Roitham	1491.8	48.8	2297	1.19	2734	50.8	75.8	36.1
Langbathbach/Ebensee	37.8	30.3	36	0.50	18	72.0	2.7	6.6
Traun / Ebensee	1257.9	50.9	2020	< 0.09	< 190	50.1	63.0	< 3.0
Ischl / Bad Ischl	250.9	43.7	346	0.09	< 32	52.2	13.1	< 2.4
Traun / Bad Ischl	752.3	54.4	1291	0.67	865	41.6	31.3	27.6
Gosaubach / Hallst. See	91.7			<0.17	-	-	-	-
Waldbach / Hallstatt	41.6	78.8	103	<0.09	< 9.6	42.1	1.8	< 5.3
Traun / Obertraun	334.4	59.6	629	0.1	63	41.0	13.7	4.6
Traun / Grundlsee	125.1	48.2	190	0.28	< 53	42.5	5.3	< 10
Augstbach / Bad Aussee	10.5	46.7	15	0.17	< 2.6	41.0	0.4	< 6.5

Die Austragsraten streuen innerhalb des Untersuchungsgebietes sehr stark, eine statistische Auswertung der Ergebnisse für ¹³⁷Cs-Austragsraten ist in Tab. B.3.2.2.2 zusammengefaßt.

Die Werte von Roitham und Laakirchen (nach dem Traunsee) sind auffällig hoch (siehe Tabelle B.3.2.2.1: ¹³⁷Cs-Konzentration im Wasser: 1.2 mBq/l) im Vergleich mit Wasserproben aus Flußabschnitten vor Durchquerung des Traunsees (¹³⁷Cs-Konzentration unter 0.7 mBq/l). Als theoretischer Erklärungsansatz für diesen großen Unterschied wäre eine ¹³⁷Cs-Anreicherung des Traunwasser beim Durchgang durch den Traunsee (theoretische Verweilzeit 1.04 Jahre, BACHURA et al. 1992) aus den abgelagerten Sedimenten denkbar.

Tab. B.3.2.2.2: Mittlere ¹³⁷Cs-Austragsrate in gelöster Phase für Flüsse des Trauneinzugsgebietes

¹³⁷ Cs Austragsrate	mit Roitham und Laakirchen	ohne Roitham und Laakirchen
Median	4.8 10 ⁻⁶ a ⁻¹	4.0 10 ⁻⁶ a ⁻¹
geometr. Mittel	6.3 10 ⁻⁶ a ⁻¹	4.0 10 ⁻⁶ a ⁻¹
arithmet. Mittel	12.7 10 ⁻⁶ a ⁻¹	6.6 10 ⁻⁶ a ⁻¹
Standardabw.	15.0 10 ⁻⁶ a ⁻¹	8.7 10 ⁻⁶ a ⁻¹

Zu bedenken ist auch, daß das Traunwasser nach dem Traunsee wegen der relativ langen Verweilzeit im See (theoretisch 1 Jahr, tatsächlich kürzer) wesentlich "älter" als jenes vor dem See ist. Die Wassermassen vor und nach dem See stammen daher aus unter Umständen stark unterschiedlichen Wetterperioden und daher auch verschiedenen Erosionsepisoden. Diese Überlegung gilt auch für die anderen Seen, sodaß die Wasserproben, die zu einem Zeitpunkt vom Verlauf der Traun genommen werden, aus sehr verschiedenen Perioden stammen und daher nicht vergleichbar sind.

Da die ¹³⁷Cs-Werte des Inventars auf den 1.5.1986 bezogen sind, die der Wasserproben jedoch auf das Probenahmedatum, muß durch 0.783 dividiert werden (Zerfallskorrektur 1.5.1986 - 1.1.1997), sodaß sich als endgültige Austragsrate (als geometrisches Mittel, inkl. Roitham und Laakirchen) ein Wert von $E_{L\ddot{o}s} = 8 \cdot 10^{-6} \text{ a}^{-1}$ ergibt, also deutlich weniger als im Untersuchungsgebiet Weinsberger Wald (70 10⁻⁶, Kapitel A.3.2.2).

¹³⁷Cs-Austrag durch Schwebstoffe in Fließgewässern des Trauneinzugsgebietes

Tabelle B.3.2.2.3 zeigt den Austrag von schwebstoffgebundenem ¹³⁷Cs mit dem Wasser aus dem Untersuchungsgebiet.

Tab. B.3.2.2.3: Austrag von schwebstoffgebundenem ¹³⁷Cs in Fließgewässern aus dem Untersuchungsgebiet (Mq: mittlere Abflußspende (10⁶ m³/a); MQ: mittlerer jährlicher Abfluß (10⁶ m³/a) Konz.: Konzentration (mBq/l); Flächenk.: Flächenkontamination (kBq/m²) NG: Nachweisgrenze)

Einzugsgebiet zum Meßpunkt:	Fläche km ²	Mq l/s.km ²	MQ 10 ⁶ m ³ /a	¹³⁷ Cs-Konz. mBq/l	¹³⁷ Cs-Austrag MBq/a	¹³⁷ Cs-Flächenk. kBq/m ² .	¹³⁷ Cs-Inventar TBq	Austragsrate 10 ⁻⁶ a ⁻¹
Traun / Laakirchen			2297	< 0.19	< 436	50.8	75.8	< 5.8
Traun / Roitham	1491.8	48.8	2297	0.24	551	50.8	75.8	7.27
Langbathbach/Ebensee	37.8	30.3	36	0.96	34.6	72.0	2.7	12.8
Traun / Ebensee	1257.9	50.9	2020	2.8	5656	50.1	63.0	89.8
Ischl / Bad Ischl	250.9	43.7	346	2.1	727	52.2	13.1	55.5
Traun / Bad Ischl	752.3	54.4	1291	2.5	3228	41.6	31.3	103
Gosaubach / Hallst. See	91.7			< 0.26		-	-	
Waldbach / Hallstatt	41.6	78.8	103	3.2	330	42.1	1.8	183
Traun / Obertraun	334.4	59.6	629	0.97	610	41.0	13.7	44.5
Traun / Grundlsee	125.1	48.2	190	0.86	163	42.5	5.3	30.8
Augstbach / Bad Aussee	10.5	46.7	15	< 0.07	1.04	41.0	0.4	< 2.8

Aus den Ergebnissen in Tabelle B.3.2.2.3 ist zu erkennen, daß der Traunsee als wirksame Sedimentfalle fungiert: sowohl der Schwebstoffgehalt (Tab. B.3.2.1.2) als auch der ¹³⁷Cs-Austrag sind in Roitham (nach dem Traunsee gelegen) deutlich niedriger als in Ebensee (vor Durchquerung des Traunsee). Eine "Verdünnungseffekt" durch Einmündung des schwebstoffarmen Langbathbaches und eventuell andere Bäche, die in den Traunsee münden, findet zwar statt, ist aber unerheblich, da 80% des oberflächlichen Zuflusses zum Traunsee aus der Traun stammt (s. Abschnitt B.1.3). Da die Traun bei Obertraun (vor dem Hallstätter See) relativ wenig schwebstoffgebundenes ¹³⁷Cs aufweist, muß die hohe Belastung der Traun bei Bad Ischl und Ebensee auf den Sedimenteintrag im Gebiet zwischen Hallstätter See (Waldbach, nicht aber Gosaubach) und Ebensee zurückzuführen sein. Auch der Beitrag der Ischl wirkt verdünnend auf die ¹³⁷Cs-Schwebstoffgehalte des Traunwassers.

Die mittlere ¹³⁷Cs-Austragsrate in schwebstoffgebundener Form für Flüsse des Trauneinzugsgebietes beträgt $53.1 \pm 57.9 \cdot 10^{-6} \text{ a}^{-1}$ (Median: 37.7; geometrisches Mittel: 23.2). Da die ¹³⁷Cs-Werte des Inventars auf den 1.5.1986 bezogen sind, die der Wasserproben jedoch auf das Probenahmedatum, muß durch 0.783 dividiert werden (Zerfallskorrektur 1.5.1986 - 1.1.1997), sodaß sich als endgültige ¹³⁷Cs-Austragsrate für schwebstoffgebundenes Cs (unter Verwendung des geometrischen Mittelwertes) $E_{\text{Sed}} = 30 \cdot 10^{-6} \text{ a}^{-1}$ ergibt. Dieser Wert entspricht jenem für Bäche aus dem Untersuchungsgebiet Weinsberger Wald ($40 \cdot 10^{-6}$, Kapitel A.3.2.2).

Wegen der Komplexität des Transportverhaltens der Sedimente im Salzkammergut, besonders in Hinblick auf Sedimentationsprozesse im Bereich der Seen ist dieser Austragswert nur schwer interpretierbar.

B.4 SEDIMENTE

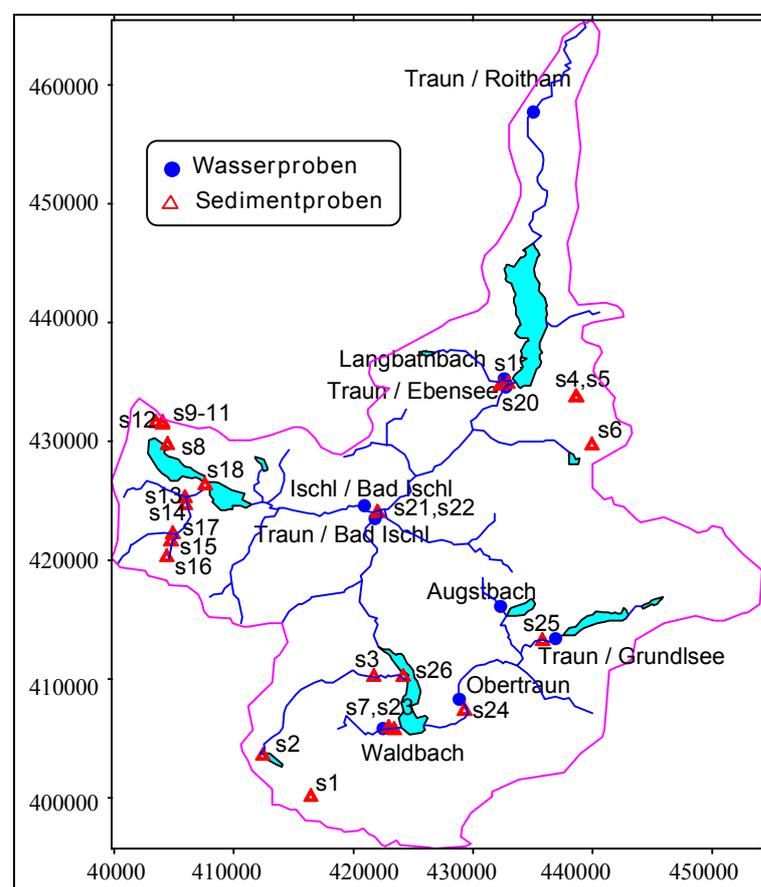
B.4.1 Material und Methoden

B.4.1.1 Probenahme zur Gewinnung von Sedimenten aus Fließgewässern des Trauneinzugsgebietes

Probenahme

Die Entnahme von Sedimentproben erfolgte in Anlehnung an eine Arbeitsanweisung von M. KRALIK (1994), wobei keine besondere Bedachtnahme auf eine weitergehende Analyse auf organische Schadstoffe genommen wurde. Die Sedimente wurden an Stellen mit möglichst großem Feinsedimentanteil entnommen.

Die Entnahme von Sedimentproben erfolgte mit einer Handschaufel aus Kunststoff oder Metall. Die Entnahmetiefe richtete sich aufgrund der Heterogenität des Sedimentes nach den jeweiligen Gegebenheiten, es wurde allerdings darauf geachtet, daß 10 cm nicht überschritten wurden.



Nach Möglichkeit wurde eine Mischprobe aus einer Fließstrecke von 10-20 m entnommen. Für die Korngrößenanalyse und nachfolgende Radionuklidanalytik war eine Probenmenge von ca. 5 Liter erforderlich, um zu vertretbaren Meßzeiten für ^{137}Cs im mengenmäßig geringen Feinanteil zu gelangen. Für den Transport wurden reißfeste Plastiksäcke verwendet. Im Labor wurden die Proben zur Lufttrocknung in Plastikwannen ausgebreitet. Die Probenahme wurde in einem Probennahmeprotokoll (Formblattentwurf M. KRALIK, Dez. 1996) festgehalten.

Probenahmepunkte

Abb. B.4.1.1.1 zeigt die Probenahmepunkte der Wasser- und Sedimentproben im Bereich des Trauneinzugsgebietes.

Abb. B.4.1.1.1: Entnahmestellen für Sediment- und Wasserproben im Untersuchungsgebiet der Traun

B.4.1.2 Sediment - Probenahme im Traunsee

Probenahme

Für die Entnahme von Seesedimenten stand ein Sedimentprobenahmesystem der Fa. UVITEC zur Verfügung. Der Probennehmer wurde auf einem Boot montiert und damit an 24 Stellen im Traunsee Proben entnommen. Das Eigengewicht des Probennehmers reichte aus, den zylinderförmigen Probenbehälter bis zu einer Länge von 50 cm in das Seesediment einzudrücken. Ein speziell konstruierter Mechanismus garantierte, daß beim Herausziehen des Sedimentkernes der Zylinder unten verschlossen wurde und die Sedimentprobe ungestört entnommen und ins Boot gehoben werden konnte. Die Sedimentkerne wurden in verschlossenen Plastikröhren transportiert und bis zur Aufbereitung gelagert. Im Labor wurden die Proben in Plastikwannen umgefüllt, in denen die Lufttrocknung der Proben erfolgte. Die Probenahme wurde in einem Probenahmeprotokoll (Formblattentwurf M. KRALIK) festgehalten.

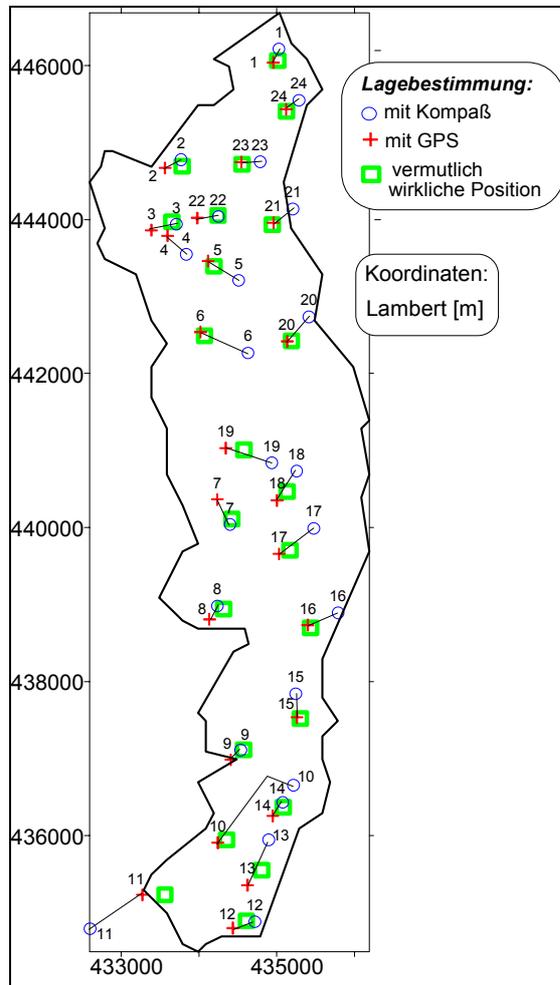


Abb. B.4.1.1.2: Lage der Probenahmepunkte für Seesedimente aus dem Traunsee

Ein speziell konstruierter Mechanismus garantierte, daß beim Herausziehen des Sedimentkernes der Zylinder unten verschlossen wurde und die Sedimentprobe ungestört entnommen und ins Boot gehoben werden konnte. Die Sedimentkerne wurden in verschlossenen Plastikröhren transportiert und bis zur Aufbereitung gelagert. Im Labor wurden die Proben in Plastikwannen umgefüllt, in denen die Lufttrocknung der Proben erfolgte. Die Probenahme wurde in einem Probenahmeprotokoll (Formblattentwurf M. KRALIK) festgehalten.

Lage der Probenahmepunkte

Abb. B.4.1.2.1 zeigt die Lage der Sedimentprobenahmen im Traunsee. Die genaue Lagebestimmung ist nicht einfach, da die mit dem GPS-Gerät gemessenen Koordinaten mittlere Fehler von ca. 100 m aufweisen und die Bestimmung durch Kompaßpeilung von einem Boot aus kaum genauer als auf 1° möglich ist, was bei entfernten Peilpunkten eine Ungenauigkeit von mehreren 100 m bedeutet. Eine relativ genaue Bestimmung der geographischen Position gelang anhand von Tiefenmessung vom Boot aus und nachträglicher Positionsbestimmung durch Aufsuchen der entsprechenden Tiefenlinien in der Traunseekarte. Im allgemeinen dürften die GPS-Messungen verlässlicher sein als die Positionsbestimmung mittels Kompaß.

B.4.1.3 Aufbereitung der Sedimentproben

Für den Transport wurden Kunststoffbehälter oder reißfeste Plastiksäcke verwendet. Im Labor wurden die Proben in Plastikwannen umgefüllt und luftgetrocknet.

Flußsedimente

Die gesammelten Flußsedimente wurden durch **Siebung und Schlämmung** in verschiedene Korngrößenfraktionen aufgetrennt.

Makroskopisch lassen sich die meisten bisher gesammelten Proben als Sande mit mehr oder weniger Kies- und geringem Schluff/Tonanteil ansprechen, dementsprechend sind diese Sedimente locker. Nur in zwei Proben (S1, S2) ist der Schluff und Tongehalt derart erhöht, daß

eine gewisse Bindigkeit besteht. Im Fall der Probe S9 ist der organische Anteil stark erhöht. Die zur Aufbereitung gelangte Probenmenge liegt bei ca. 5 kg pro Sedimentprobe.

Ziel der Aufbereitungsarbeiten war es, eine quantitative Kornverteilung (Kornsummenkurve) zu erhalten, wobei vor allem die massenmäßig zwar geringen, in Bezug auf spezifische ^{137}Cs - Aktivitäten allerdings bedeutsamen Schluff- und Tonfraktion von Interesse sind.

Seesedimente

Seesedimente wurden keiner weiteren Korngrößenanalyse unterzogen sondern nur in verschiedene Schichten in Schritten von 1 cm Schichtdicke in den oberen 10 cm, und darunter in Schichten von je 2 cm Dicke für die gammaspektrometrische Analyse unterteilt.

Siebung

Alle Sedimentproben werden mittels Siebung in sechs Kornfraktionen aufgetrennt. Standardmäßig werden genormte Siebe mit 19,5 cm Durchmesser folgenden Maschenweiten (siehe Tabelle B.4.1.1) verwendet:

Tab. B.4.1.1 Maschenweite der verwendeten Siebe zur Fraktionierung von Sedimentproben

Maschenweite	abgetrennte Fraktion
2,000 mm	Kies/Sand
0,500 mm	
0,200 mm	Grobsand/Feinsand
0,063 mm	Sand / Schluff
0,045 mm	

a) Trockensiebung

Die nicht bindigen Sedimente wurden trocken gesiebt; Die Siebe wurden in oben angeführter Reihenfolge übereinander gestapelt und in eine Siebmaschine (Fa. Retsch) gespannt. Die regelbare Hüpf- und Rüttelgeschwindigkeit gestaltete sich als sehr effektiv für den Sedimentdurchgang. Durch die relativ große Probenmenge waren aber mindestens fünf Siebdurchgänge pro Probe notwendig bei

10 minütiger Dauer für einen Siebungsdurchgang.

Um ausreichend Material der Fraktion $< 45 \mu\text{m}$ zu erhalten, wurden die gröberen Fraktionen nach der Siebung mit entionisiertem Wasser gespült und die Trübe in einem Eimer ca. 2 Wochen zum Absedimentieren stehen gelassen. Das Wasser wurde mit einem Schlauch vorsichtig abgesaugt und gemeinsam mit der bereits gemessenen Fraktion $< 45 \mu\text{m}$ der Schlammung unterzogen. Bei der Spülung aufgeschwemmtes organisches Material wurde abgeseibt und als eigene Fraktion für die gammaspektrometrische Messung abgefüllt. Die gespülten Proben wurden bei 105° getrocknet und anschließend gammaspektrometrisch analysiert.

b) Naßsiebung

Für die bindigen Sedimentproben wurde eine Naßsiebung durchgeführt. Nach ersten Erfahrungen wurde beschlossen, bei allen Proben die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ und $< 45 \mu\text{m}$ naß zu sieben weil die nasse Trennung der Feinfraktionen vollkommener ist. Die Fraktion $< 45 \mu\text{m}$ wurde in Plastikeimern aufgefangen und ein bis zwei Wochen zum Absedimentieren stehen gelassen. Das mit einem Schlauch abzusaugende Wasser sollte auf keinen Fall mehr trüb sein. Das Wasser wurde langsam bis auf ca. 2 cm über dem Bodensatz abgesaugt, anschließend der Bodensatz aufgewirbelt um alle Teile in Suspension zu bringen und die Suspension sofort in die Atterbergzylinder gefüllt oder mehrfach geteilt.

Für die ca. 100 Proben, bei denen nur die Schluff / Tonfraktionen ($< 0,063 \text{ mm}$) analysiert werden sollte, mußten bei größeren Probenmengen ebenfalls gröbere Siebe vorgeschaltet werden, um die Verstopfung des 0,063 Siebes durch größere Körner zu vermeiden und damit den Siebdurchgang zu beschleunigen. Bei kleinen Probenmengen oder sichtlich tonig/-

schluffig dominierten Proben konnten die größermaschigen Siebe weggelassen werden. Die Fraktion 0,063 - 0,045 mm wurde bei allen Proben getrennt.

Schlämmung

Schlammvorgang - Sedimentation im Atterberg-Zylinder

Dieser Aufbereitungsschritt dient zur Gewinnung der Fraktionen < 2 µm, < 6,3 µm, < 20 µm und 20 µm - 45 µm. Als Schlammflüssigkeit wurde entionisiertes Wasser verwendet. Auf Zusatz von Stabilisatoren wie Natriumpyrophosphat oder Ammoniak zur Verhinderung der Koagulation wurde verzichtet, weil reichlich Karbonate im Sediment vorhanden sind und sich im ersten Fall Ca-Phosphat bilden würde, im zweiten Fall geringe Mengen des Karbonats in Lösung gehen würden (MÜLLER 1964).

Die Siebfraktion < 0,045 mm wurde in einem Becherglas mit entionisiertem Wasser in Suspension gebracht und sodann in den Atterberg-Zylinder gefüllt. Mit destilliertem Wasser wurde auf die gewünschte Höhe (im Fall der < 2 µm-Fraktion 25 cm, sonst 20 cm) aufgefüllt und der Zylinder verschlossen. Mit dem Siphon nach oben zeigend wurde der Zylinder dann gut hin und hergeschwenkt bis möglichst alle Partikel in Suspension gelangten. Durch das Ruhigstellen setzten sich nun nach dem STOKES'schen Gesetz die größeren Körner zuerst ab, während die feineren noch länger in Schwebelage blieben. Besonders zeitaufwendig war die Gewinnung der Fraktion < 2 µm. Bei einer Temperatur von 20°C (T muß immer konstant gehalten werden) und einer Sedimentationshöhe von 25 cm dauerte eine Einzelschlammung ca. 20 Stunden. Die Trübe wurde durch den Siphon abgelassen, gefiltert und der Schlammvorgang an der im Zylinder sedimentierten Probe bei gleichen Bedingungen wiederholt. (Bisher wurde mindestens dreizehn mal dieser Vorgang für die < 2 µm Fraktion wiederholt). Das abgelassene Wasser mit der gewünschten in Suspension befindlichen Fraktion wurde durch Membranfilter gefiltert. Mit einer Weichplastikspachtel vom Filter geschabt und in einer Porzellanschale gesammelt, wurde die Probe in den vorgewogenen Plastikbecher gegeben und bei 45°C getrocknet.

Für die Fraktion < 6,3 µm dauerte eine Einzelschlammung bei 20 cm Fallhöhe ca. 1,5 Stunden, für die Fraktion < 20 µm neun Minuten. Die genaue Setzungsdauer wird jedoch für jede Einzelschlammung errechnet, da sich die Viskosität des Wassers mit der Temperatur beachtlich ändert. Die < 6,3 µm- und < 20 µm- Fraktionen wurden nicht gefiltert, sondern im Becherglas stehen gelassen. Zwei Schlammungen paßten so in ein Becherglas und am nächsten Tag konnte das überstehende Wasser abdekantiert werden.

$$\text{Stokes'sches Gesetz: } d = 174.5 \sqrt{\frac{\eta h}{(D_1 - D_2) t}}$$

d = Durchmesser des kugeligen Kornes (in µm); η = Viskosität der Flüssigkeit (g.cm⁻¹.s⁻¹); h = Fallhöhe (cm); D₁ = Dichte der fallenden Kugel (z.B. Quarz = 2,65 g.cm⁻³); D₂ = Dichte der Sedimentationsflüssigkeit (g.cm⁻³); t = Zeit in Minuten

B.4.1.4 Gammaskpektrometrische Messung

Die gammaskpektrometrische Messung der Sedimentproben erfolgte an der Universität Salzburg, Institut für Physik und Biophysik. Bei der gammaskpektrometrischen Messung wurde nur ¹³⁷Cs ausgewertet. Details der Methode sind in UBA (1994) zu finden.

B.4.2 Ergebnisse - Sedimente des Trauneinzugsgebietes

B.4.2.1 ¹³⁷Cs in Flußsedimenten aus dem Trauneinzugsgebiet

Tabelle B.4.2.1 zeigt die nach Korngrößenfraktionen aufgetrennten ¹³⁷Cs-Konzentrationen in den Sedimenten.

Tab. B.4.2.1: ¹³⁷Cs in Flußsedimenten, Bq/kg TS und Anteil an der Gesamtaktivität der Probe (Bq %)

		<2µm	2-6µm	6-20µm	20-45µm	0,045- 0,063mm	0,063- 0,2mm	0,2- 0,5mm	0,5-2mm	>2mm
s1	Bq/kg	8544	3555	3960	1854	4582	2845	3568	1619	1891
	Bq %	0.25	0.75	1.79	1.64	4.19	61.04	14.00	3.09	13.25
s2	Bq/kg	245.6	175.7	113.1	36.81	38.05	47.88	38.66	17.81	4.71
	Bq %	5.48	3.28	2.45	1.67	9.23	37.87	15.99	15.27	8.77
s3	Bq/kg	297.3	181.6	91.66	48.87	38.83	17.36	16.31	10.57	2.84
	Bq %	0.59	1.23	1.12	1.37	1.19	25.60	50.63	16.21	2.05
s4	Bq/kg	471.3	493.8	329.2	117.7	136.7	52.98	25.42	14.27	8.36
	Bq %	0.11	0.72	1.09	1.19	2.31	11.65	40.10	40.92	1.91
s5	Bq/kg	976.9	259.6	258.1	136.7	169.5	39.73	21.25	14.37	8.38
	Bq %	0.24	0.21	0.54	0.70	0.64	3.26	17.61	73.62	3.18
s6	Bq/kg	1099	551.2	394.9	206.1	268.9	84.83	39.86	18.42	7.23
	Bq %	2.01	2.08	2.48	1.50	3.23	9.91	41.66	35.60	1.55
s7	Bq/kg	2598	1162	1150	1087	538.6	166.9	135.47	78.07	18.62
	Bq %	1.12	0.98	0.98	0.31	3.05	21.01	37.45	31.49	3.61
s8	Bq/kg	1418	960.2	708.8	365.1	383.1	230.5	182.8	98.29	42.93
	Bq %	0.01	0.05	0.06	0.06	0.09	1.02	15.62	71.10	11.98
s9	Bq/kg	895.7	874.6	703.0	392.6	620.2	518.9	402.7	47.25	
	Bq %	1.94	9.32	11.18	2.66	5.96	28.17	9.17	31.60	
s11	Bq/kg	508.4	208.9	173.5	51.12	87.56	162.1	108.7	27.80	7.08
	Bq %	0.85	0.57	1.17	0.81	6.76	18.41	26.23	23.95	21.24
s13	Bq/kg	221.0	130.5	83.57	50.42	47.25	31.47	15.83	11.36	3.83
	Bq %	0.14	0.17	0.47	0.56	1.21	11.02	65.97	18.40	2.08
s14	Bq/kg	192.5	125.7	119.0	68.28	114.4	26.17	12.01	8.91	
	Bq %	0.54	0.56	0.58	0.61	2.06	9.87	41.21	44.58	
s16	Bq/kg	335.7	188.8	125.4	74.86	57.12	22.51	20.68	17.24	3.87
	Bq %	2.08	1.68	1.08	0.94	3.84	37.92	31.11	17.28	4.07
s17	Bq/kg	288.5	131.5	108.2	75.40	91.07	26.88	16.14	7.19	2.22
	Bq %	1.08	0.56	0.40	0.34	0.30	1.76	19.34	65.06	11.17

In Tabelle B.4.2.1.2 sind die aus den Rohdaten berechneten ¹³⁷Cs-Aktivitätskonzentrationen in den Sedimentfraktionen < 45 µm zusammengestellt.

Tab. B.4.2.1.2: ¹³⁷Cs (Bq/kg TS) in den Fraktionen < 45 µm von Sedimentproben aus Fließgewässern

Probe	¹³⁷ Cs, Bq/kg	Probe	¹³⁷ Cs, Bq/kg	Probe	¹³⁷ Cs, Bq/kg
s1	2810	s6	421	s13	72
s2	119	s7	1405	s14	109
s3	88	s8	594	s16	159
s4	206	s9	707	s17	147
s5	205	s11	126		

Eine Korrelation der ¹³⁷Cs-Gehalte in Flußsedimenten mit der mittleren ¹³⁷Cs-Bodenbelastung der Umgebung ist nicht festzustellen (p = 0.20; nicht signifikant).

In der Abbildung. B.4.2.1.1 sind die Korngrößenverteilungen der Sedimentproben dargestellt

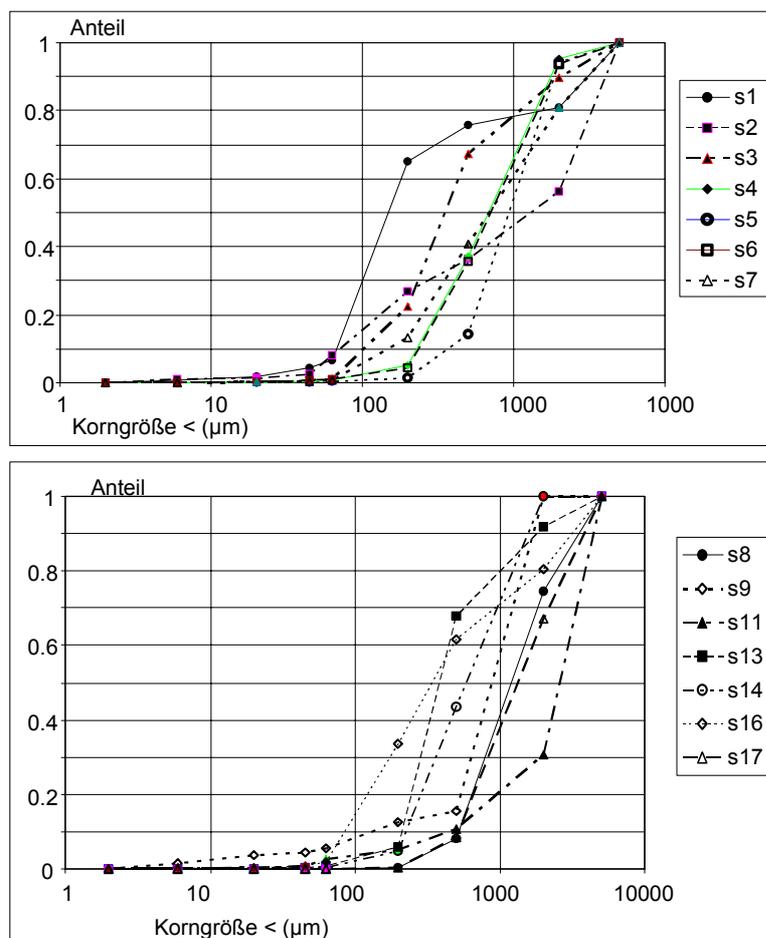
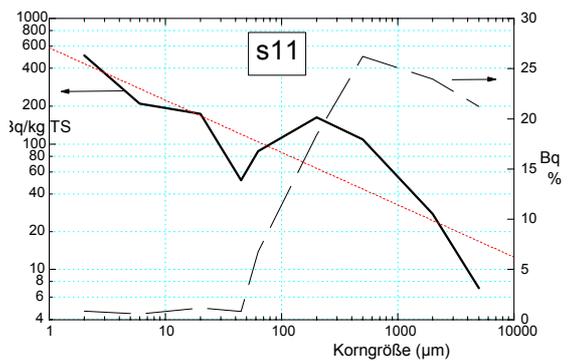
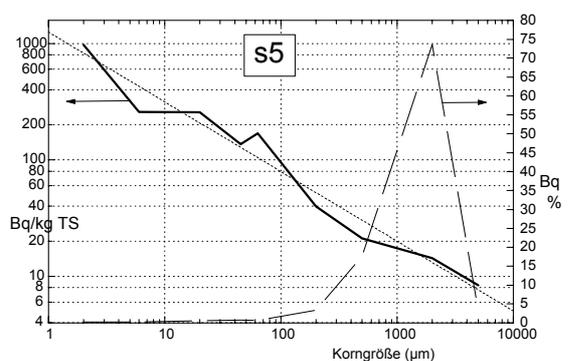
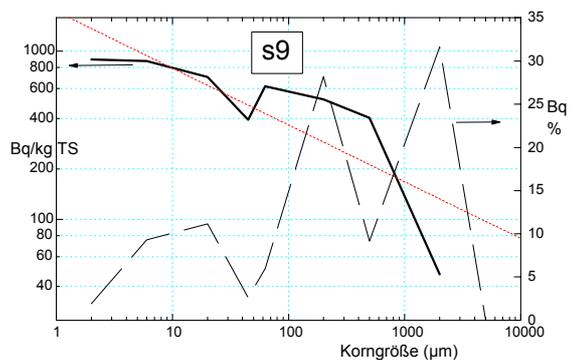
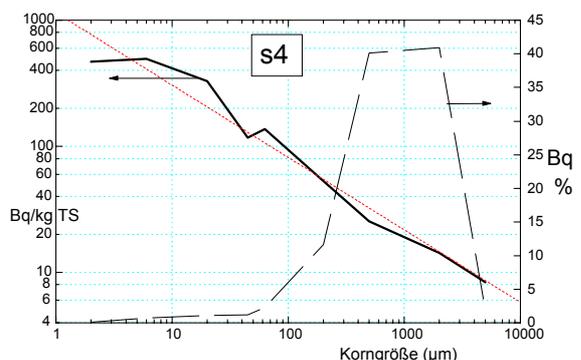
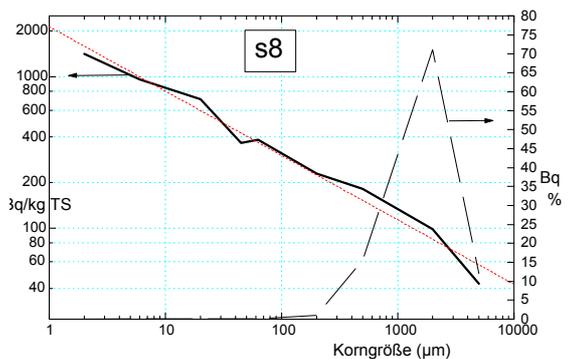
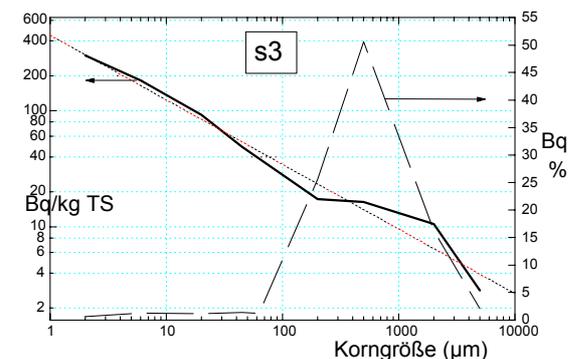
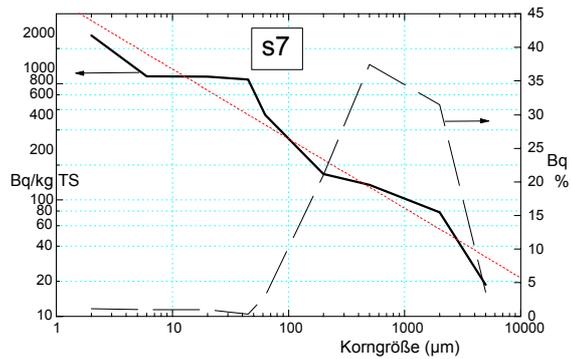
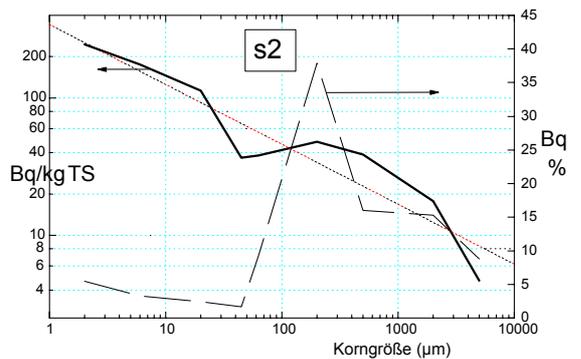
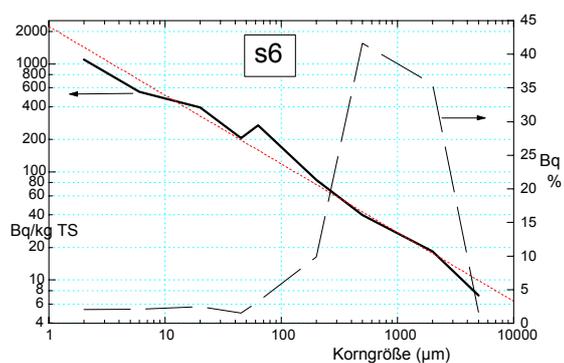
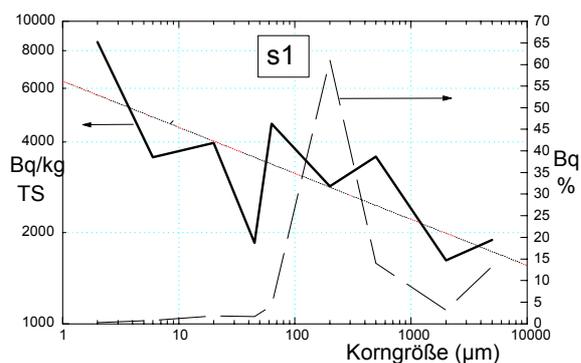


Abb. 4.2.1.1: Kumulativer Massenanteil der verschiedenen Korngrößenfraktionen an Flußsedimenten

In den beiden Abbildungen B.4.2.1.2 sind die Verteilungen des ^{137}Cs -Gehaltes in den verschiedenen Korngrößenfraktionen dargestellt. Aus der Abbildung ist deutlich zu erkennen, daß die Sedimentfraktion mit einer Korngröße um 200 µm für den Gesamtgehalt von Radiocäsium in Sedimenten die höchste Bedeutung hat. Grobe Sedimentfraktionen (Sand) sind zwar mengenmäßig dominant, sie weisen allerdings sehr geringe ^{137}Cs -Gehalte auf, in Summe ist der Beitrag zur Gesamtaktivität der Sedimentprobe daher geringer. Umgekehrt wirken sich die hohen ^{137}Cs -Aktivitäten in der Feinstfraktion nur mäßig auf den Gesamt- ^{137}Cs -Gehalt der Sedimentproben aus, weil diese Fraktion mengenmäßig unbedeutend ist.

Es zeigt sich, daß die Verteilung der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentrationen C von der Korngröße x in guter Näherung doppelt-logarithmisch abhängen, $C = A x^{-b}$. Tabelle B.4.2.1.3 zeigt die mittels Regression ermittelten statistischen Parameter $a = \lg A$ und b . Auch in den Einzelbildern der nachfolgenden Abb. B.4.2.1.2 ist die errechnete Regressionsgerade der ^{137}Cs -Konzentration in den untersuchten Korngrößenfraktionen als feinpunktigte Linie dargestellt. In allen untersuchten Sedimentproben ist der Zusammenhang signifikant.



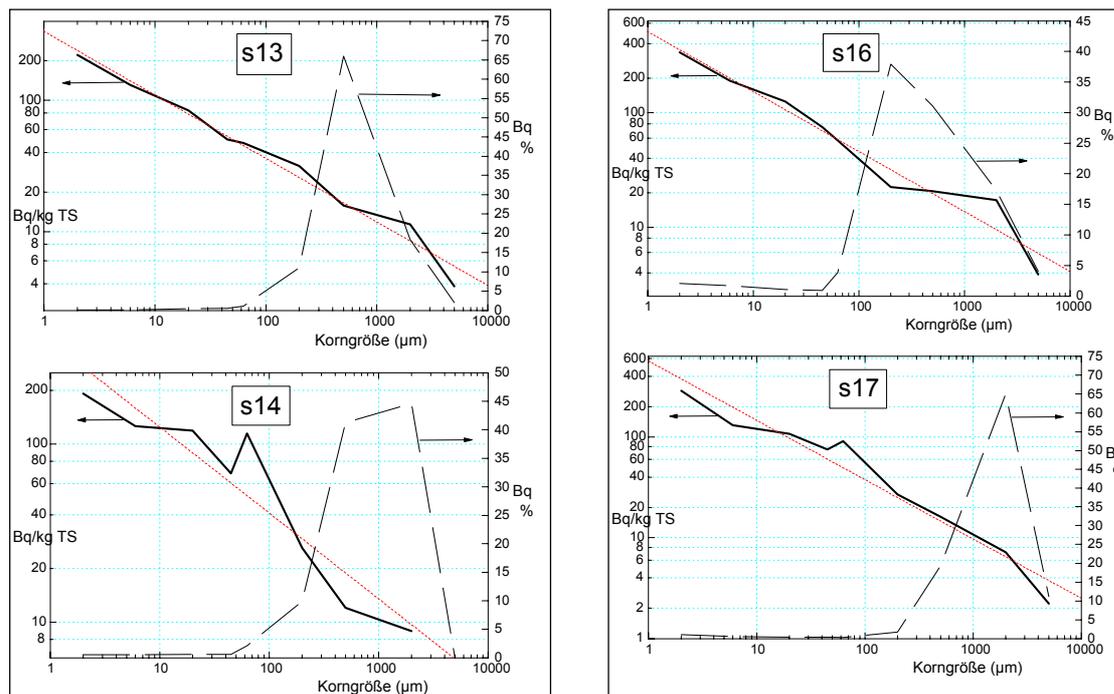


Abb. B.4.2.1.2: Korngrößenverteilung und ^{137}Cs -Aktivitäten in den Korngrößenfraktionen von Flußsedimenten im Gebiet der Traun

Tab. B.4.2.1.3: Exponenten der ^{137}Cs -Verteilung nach Korngrößen in Flußsedimenten

Probe	a	- b	r	Probe	a	- b	r
s1	3.80 ± 0.11	0.152 ± 0.05	0.57	s8	3.33 ± 0.05	0.425 ± 0.02	0.98
s2	2.53 ± 0.14	0.435 ± 0.06	0.88	s9	3.24 ± 0.20	0.340 ± 0.10	0.65
s3	2.65 ± 0.08	0.555 ± 0.04	0.97	s11	2.77 ± 0.21	0.417 ± 0.09	0.74
s4	3.06 ± 0.09	0.574 ± 0.04	0.97	s13	2.52 ± 0.06	0.483 ± 0.03	0.98
s5	3.10 ± 0.10	0.599 ± 0.05	0.96	s14	2.58 ± 0.14	0.482 ± 0.07	0.88
s6	3.35 ± 0.09	0.635 ± 0.04	0.98	s16	2.71 ± 0.10	0.523 ± 0.04	0.96
s7	3.72 ± 0.14	0.597 ± 0.06	0.93	s17	2.75 ± 0.11	0.588 ± 0.05	0.95

B.4.2.2 ^{137}Cs in Sedimentbohrkernen aus dem Traunsee

Von den 24 Sedimentkernen konnten 4 ausgewertet werden, zwei aus dem flacheren Nordbecken des Sees, wo keine Ablagerungen aus dem Solvay-Abraum zu erwarten sind (st23, 97 m Tiefe, st24, 40 m), einer aus dem tiefen Bereich (Profundal) der Seemitte (st17, 193 m) und einer aus dem Süden, nahe der Traunmündung und im Bereich der Solvay-Einleitungen (st13, 122 m). Die Meßwerte sind in Tab. B.4.2.2.1 zu finden.

Abb. B.4.2.2.1 zeigt die ^{137}Cs -Tiefenprofile in den Sedimentkernen aus dem Traunsee. Bei st23 und st24 sind deutlich zwei Spitzen zu erkennen, bei st17 eine ausgeprägte Spitze und zwei flache, tieferliegende relative Maxima.

Das Profil st13 stammt aus einem Seebereich in dem ein Einfluß durch die Einleitung der Fa. Solvay in Ebensee zu erwarten ist und außerdem durch die Einmündung der Traun Turbulenzen entstehen. Vermutlich deshalb ist kein deutbares Profil zu erkennen. Möglicherweise befindet sich ein ^{137}Cs -Maximum tiefer als 20 cm, wie der Anstieg der Aktivitätskonzentration vermuten läßt.

Tab. B.4.2.2.1: Tiefenverteilung von ^{137}Cs in Traunseesedimenten, Bq/kg TS (Bezugsdatum: 1.1.1997)

Tiefe	st13	st17	st23	st24
0-1cm	191.67	142.49	234.33	513.18
1-2cm	181.22	156.23	627.35	1329.18
2-3cm	167.49	149.25	3672.30	3418.31
3-4cm	175.73	209.58	2357.36	1727.92
4-5cm	161.33	387.22	181.62	245.69
5-6cm	154.99	433.14	30.90	48.71
6-7cm	212.25	871.03	27.48	107.71
7-8cm	188.01	1662.44	34.79	97.42
8-9cm	146.95	3759.23	50.69	115.94
9-10cm	156.13	1169.22	95.16	77.52
10-12cm	247.70	140.47	107.43	36.06
12-14cm	169.04	16.73	34.44	10.74
14-16cm	218.75	23.54	7.20	4.40
16-18cm	264.57	19.80	0.79	1.90
18-20cm	294.52	11.13	0.03	1.58
20-22cm		10.04	< 0.87	0.54
22-24cm		12.59		
24-26cm		14.90		
26-28cm		15.60		
28-30cm		15.59		
30-32cm		14.11		
32-34cm		14.80		
34-36cm		20.78		
36-38cm		13.28		
38-40cm		17.48		
40-42cm		14.27		

Wenn man weiß, wann der ^{137}Cs -Input stattfunden hat (T Jahre vor der Probenahme), kann aus der Lage der Spitze (x_m , cm) die mittlere Sedimentationsrate v_s (cm/a) in diesem Zeitraum berechnet werden, $v_s = x_m/T$. Der Input von Tschernobyl- ^{137}Cs war ca. der 1.5.1986, das sind bis zum Probenahmezeitpunkt (7.8.1997) $T = 11.27$ Jahre. Der Fallout von Bomben- ^{137}Cs erfolgte über viele Jahre seit 1945, das Maximum liegt aber in den Jahren 1963-1964. Die Zeit seither beträgt also $T = 33-34$ Jahre. Die Spitzen in st23 und st24 können mit einer Gaußfunktion approximiert werden (s. auch IRLWECK 1991).

Abb. B.4.2.2.2 zeigt die beiden ^{137}Cs -Maxima im Sedimentkern st23 sowie die angepaßten Gaußverteilungen. Daraus können die Lagen der Maxima geschätzt werden und die Aktivitätskonzentration in der obersten Bodenschicht (die gemessene Konzentration entspricht dem Integral von 0 bis 1 cm.). Die Parameter der beiden Maxima sind aus Tab. B.4.2.2.2 zu ersehen.

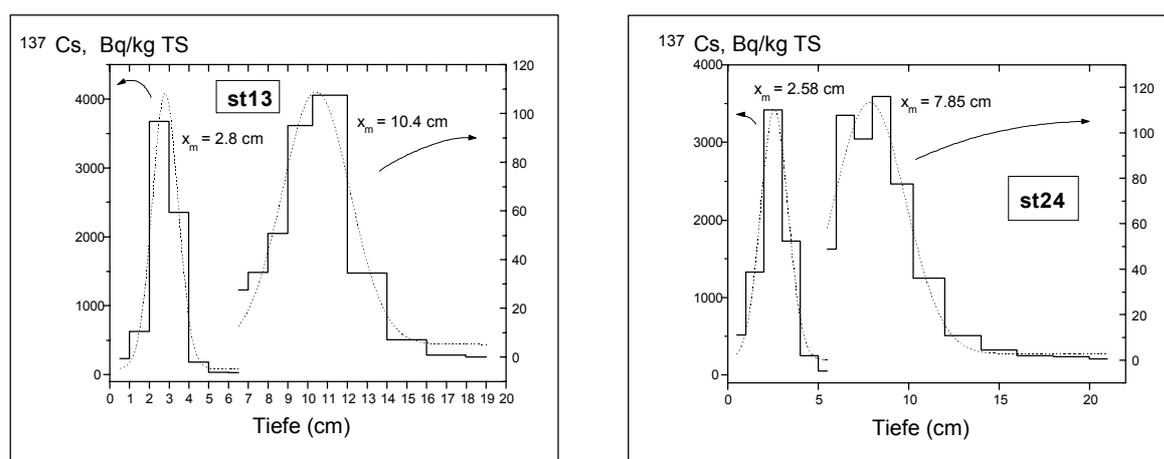


Abb. B.4.2.2.2: Profile st23 und st24 und Gauß-Anpassungen der ^{137}Cs -Tiefenverteilung in Sedimentbohrkernen aus dem Traunsee

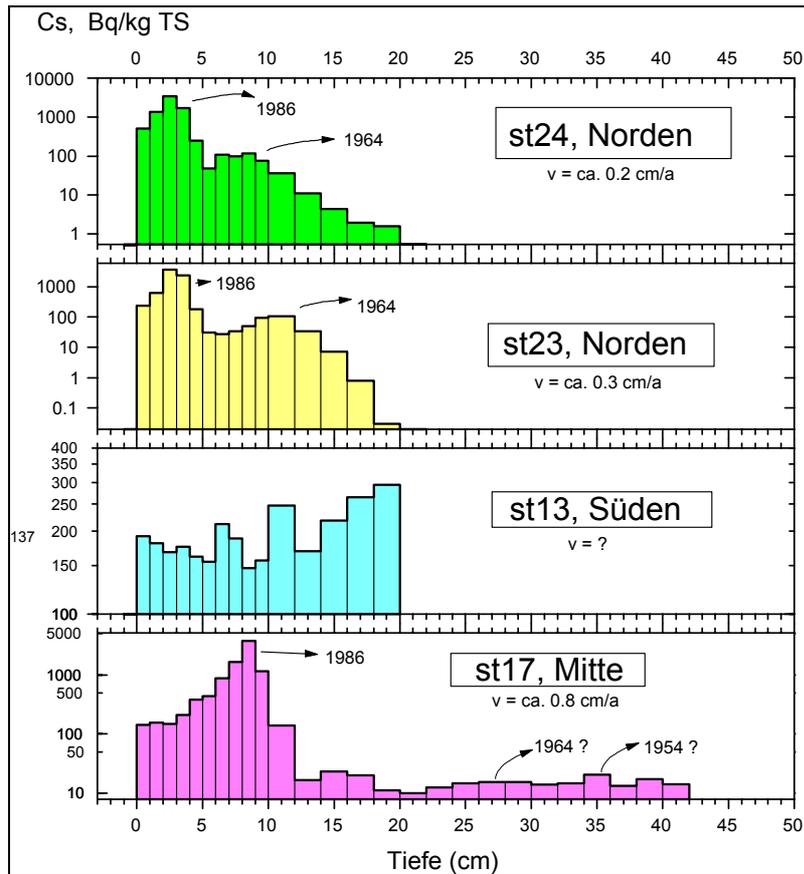


Abb. B.4.2.2.1: ¹³⁷Cs-Tiefenprofile von Sedimentbohrkernen aus dem Traunsee

Tab. B.4.2.2.2: Parameter zur rechnerischen Annäherung der ¹³⁷Cs-Maxima in den Sedimentprofilen st23 und st24 (v_s : Sedimentationsgeschwindigkeit (cm/a); x_m : Lage des Maximums (cm); σ : Standardabweichung)

	¹³⁷ Cs-Tschernobyl	¹³⁷ Cs-Bomben
x_m	2.80 cm	10.43 cm
σ	0.65 cm	1.71 cm
v_s	0.25 cm/a	0.31 cm/a

	¹³⁷ Cs-Tschernobyl	¹³⁷ Cs-Bomben
x_m	2.58 cm	7.85 cm
σ	0.78 cm	2.00 cm
v_s	0.23 cm/a	0.23 cm/a

Die Maxima im Profil st17 liegen bei ca. 8.5 cm und 27 und 35 cm. Das erste Maximum ist mit dem Tschernobyl-Fallout zu identifizieren, entsprechend einer Sedimentationsrate $v_s = 0.75 \text{ cm/a}$. Falls das Maximum bei 27 cm dem Bombenfallout 1963/1964 zuzuordnen ist, entspricht das $v_s = 0.81 \text{ cm/a}$. Mit dieser Sedimentationsrate wäre der Peak in 35 cm Tiefe ins Jahr 1954 zu legen (erste große H-Bombentests).

Da auch unterhalb der Konzentrationsspitzen Aktivität zu finden ist, muß es eine Tiefenverlagerung innerhalb der Sedimente geben (die Aktivität oberhalb der Spitze kann durch späteren Eintrag zustandekommen). Die vertikale Verlagerung kann als Diffusion beschrieben werden (das bedeutet nicht unbedingt, daß es im physikalischen Sinn eine ist). Wenn man eine vernachlässigbar kleine Konvektionsgeschwindigkeit annimmt, kann man die Zeitabhängigkeit der Diffusion durch folgende Beziehung beschreiben:

$$C(x, t) \sim e^{-\frac{(x-v_s t)^2}{4Dt}}$$

Daraus und aus den angepaßten Gaußfunktionen kann die Diffusionskonstante berechnet werden (Tab. B.4.2.2.3).

Tab. B.4.2.2.3: Errechnete Diffusionskonstante in cm^2/a zur Beschreibung der Tiefenverlagerung von ^{137}Cs in Sediment-Tiefenprofilen aus dem Traunsee

	Tschernobyl- ^{137}Cs	Bomben- ^{137}Cs
st23	0.019	0.044
st24	0.025	0.060

Böden von Dauerwiesen ist ein typischer Wert der ^{137}Cs (Tschernobyl)-Diffusionskonstante $0.3 \text{ cm}^2/\text{a}$. (BOSSEW 1997).

Die ^{137}Cs -Aktivitätskonzentrationen (C_1) in der obersten Schicht, entsprechend den aktuellen Ablagerungen 1997, betragen demnach 85 Bq/kg TS im Profil st13, 142 Bq/kg TS im Profil st17, sowie 90 und 200 Bq/kg TS in den Profilen st23 und st24. Unter Einbeziehung der Sedimentmasse und dem Querschnitt des Bohrkernstechers können daraus die ^{137}Cs -Gesamt-Flächenkontaminationswerte werden. Tabelle B.4.2.2.3 zeigt die Ergebnisse.

Der ^{137}Cs -Eintrag des letzten Jahres kann anhand der oben dargestellten Ergebnisse in folgende Weise berechnet werden: Die jährliche Depositionsdichte D_1 ($\text{Bq}/\text{m}^2 \cdot \text{a}$) ist

Tab. B.4.2.2.3: ^{137}Cs -Kontamination (kBq/m^2) in den Sedimentkernen des Traunsees

Profil	^{137}Cs -gesamt	^{137}Cs -Tschernobyl	^{137}Cs -Bomben
st13	24.5		
st17	42.0	39.9	2.1
st23	25.2	22.9	2.2
st24	26.0	23.7	2.3

$$D_1 [\text{Bq}/\text{m}^2 \cdot \text{a}] = 10 C_1 [\text{Bq}/\text{kg TS}] m [\text{g TS}] v_s [\text{cm}/\text{a}] / F [\text{cm}^2] d [\text{cm}],$$

C_1 = Aktivitätskonzentration an der Oberfläche,

m = Masse der Sedimentprobe,

F = Querschnitt des Bohrkernes = 58.1 cm^2

d = Dicke der Sedimentschicht = 1 cm

v_s = Sedimentationsgeschwindigkeit

10 = Einheitenkonversion

Tab. B.4.2.2.4 zeigt die Ergebnisse für die drei Sedimentkerne mit auswertbarer Sedimentationsgeschwindigkeit.

Tab. B.4.2.2.4: Berechnung der ^{137}Cs -Depositionsrates im Traunsee-Sediment anhand gemessener und abgeleiteter Parameter (GM: geometrisches Mittel; C_1 : Aktivitätskonzentration in Sedimentproben (Bq/kg); m : Masse der Sedimentprobe (g); v_s : Sedimentationsgeschwindigkeit (cm/a); D_1 : Flächendeposition ($\text{Bq}/\text{m}^2 \cdot \text{a}$))

	C_1 ($\text{Bq}/\text{kg TS}$)	m (g TS)	v_s (cm/a)	D_1 ($\text{Bq}/\text{m}^2 \cdot \text{a}$)
st17	142.49	16.1	0.754	298
st23	~ 90	22.2	0.249	86
st24	~ 200	18.2	0.228	143
GM	137			154

Die Fläche des Traunsees beträgt 24.4 km^2 . Mit der Depositionsdichte von $154 \text{ Bq}/\text{m}^2 \cdot \text{a}$ ergibt sich ein jährlicher ^{137}Cs -Eintrag in den Traunsee von 3.8 GBq .

Eine theoretische andere Möglichkeit, den ^{137}Cs -Eintrag zu berechnen, besteht in der Bildung des Produktes von jährlichem Schwebstoffeintrag und ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration im Schwebstoff.

Dafür nimmt man an, daß die Konzentration im Schwebstoff die gleiche wie jene im Sediment ist. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen jedoch, daß dies im Traun-Einzugsgebiet nicht der Fall ist. Die Sedimente der Salzkammergut - Seen (und Seen allgemein) bilden sich außer aus den eingetragenen Schwebstoffen ("allochthoner" Anteil) auch noch aus einem Sediment - Anteil, der im See selbst entsteht ("autochthoner" Anteil aus Algen und Kalkausfällungen) (siehe Abb. B.1.3.1).

Ein Meßwert für die jährliche Schwebstoffmenge ist $4.3 \cdot 10^7$ kg/a im Jahr 1980 (MÜLLER 1983). Wenn man als mittlere Aktivitätskonzentration 137 Bq/kg annimmt (aus Tab. 4.2.2.4), erhält man eine jährlichen ^{137}Cs -Antrag von 5.9 GBq/a. Dieser Wert ist deutlich höher, als die oben aus den Ergebnissen der See-Sedimentanalysen berechnete jährliche Aktivitätsdeposition. Andererseits zeigt Restsediment aus Wasserproben (Tab. B.3.2.1.1) mit 155 Bq/kg TS die gleiche Größenordnung der ^{137}Cs -Belastung wie die Traunseesedimente.

Der Austrag von Schwebstoffen aus dem Traunsee ist gering im Vergleich zum Eintrag, deshalb ist die jährliche ^{137}Cs -Deposition ins Sediment wahrscheinlich nur wenig kleiner als der schwebstoffbürtige ^{137}Cs -Eintrag in den See. Vom gelösten ^{137}Cs ist dagegen, solange zukünftige Meßwerte keine anderen Verhältnisse aufzeigen, anzunehmen, daß die Eintrags-ungefähr gleich der Austragsmenge ist.

B.4.2.3 Mineralogische Analysen

Im Rahmen dieses Projektes wurden drei Sedimentkerne aus dem Traunsee (TS10, 17, 23) röntgenographisch untersucht. Ergebnisse und Diskussion sind gemeinsam mit den entsprechenden Ergebnissen von Ackerböden und erodiertem Material aus dem Raum Lambach in Abschnitt C.3.2.6 zu finden.

B.4.2.4 Austrag aus dem Untersuchungsgebiet

In Abschnitt B.3.2.2 wurde für den Austrag von gelöstem ^{137}Cs die jährliche Aktivität 2.9 GBq/a geschätzt (Punkt Laakirchen). Der Eintrag von Sediment- ^{137}Cs in den Traunsee beträgt 3.8 GBq/a (Abschnitt B.4.2.2). Der Eintrag in die anderen Seen (Hallstätter, Grundl, Ausseer und Wolfgangsee) konnte nicht bestimmt werden.

Die Summe (gelöst + Traunsee) beträgt 6.7 GBq/a, das Inventar des Untersuchungsgebietes 75.8 TBq. Daraus ergibt sich die ^{137}Cs -Gesamt-Austragsrate $E = 9 \cdot 10^{-5} \text{ a}^{-1}$, oder, da Inventar und Austrag auf verschiedene Zeitpunkte bezogen sind (1.5.1986 bzw. 1.1.1997), erhält man nach Durchführung der Zerfallskorrektur mit dem Faktor 0.783:

$$E = 1.1 \cdot 10^{-4} \text{ a}^{-1},$$

also denselben Wert wie für das Untersuchungsgebiet Weinsberger Wald (Abschnitt A.3.2.2).

B.5 LITERATUR

- BACHURA, B. (1992), W. HEINISCH, P. MEISRIEMLER, G. MÜLLER, G. SCHAY: Traun - Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1991. Gewässerschutz Bericht 1/1992, Hg. Amt der OÖ LR, Unterabteilung Gewässerschutz
- BAUMGARTNER P. (1984), J. SCHNEIDER, M. CLAES, G. KERSTING, J. MÜLLER, M. STURM: Traunsee - Geologie, Morphologie, Sedimentologie. Limnologische Untersuchung Traunsee - Traun, Bericht Nr. 12. Hg.: Amt der oberösterreichischen Landesregierung
- HZB 1993: Hydrographischer Dienst in Österreich: Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 1993 (101. Band). Hg. Hydrographisches Zentralbüro im Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien 1996
- IRLWECK K. (1991): Distribution of $^{137}(^{134})\text{Cs}$ in Lake Sediments from Mondsee (Austria) before and after the Chernobyl Accident. *Radiochimica Acta* 52/53 (1991) 233-236

JAGSCH A. (1982): Hallstätter See und Wolfgangsee. Limnologische Untersuchung Traunsee - Traun, Bericht Nr. 9. Hg.: Amt der oberösterreichischen Landesregierung

KRALIK (1997): mündliche Mitteilung

MÜLLER J., SOSSAU, C., ZEH, U. (1983): Die Schwebstoffe der Traun und des Traunsees. Limnologische Untersuchung Traunsee - Traun, Bericht Nr. 11. Hg. Amt der oberösterreichischen Landesregierung.

SOSSAU C. (1982): Die Fracht der Traun an gelösten und partikulären Substanzen im Abflußjahr 1979/80. Limnologische Untersuchung Traunsee - Traun, Bericht Nr. 8. Hg.: Amt der oberösterreichischen Landesregierung

UBA (1994): Kontamination durch radioaktiven Fallout im Bundesland Salzburg und in angrenzenden Teilen von Oberösterreich. UBA Report 94-101

UBA und BMGK (1996): Die Cäsiumbelastung der Böden Österreichs. UBA-Monographie, Bd. 60, 2. erweiterte Auflage Wien

C ¹³⁷CS IN KLÄRSCHLÄMMEN (SCHWERPUNKT LAMBACH)

C.1 EINLEITUNG UND GEBIETSBESCHREIBUNG

Die Beurteilung der Cäsiumkontamination von Klärschlämmen ist nur unter Einbeziehung grundlegender Informationen über etwaige Vorfluter, Art und Herkunft der eingeleiteten Abwässer (kommunale Abwässer, gewerbliche und industrielle Einleitungen) sowie des Bautyps der Kläranlage durchführbar. Durch eine gammaspektrometrische Analyse von Proben des Vorfluters und der diversen Einleiter, sowie des Klärschlammes und des endgereinigten Wassers kann die Reinigungswirkung einer Kläranlage in Bezug auf die Cäsiumkontamination von Abwässern abgeschätzt werden bzw. können daraus typische Werte für Anreicherungsfaktoren von Cäsium in Klärschlämmen ermittelt werden.

C.1.1 Auswahlkriterien für die untersuchten Kläranlagen

Zur Bestimmung der Abtragsrate von ¹³⁷Cs durch Oberflächenwasser in die Kläranlage wurde wegen der guten Verfügbarkeit von Daten und der relativ hohen ¹³⁷Cs-Kontamination des Klärschlammes (daher einfache Meßbarkeit) die Anlage Lambach ausgewählt.

C.1.2 Gebietsbeschreibung

Abb. C.1.2.1 zeigt Lage und Gestalt des Untersuchungsgebietes. Die markierten Gebiete umfassen das Einzugsgebiet der Kläranlage (ARA) gemäß SPERRER (persönliche Mitteilung, 1997).

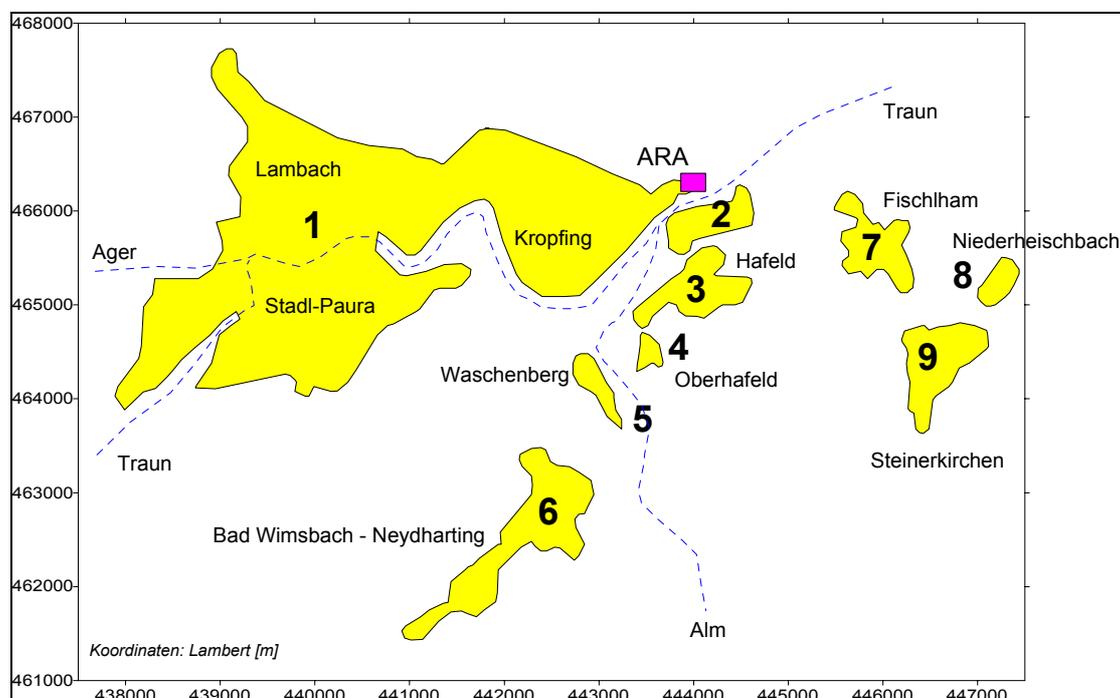


Abb. C.1.2.1: Einzugsgebiet der Kläranlage Lambach - Untersuchungsgebiet

Abb. C.1.2.2 zeigt den Verlauf der Hauptkanalisation (Verbandssammler) und die Gebiete, in denen mit signifikantem Eintrag von erodiertem Bodenmaterial zu rechnen ist (HEIZINGER 1997).

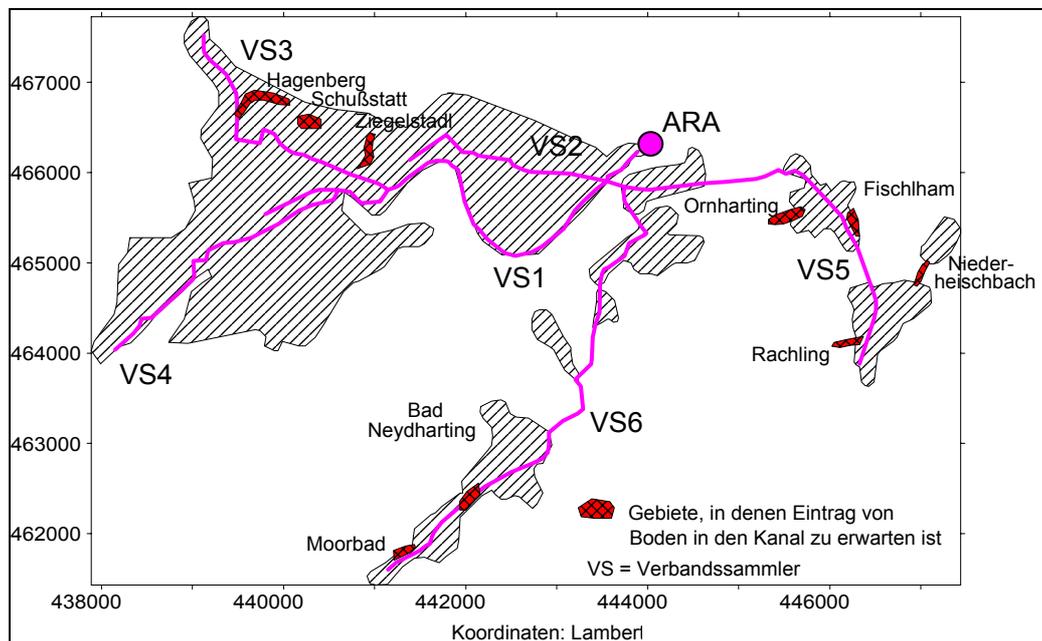


Abb. C.1.2.2: Kanalnetz und Erosionsgebiete im Einzugsgebiet der Kläranlage Lambach

C.1.3 Beschreibung der Anlage

Die Kläranlage Lambach entsorgt seit 1989 neben Lambach einige weitere Gemeinden wie Stadl-Paura, Bad Wimsbach-Neydharting, Fischlham und Steinerkirchen. Ihre Kapazität ist für 33.000 EGW ausgelegt. Es handelt sich um ein System mit Mischkanalisation, d.h. nicht nur Hausabwässer, sondern auch Regenwasser gelangt in die Kläranlage (RHV 1990).

Die Anlage entsorgt derzeit die Abwässer von ca. 16000 - 17000 Einwohnern.

Abb. C.1.3.1 beschreibt das Flußschema der Kläranlage. Zusätzlich eingetragen sind die Punkte der routinemäßigen, betrieblichen Messungen und Probenahmen (ovale Felder) und die Punkte der Probenahmen für dieses Projekt (gelbe, rechteckige Felder, siehe auch Abschnitt C.4.1.1)

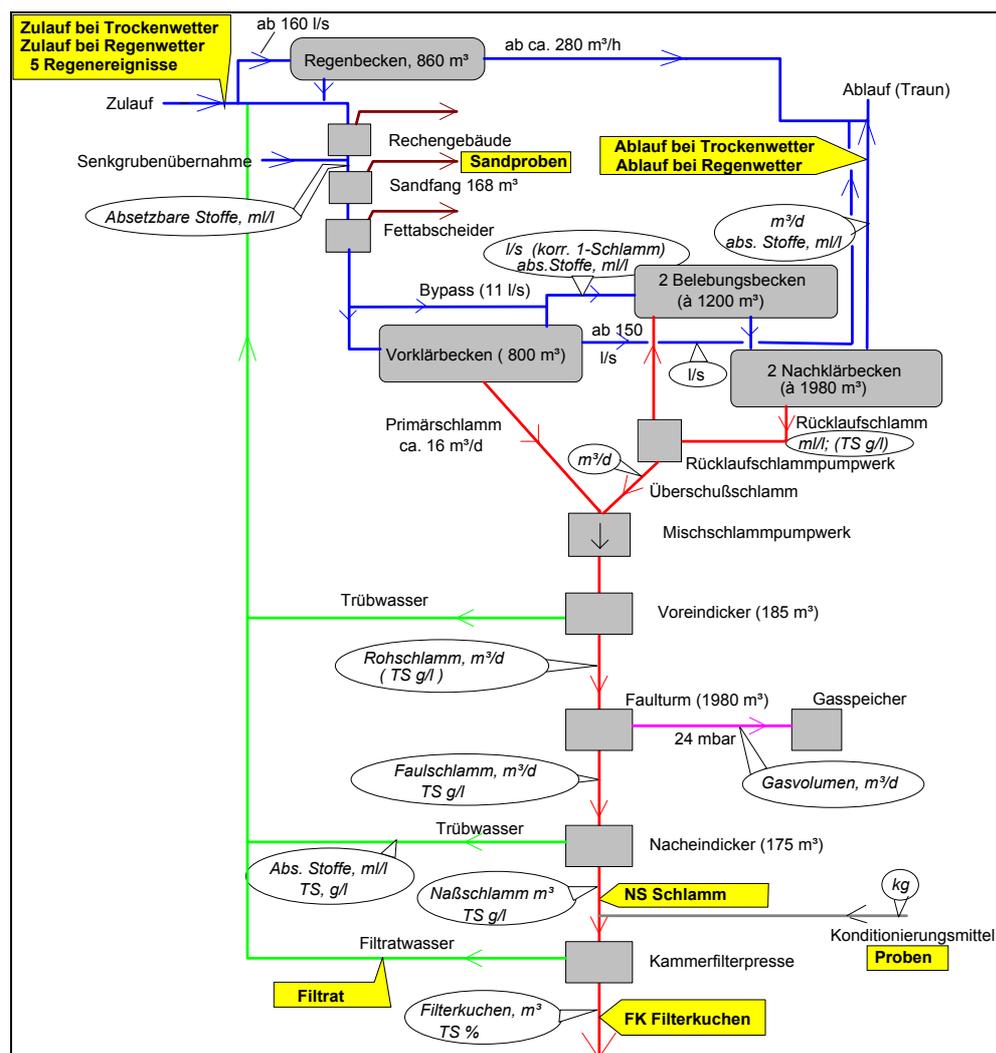


Abb. C.1.3.1: Schematische Darstellung der Kläranlage Lambach

C.1.4 Niederschlag im Untersuchungsgebiet

Die Niederschlagsmenge im Untersuchungsgebiet wurde als Durchschnitt der Jahresmittel 1992-1995 (Daten des Hydrographischen Zentralbüro) errechnet. Die Niederschlagsmenge auf das Gebiet beträgt im Jahr durchschnittlich 11 Mill. m³, das ergibt, bezogen auf die Fläche des Gebietes von ca. 11 km² (genaue Fläche siehe unten), einen mittleren jährlichen Niederschlag von 1000 mm.

C.1.5 Masseströme in der Kläranlage Lambach

Zur Erfassung der Masseströme wurde die Betriebsstatistik der Kläranlage ausgewertet (Protokolle der ARA, Daten 1.1.1992 - 31.12.1996):

C.1.5.1 Untersuchte Parameter und Statistik

In der Betriebsstatistik der Kläranlage Lambach werden folgende Parameter routinemäßig erhoben und aufgezeichnet:

- Z: täglicher Zufluß, m³/d
- C: Feststoffgehalt (absetzbare Menge) im Zulauf, mg/l
- W: Wetterlage (Kategorien 1-5; dabei bedeutet w = 1: kein Niederschlag = Trockenwetter; w = 2: Regentage; w = 3: Tage mit Starkregen = Gewitter; w = 4: Schneefall; bzw. T = trocken, R = Regen, G = Gewitter, S = Schnee)

Daten des Hydrographischen Zentralbüros:

- N: tägliche Niederschlagsmenge, mm/d, 1.1.1992 - 31.12.1995

Abgeleitete Parameter sind der Feststoffeintrag M ($M := Z \cdot C$ m³/d) als Produkt aus Zuflußmenge Z und Feststoffgehalt C (mg/l); und die Regenmenge im Einzugsgebiet N (N_1 m³/d) als Produkt aus täglicher Niederschlagsmenge (mm/d) mal der Fläche des Einzugsgebietes (im konkreten Fall Lambach: 10.8 km², siehe Abschnitt C.1.4) x 1000. Tabelle C.1.5.1.1 zeigt die statistischen Parameter der Variablen Z, C, M und N₁.

Tab. C.1.5.1.1: Statistische Kenngrößen der Niederschlagsdaten und Zufluß-Werte für die Kläranlage Lambach

	Z (m ³ /d)	C (mg/l)	M (m ³ /d)	N ₁ (m ³ /d)
Anzahl	1827	1795	1793	701
arith. Mittel	3099	12.1	34.8	55741
Standardabw.	2149	4.9	23.9	64335
Varianzcoeff.	69 %	41 %	69 %	115 %
Median	2253	12.0	28.2	32400
Minimum	1518	1.0	5.7	1080
Maximum	21065	60.0	249.0	514080
Summe	5.7 · 10 ⁷		62366	3.9 · 10 ⁷

Die Berechnungs-Basis für die Zulaufmenge bildet der Trockenwetterzulauf. Dieser kann auf zweierlei Weise erfaßt werden:

a) Tage mit w = 1 (Trockenwetter laut Betriebsstatistik)

b) Tage mit Niederschlagsmenge N = 0 (laut HZB);

Daten des HZB liegen allerdings nur bis Ende 1995 vor. Die Summe erstreckt sich daher für W=1 und N=0 über verschiedene Zeiträume.

Tab. C.1.5.1.2: Trockenwetterzulauf in die Kläranlage Lambach

(Z: tägliche Zuflußmenge m³/d; C: Feststoffgehalt im Zulauf (mg/l); M: Feststoffeintrag (m³/d)

	Z (m ³ /d)		C (mg/l)		M (m ³ /d)	
	w = 1	N = 0	w = 1	N = 0	w = 1	N = 0
n	1203	760	1183	741	1183	741
arithmetr. Mittel	2135	2121	12.7	12.7	26.8	26.5
Standardabweichung	304	436	4.4	4.5	9.5	9.7
Variationskoeffizient	14 %	21 %	35 %	35 %	35 %	37 %
Median	2081	2038	12.0	12.0	25.5	25.2
Minimum	1518	1518	3.0	2.0	5.7	5.7
Maximum	4573	6035	12.0	60.0	135.0	124.8
Summe	2.6 · 10 ⁶	1.6 · 10 ⁶			31711	19653

C.1.5.2 Zulauf in die Kläranlage in Abhängigkeit von der Wetterlage

Der Vergleich der Zulaufmenge an Tagen ohne Regen und Regentagen ergibt für die Parameter Feststoffgehalt und täglicher Feststoffeintrag statistisch signifikant ($p > 0.05$) unterschiedliche Werte. Die jeweiligen Ergebnisse sind in Tabelle C.1.5.2.1 zusammengefaßt. Die Tage mit und ohne Regen wurden aus der Betriebsstatistik nach folgender Regel selektiert: trocken (definiert durch w = 1); Niederschlag (w > 1).

Tab. C.1.5.2.1: Vergleich von Tagen mit und ohne Niederschlag bezüglich der Parameter Feststoffgehalt und Feststoffeintrag in die KA Lam-bach (C: Feststoffgehalt im Zulauf (mg/l); M: Feststoffeintrag (m³/d); AM ± SD: arithmetisches Mittel ± Standardabweichung)

		C	M
Tage ohne Niederschlag		1183	1183
	AM ± SD	12.7 ± 4.4	26.8 ± 9.5
	Median	12.0	25.5
Tage mit Niederschlag	n	610	610
	AM ± SD	11.0 ± 5.6	50.3 ± 33.8
	Median	10.0	41.2

Dieses Ergebnis läßt sich so interpretieren, daß die Feststoffkonzentration (C) bei Trockenwetter signifikant höher ist als an Tagen mit Niederschlag. Die Feststoffmenge (M) dagegen erreicht an Niederschlagstagen signifikant höhere Werte als an trockenen Tagen. Bei Niederschlag nimmt

die in die Kläranlage einfließende Wassermenge zu, die Konzentration der Feststoffe im eingeleiteten Wasser sinkt also. Die höhere absolute Menge an Feststoffen bei Regenwetter kann so interpretiert werden, daß bei starkem Regen vermehrt Bodenerosion auftritt. Unabhängig davon erhöht sich bei Regen die Fließgeschwindigkeit des Wassers in den Rohren der Sammelkanäle. Dort abgesetztes Sediment wird bei Starkregen durch das vorbeiflutende Wasser mobilisiert und in die Kläranlage mitgeführt.

Tabelle C.1.5.2.2 zeigt die Korrelationskoeffizienten zwischen den Variablen Zufluß, Niederschlag und Absetzbare Stoffe in Abhängigkeit von den Wetterlagen. Bis auf wenige Ausnahmen sind die untersuchten Parameter bei jedem Wetter eng korreliert.

Tab. C.1.5.2.2: Korrelation der Variablen Regenmenge, Zuflußmenge, Feststoffgehalt und Feststoffeintrag bei verschiedenen Niederschlagsverhältnissen. (Signifikante Koeffizienten ($p < 0.05$) fett gedruckt; n.s.: nicht signifikant)

	N ₁ : Regenmenge im Einzugsgebiet (m ³ /d)	Z: tägliche Zuflußmenge m ³ /d	C: Feststoffgehalt im Zulauf (mg/l)
Alle Daten (Trocken- und Niederschlagswetter)			
Z: tägliche Zuflußmenge m ³ /d	0.87		
C: Feststoffgehalt im Zulauf (mg/l)	-0.14	-0.22	
M: Feststoffeintrag (m ³ /d)	0.57	0.60	0.50
Trockenwetter (w < 1)			
Z: tägliche Zuflußmenge m ³ /d	0.34		
C: Feststoffgehalt im Zulauf (mg/l)	-0.021 n.s.	-0.16	
M: Feststoffeintrag (m ³ /d)	0.093	0.19	0.94
Tage mit Niederschlag (w = 1)			
Z: tägliche Zuflußmenge m ³ /d	0.80		
C: Feststoffgehalt im Zulauf (mg/l)	-0.010	-0.24	
M: Feststoffeintrag (m ³ /d)	0.45	0.47	0.63
Regentage (w = 2)			
Z: tägliche Zuflußmenge m ³ /d	0.83		
C: Feststoffgehalt im Zulauf (mg/l)	-0.11	-0.21	
M: Feststoffeintrag (m ³ /d)	0.45	0.48	0.66
Tage mit Gewitter (w = 3)			
Z: tägliche Zuflußmenge m ³ /d	0.76		
C: Feststoffgehalt im Zulauf (mg/l)	-0.066 n.s.	-0.24	
M: Feststoffeintrag (m ³ /d)	0.54 (0.0010)	0.55	0.54
Tage mit Schneefall (w = 4)			
Z: tägliche Zuflußmenge m ³ /d	0.78		
C: Feststoffgehalt im Zulauf (mg/l)	-0.025 n.s.	-0.46	
M: Feststoffeintrag (m ³ /d)	0.33	0.42	0.40

Aus diesem Zusammenhang und einigen weiterführenden Überlegungen (siehe Anh.C.1.5) zeigt sich, daß mit dem Regen signifikant mehr absetzbarer Feststoff eingetragen wird als bei trockenem Wetter und Schnee. Dies ist für die Prüfung der Hypothese von Bedeutung, daß der Eintrag von ^{137}Cs in den Klärschlamm auf den Eintrag von Sedimenten (erodiertes Bodenmaterial) zurückzuführen ist.

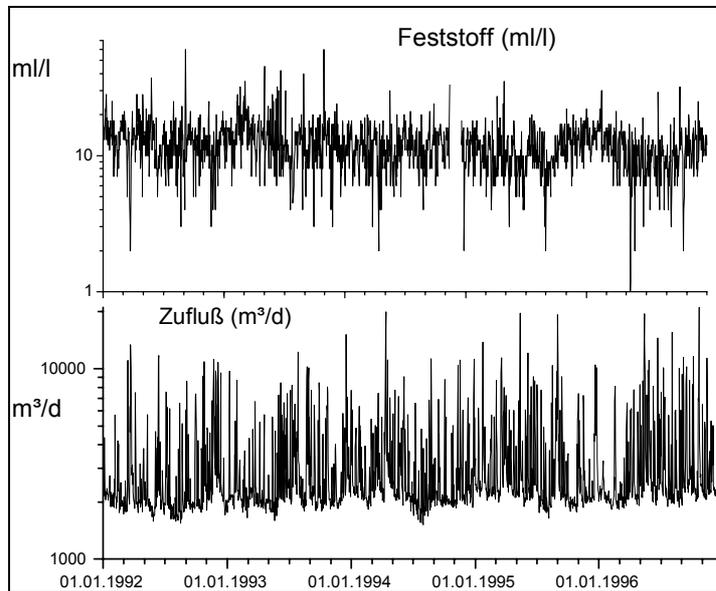


Abb. C.1.5.2.1: Zufluß und Feststoffgehalt (Absetzbare Stoffe) in die KA Lambach. Daten aus der Betriebsstatistik der Anlage

In Abbildung C.1.5.2.1. sind die Daten für die tägliche Zuflußmenge und den Feststoffgehalt des Zuflusses aus der Betriebsstatistik für die KA Lambach im Zeitraum 1992 - 1996 graphisch dargestellt. Aus der Darstellung geht deutlich hervor, daß Feststoffmenge und Zufluß in die Kläranlage starken zeitlichen Schwankungen unterliegen. Dies ist bei der Ableitung von Parametern zu berücksichtigen. Eine statistische Auswertung der Daten in Hinblick auf Trends und Periodizität ist im Anhang Anh.C.1.5. ausführlich dargestellt. Demnach treten im Frühjahr, möglicherweise aufgrund der Schneeschmelze, besonders hohe Werte des Trockenwetterzuflusses auf. Im Herbst sind die Trockenwetter-Zulaufmengen dagegen besonders niedrig.

C.2 ^{137}CS -BODENKONTAMINATION IM EINZUGSGEBIET DER KLÄRANLAGE LAMBACH

C.2.1 Material und Methoden

C.2.1.1 Boden - Probenahme im Einzugsgebiet der KA Lambach

Abb. C.2.1.1.1 zeigt die Lage der Entnahmestellen von Bodenproben zur Bestimmung der Flächenbelastung mit ^{137}Cs (+), der Proben zur Bestimmung von lokaler Bodenerosion (o; siehe Abschnitt C.3.1) und Sedimentproben (Δ).

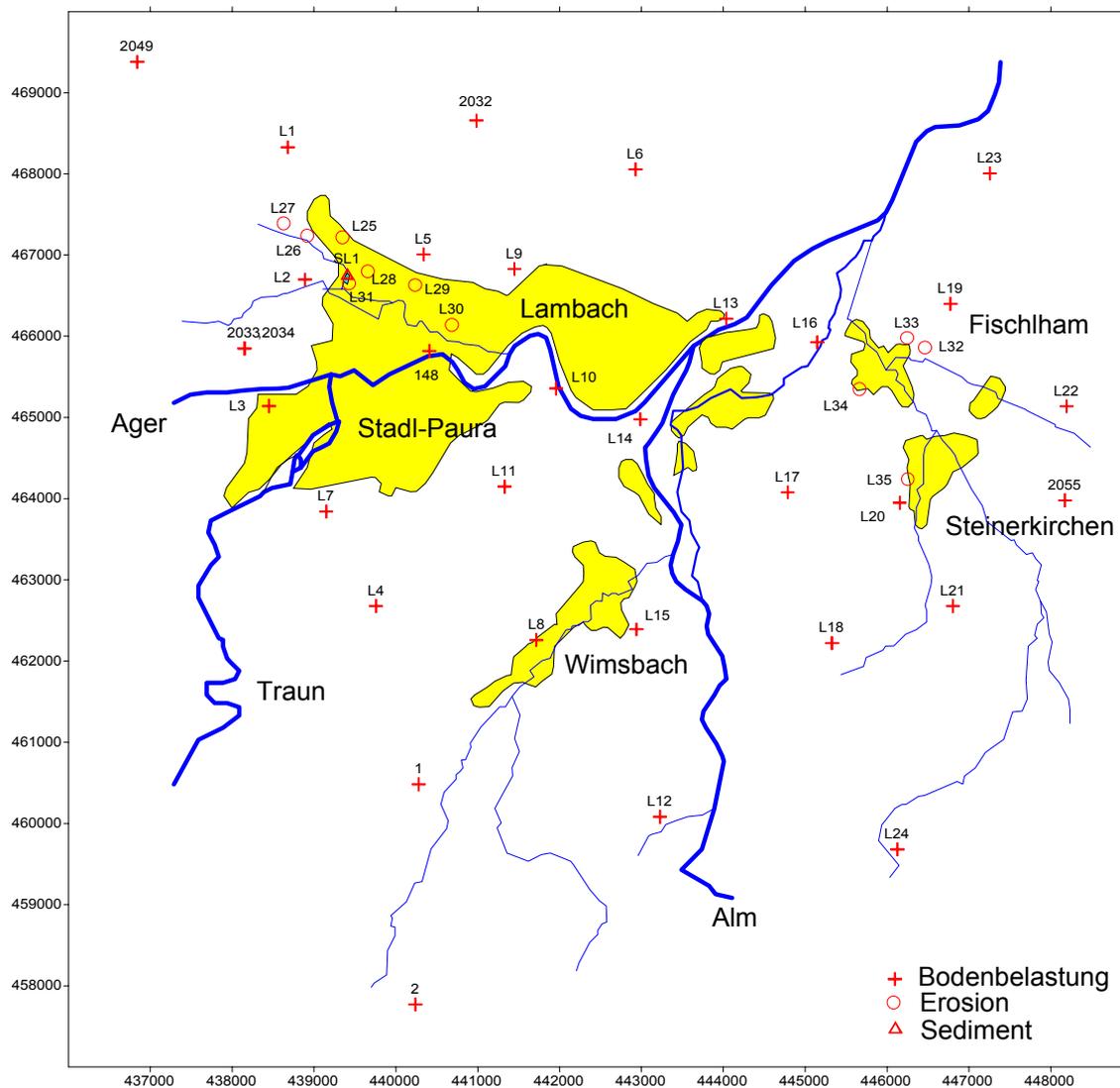


Abb. C.2.1.1.1: Probenahmestellen aus dem Untersuchungsgebiet (Koordinaten: Lambert [m])

C.2.1.2 Probenaufbereitung und -messung

Die Bodenproben zur Bestimmung der ^{137}Cs -Flächenkontamination des Untersuchungsgebietes wurden in gleicher Weise wie Proben aus dem Projektteil B - Trauneinzugsgebiet behandelt (siehe Abschnitt B.2.1.2).

C.2.1.3 Fläche des Einzugsgebietes der KA Lambach

Die Größe des Einzugsgebietes kann im Prinzip auf zwei Arten bestimmt werden: (1) die Größe wird an Ort und Stelle gemessen oder geschätzt; (2) die Größe wird aus dem Zusammenhang von Regenmenge und Abflußmenge errechnet. Beide Methoden haben Vor- und Nachteile.

Direkte Bestimmung der Fläche

Bei der Planung einer Kläranlage werden kleinräumig die Einzugsflächen, Anteile der befestigten Flächen und Abflußbeiwerte geschätzt. Diese Parameter dienen als Grundlage der Kapazitätsauslegung von Kanalisation und Kläranlage (BISCHOFBERGER 1982).

Für die KA Lambach wurden diese Werte vom Kulturtechnikerbüro D.I. Sperrer durch Recherche der Projektunterlagen erhoben (SPERRER 1997). Die Fläche des Einzugsgebietes für Oberflächenwässer wird danach auf 414.78 ha geschätzt, der mittlere Abflußbeiwert beträgt 0.28. Der Abflußbeiwert ist ein Maß dafür, welcher Anteil des im Gebiet gemessenen Niederschlages tatsächlich in der Kanalisation mündet. Der tatsächliche Bebauungsgrad liegt im Mittel bei 85 %. Allerdings haben genaue Messungen von Niederschlag und Abfluß in einem Teilgebiet gezeigt, daß bei der Projektierung konservativ entweder die Flächen oder die zugehörigen Abflußbeiwerte überschätzt wurden. Für die weiteren Überlegungen wird der geschätzte Wert für die Einzugsgebiete - **Fläche F = 4.15 km²** (der KA Lambach) als Grundlage verwendet. Damit ist jene Fläche gemeint, die direkt in das Sammelkanalnetz der Kläranlage entwässert.

Rekonstruktion der Fläche aus Niederschlagsdaten

Im Prinzip kann die Fläche des Einzugsgebietes als $F = (\text{Zufluß}) / (\text{Abfluß} \times \text{Abflußbeiwert})$ berechnet werden. Das Problem liegt erstens in der Schätzung des mittleren Abflußbeiwertes und zweitens darin, daß nicht das gesamte abfließende Regenwasser in den Einlauf der Kläranlage gelangt, wo seine Menge gemessen wird: bei starkem Regen wird ein beträchtlicher Teil des in die Kanalisation gelangenden - weitgehend sauberen - Wassers in Regenüberläufen aus der Kanalisation in Bäche und Flüsse abgeleitet. Diese abgeworfene Menge ist jedoch schwer quantifizierbar, müßte aber bei der Berechnung nach der obigen Formel berücksichtigt werden. Abb. C.2.1.3.1 zeigt die Lage der Regenüberläufe. Im Einzugsgebiet befinden sich neun solcher Regenüberläufe. Berechnung von mittleren Abwurfmengen sind daher wegen der komplexen Situation schwierig.

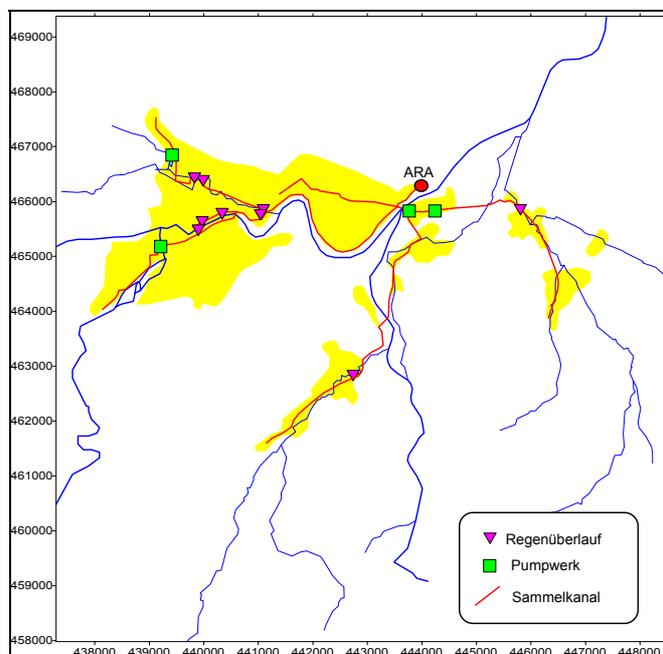


Abb. C.2.1.3.1: Regenüberläufe in der Kanalisation der ARA Lambach

Die Methode wurde trotz der hohen Unsicherheit herangezogen, da abgesehen von der Flächenbestimmung Aufschluß über die Verteilung zwischen befestigten und unbefestigten Flächen gewonnen werden kann.

-Korrelation Niederschlag - Zufluß

Die Abbildung C.2.1.3.2 zeigt den Verlauf der täglichen Zuflußmengen in die Kläranlage und die Niederschlagsmenge auf das Untersuchungsgebiet (10.8 km²) in der Umgebung von Lambach.

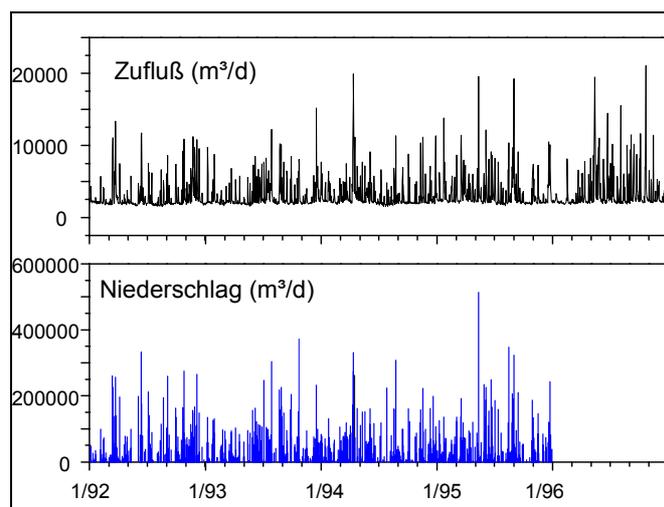


Abb. C.2.1.3.2: Tägliche Niederschlags- und Zuflußmengen im Einzugsgebiet von Lambach

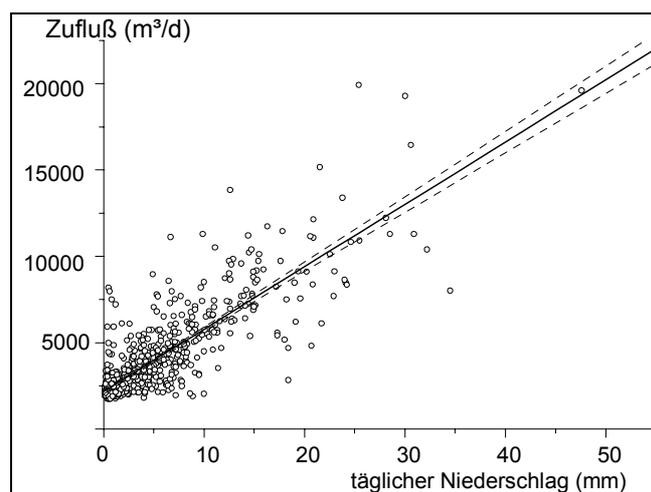


Abb. C.2.1.3.3: Zusammenhang zwischen täglichem Zufluß in die Kläranlage Lambach und die Niederschlagsmenge im Einzugsgebiet. Regression

km². Dies ist deutlich weniger als der Projektwert (4.15 km²), der für die Dimensionierung der Kläranlage herangezogen wurde. Der Projektwert wird üblicherweise konservativ gewählt, um einen Kapazitätsmangel der geplanten Anlage über längere Zeiträume hin auszuschließen. Trotzdem ist bei Abwägung der vielen Unsicherheiten zur Ableitung der Niederschlagsmenge (Regenüberläufe) dem Projektwert der Vorzug zu geben.

Berechnung des Anteils unbefestigter Flächen

Für die Abschätzung der ¹³⁷Cs-Austragsrate durch erodiertes Bodenmaterial bzw. ¹³⁷Cs-Eintragsrate in die Kläranlage mit Regenwasserzuflüssen ist es notwendig, jenen Flächenanteil des Kläranlagen - Einzugsgebietes abzuschätzen, der unbefestigt bzw. ohne ständige Vegetationsdecke ist. Nur auf diesem Flächenanteil kann bei Regen tatsächlich ein Erosionsprozeß stattfinden. Dazu wurde folgendes Gedankenmodell erstellt (siehe Abb.C.2.1.3.4):

Zwischen der Niederschlagsmenge N (1992-1995; Meßpunkt Lambach; Quelle HZB) und der täglichen Zuflußmenge Z (gemäß Betriebsstatistik, 701 Einzelwerte vorhanden) besteht ein signifikanter ($r = 0.84$; $p < 0.05$) Zusammenhang:

$$Z \text{ [m}^3\text{/d]} = (2169 \pm 70) + (361.2 \pm 8.9) N \text{ [mm/d]}$$

Durch die in Abbildung C.2.1.3.2 dargestellte Regression kann man den Zufluß in die Kläranlage als Funktion des täglichen Niederschlages im Untersuchungsgebiet herleiten. Dementsprechend gelangen 3.34 % des Niederschlages auf die Einzugsgebiets - Fläche in die Kläranlage Lambach.

Bei Starkregenereignissen steigt auch der Zufluß in die Kläranlage an. Dies wurde rechnerisch nachgewiesen und quantifiziert. Die Details dazu sind im Anhang Anh.C.2.1. zu finden. Danach gelangen bei Gewittern durchschnittlich 4.4 % des Niederschlages auf die Einzugs-Gebietsfläche in die Kläranlage, dies stellt einen deutlich höheren Wert als bei mäßiger Niederschlagsintensität dar.

Anhand der Regressionen zwischen Zulauf und Niederschlagsmenge im Untersuchungsgebiet wurde die tatsächliche Fläche des Einzugsgebietes abgeschätzt. Die einzelnen Rechenschritte sind dem Anhang Anh.C.2.1. zu entnehmen. Demzufolge resultiert hier als Fläche des Einzugsgebietes der Kläranlage ein Wert von 1.7 ± 0.5

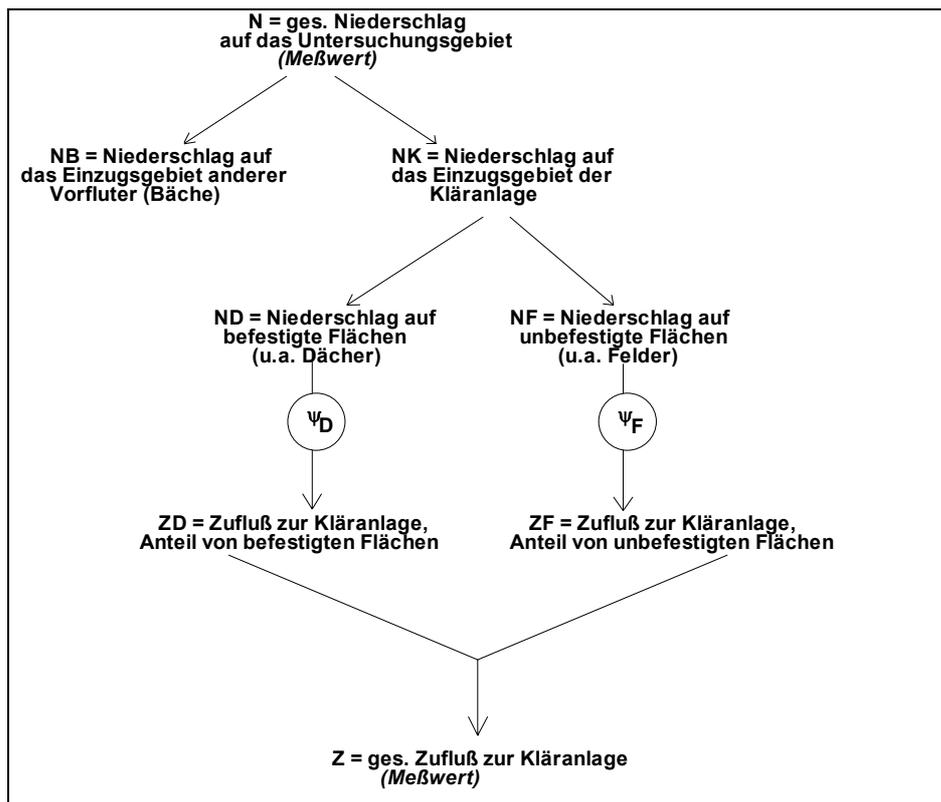


Abb. C.2.1.3.4. Gedankenmodell zur Berechnung von Parametern aus den gemessenen Werten Niederschlag und Abfluß

Die Berechnungen stützen sich einerseits auf Niederschlagsdaten des Hydrographischen Dienstes und andererseits auf die Betriebsaufzeichnungen der Kläranlage über die täglichen Zulaufmengen. Eine genaue Vorgangsweise der Ableitung ist dem Anhang Anh.C.2.1 zu entnehmen.

Der Anteil der befestigten Flächen, um den es in diesem Abschnitt vor allem geht, wurde demnach als $20 \pm 5 \%$ abgeschätzt. Der Wert unterscheidet sich deutlich von den ca. 85 % aus den Projektunterlagen (siehe C.2.1.3). Die erodierbare (unbefestigte) Fläche im Einzugsgebiet der Kläranlage beträgt damit 4.15 km^2 (Fäche des Einzugsgebietes, Projektwert) vermindert um 20% verbaute Fläche = $3.3 \pm 0.2 \text{ km}^2$. Dieser Wert wird als Grundlage zur Berechnung der ^{137}Cs -Austragsrate dienen.

C.2.2 Ergebnisse

C.2.2.1 ^{137}Cs -Flächenkontamination im Einzugsgebiet der KA Lambach

Abb. C.2.2.1.1 (siehe Farbkarte) zeigt die räumliche Verteilung der Flächenbelastung des Untersuchungsgebietes mit ^{137}Cs . Wegen der dichter liegenden Probenahmepunkte konnte für die Interpolation der ^{137}Cs -Flächenkontamination ein engerer Gitterabstand gewählt werden ($d = 50 \text{ m}$) daher ist das Muster hier detailreicher als in der ^{137}Cs -Flächenkontaminationskarte des Trauneinzugsgebietes aus Projektteil B (siehe Abb. B.2.2.3.1 ($d = 750 \text{ m}$)).

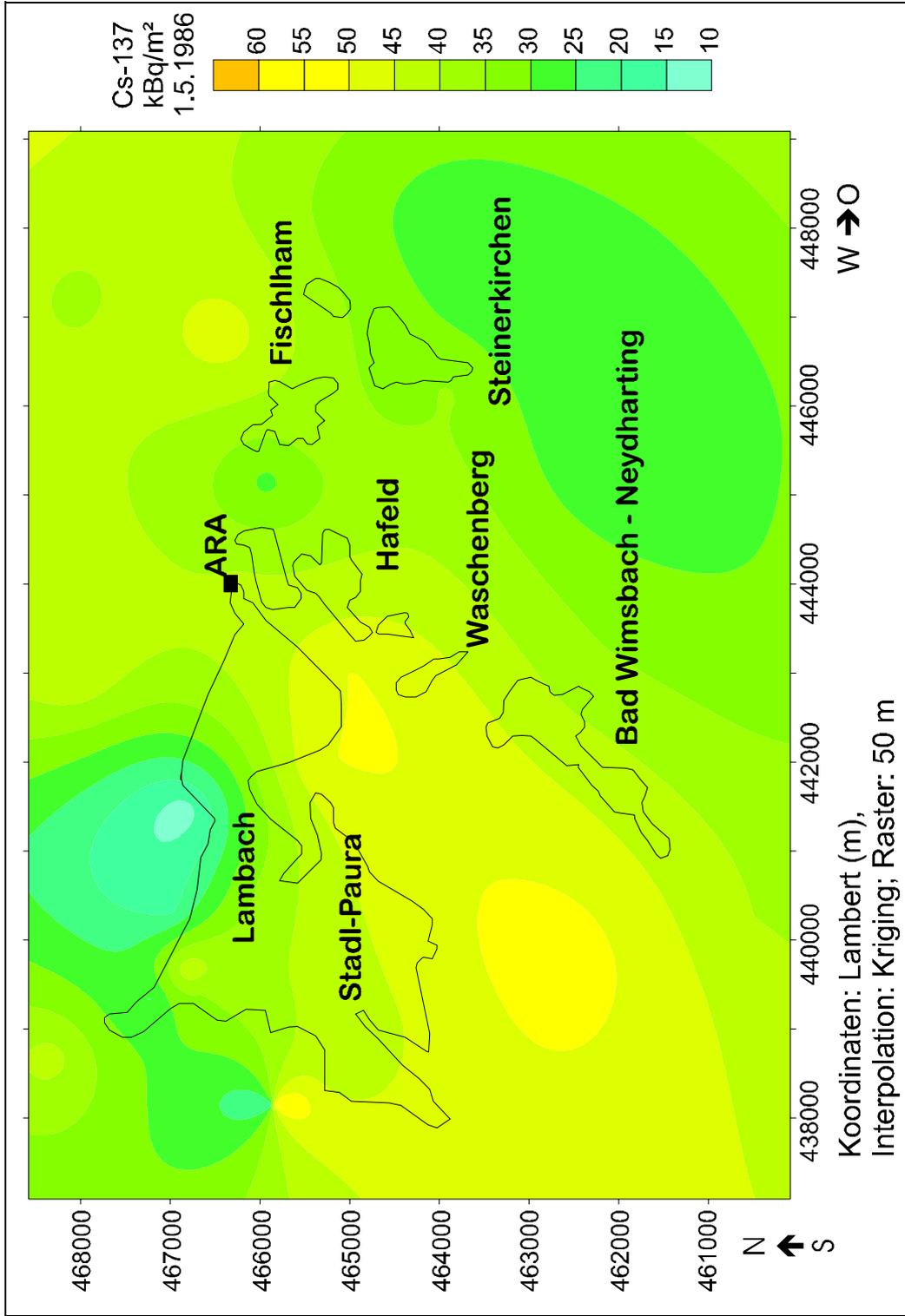


Abb. C.2.2.1.1: ¹³⁷Cs Kontamination des Untersuchungsgebietes - Kläranlage Lambach

Tab. C.2.2.1.1: ^{137}Cs -Flächenkontamination im Einzugsgebiet der Kläranlage Lambach

(Teileinzugsgebiet 1: Lambach/Stadl-Paura; 2+3: Hafeld; 4: Oberhafeld; 5: Waschenberg; 6: Bad Wimsbach/Neydharting; 7: Fischlham; 8: Niederheischbach 9: Steinerkirchen)

Gebiet	Fläche (km ²)	Inventar (GBq)	^{137}Cs Flächenkontamination (kBq/m ²)
1	8.214	349.6	42.56
2	0.315	13.2	41.90
3	0.466	20.4	43.73
4	0.071	3.22	48.06
5	0.147	7.15	48.61
6	1.012	44.7	44.17
7	0.383	17.2	44.91
8	0.124	4.83	38.95
9	0.542	18.3	33.73
gesamt	11.27	478.6	42.46

In Tabelle. C.2.2.1.1 sind die die Flächenkontaminationswerte der einzelnen Teileinzugsgebiete der Kläranlage Lambach zusammengestellt. Die Flächen und ^{137}Cs -Inventare der Teileinzugsgebiete wurden durch Interpolation (kriging) ermittelt. Zur Berechnung des Inventars wurde eine Gitterkonstante von $d = 50$ m verwendet, für die Berechnung der Flächen bei Gebiet 1: $d = 50$ m, bei Gebiet 4: $d = 3$ m, sonst: $d = 5$ m. Die Berechnung des Inventars ist erfahrungsgemäß weit weniger empfindlich gegen Änderungen des Gitterabstandes als die der Fläche. Die Flächenberechnung ist mit einem Fehler $< 5\%$ genau.

C.3 LOKALE BODENEROSION

Ziel der Untersuchungen in diesem Abschnitt ist die Erfassung der Erosionsprozesse an jenen Orten, wo sie stattfinden, also in Äckern und Wiesen. Dies ist erforderlich, weil in Kläranlagen mit Mischkanalisation bei Regen erhöhte Mengen von eingeschwemmtem Boden anfallen. Diese Bodenerosion wird als wichtige Ursache für die Kontamination von Klärschlämmen mit ^{137}Cs angesehen.

Der Vergleich von ^{137}Cs -Konzentration und Korngrößenverteilungen von erodiertem Material und dessen Herkunftsquelle, nämlich landwirtschaftlichen Böden der Umgebung soll die Erstellung eines Modelles ermöglichen. Dadurch kann bei Kenntnis der lokalen Verhältnisse die Höhe der Erosion in bezug auf ^{137}Cs vorhergesagt werden.

C.3.1 Material und Methoden

C.3.1.1 Abtrag von Äckern und anderen Flächen

Abbildung. C.3.1.1.1 zeigt schematisch eine typische Situation, wie Erosion im Untersuchungsgebiet Lambach abläuft. Bei Regenereignissen kommt es auf geneigten Ackerflächen zu einer oberflächlichen Abwaschung des unbefestigten Ackerbodens, das ablaufende Regenwasser fließt am Hangfuß im Bereich der Straßenbanketten in das Kanalsystem.

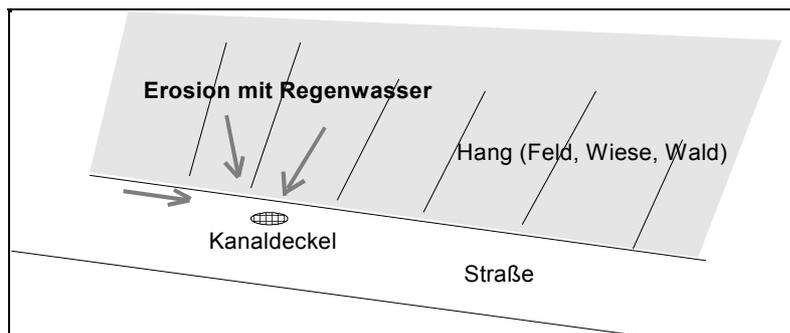


Abb. C.3.1.1.1: Schema der Erosion von Bodenmaterial und Einwaschung ins Kanalsystem im Einzugsbereich der Kläranlage Lambach.

C.3.1.2 Probenahme zur Untersuchung von erodiertem Material

Äcker

Proben von Ackerböden wurden oberflächennah mit einer Gartenschaufel, gleichmäßig verteilt über den Rand der jeweiligen beprobten landwirtschaftlichen Fläche, (ca. über eine Länge von 100 m bis 300 m, je nach Feldgröße), aus ca. 10 Einzelproben (zur Mittelung) gesammelt. Diese Mischproben erreichten eine Gesamtmasse von 1 kg bis 2 kg.

Wiesen

Bodenproben von Wiesen wurden in gleicher Weise wie jene zur Ermittlung der Flächenkontamination genommen.

Erodiertes Material

Neben kanalführenden Straßen, die entlang geneigter Acker- oder Wiesenflächen verlaufen, erfolgte im hangseitig gelegenen Grenzbereich des Straßenbankettes, zur Wiese bzw. zum Acker hin, die Entnahme von ca. 1 kg Erosionsmaterial. Diese Proben stellen eine Mischung aus erodiertem Boden der Agrarflächen und von der Straße abgeschwemmtem Material ("Staub") dar. Aus den Agrarflächen, der Ursprungsquelle des erodierten Materials, wurde zusätzlich jeweils eine Vergleichsprobe genommen (Wiesen und Äcker, siehe oben). Zusätzlich wurde Sand und Erde mit einem gewöhnlichen Besen von der Straße zusammengekehrt und eingesammelt. Diese Beprobung erfolgte an Stellen, wo sichtlich Erosion von angrenzenden unbefestigten Flächen stattfindet. Die so gewonnenen Proben werden dann wie üblich weiterverarbeitet und in gleicher Weise wie die Sedimentproben in Korngrößenklassen geteilt.

Die Orte der Probenahmen im Untersuchungsgebiet sind aus Abb. C.2.1.1.1 zu entnehmen.

C.3.1.3 Aufbereitung für die Korngrößenanalyse

Erosionsproben wurden ohne Probenaufteilung und ohne Abtrennung der organischen Substanz zur Gänze einer Korngrößenanalyse unterzogen.

Die Proben von Ackerböden wurden vor der Siebung bei 105° getrocknet und anschließend im Mörser zur Zerkleinerung der Aggretate vorsichtig zerstoßen. Anschließend wurde das Material mit einem Probenteiler geviertelt, ein Viertel (200 g - 250 g) wurde für die nachfolgende Korngrößenanalyse verwendet. Vor der Naßsiebung kam die Probe zur weiteren Zerstörung instabiler Bodenaggrate in ein Ultraschallbad (3 Minuten). Danach erfolgte die Durchmischung der teilweise suspendierten Probe mit einem Glasstab und erneuter 3 minütiger Beschallung. Die so vorbereitete Proben wurden in gleicher Weise wie Sedimentproben

behandelt und der Korngrößenanalyse unterzogen. Die Fraktion <40 µm wurde allerdings nicht weiter unterteilt.

C.3.2 Ergebnisse - Erosionsproben

C.3.2.1 Zusammenhang der Flächenkontamination mit dem ¹³⁷Cs-Gehalt der obersten Bodenschicht in Ackerböden

Bodenmodell

Die vertikale Verteilung von ¹³⁷Cs in ungestörten Böden kann mit Hilfe mathematischen Modelle angenähert werden. Diffusion-Konvektions-Modelle quantifizieren dazu die Mechanismen, die für die Tiefenverlagerung von Cäsium verantwortlich sind. In Österreich steht für die Modellierung eine umfangreiche Datenbasis mit gemessenen ¹³⁷Cs Tiefenprofilen von Wiesen und Waldböden zur Verfügung. Aus dieser Datensammlung wurden statistisch typische Werte für ¹³⁴Cs in Böden unter Dauergrünland aus dem Alpenvorland abgeleitet. Sie betragen für die Konvektionsgeschwindigkeit $v = 0.474$ cm/a, für die Diffusionskonstante $D = 0.650$ cm²/a (BOSSEW 1997). Anhand der Modellrechnung ist es möglich, bei bekannter Flächenkontamination (Bq/m²) auf den ¹³⁷Cs-Gehalt bezogen auf Masse (Bq/kg) der obersten Bodenschicht zu schließen. Aufbau und theoretische Grundlagen des Rechenmodells sind in BOSSEW (1997) beschrieben.

Empirische Erhebung des Zusammenhanges zwischen Flächenkontamination und ¹³⁷Cs-Gehalt in Ackerböden

Tab. C.3.2.1.1 zeigt die Meßwerte der ¹³⁷Cs-Konzentration in Ackerböden und die Flächenkontaminationswerte, die auf benachbarten Wiesen gemessen wurden, sowie das Verhältnis der ermittelten Wertepaare.

Tab. C.3.2.1.1: Verhältnis zwischen ¹³⁷Cs-Gehalt im Ackerboden und ¹³⁷Cs-Flächenkontamination angrenzender Wiesen im Einzugsbereich der KA Lambach (Orte der Probenahme siehe Abb. C.2.1.1)(AM: arithmetisches Mittel; SD: Standardabweichung)

Proben-code	¹³⁷ Cs-Flächenkontamination kBq/m ²	¹³⁷ Cs-Gehalt in Ackerboden Bq/kg TS	Acker / Flächenkontamination 10 ⁻³ m ² /kg TS
L2	31.27	132.05	4.22
L8	43.52	176.40	4.05
L11	49.53	309.19	6.24
L17	38.37	100.86	2.63
L18	25.69	133.82	5.21
L20	35.69	133.76	3.75
L21	25.74	123.72	4.81
L22	32.78	138.61	4.23
L23	38.81	89.33	2.30
T1	39.91	149.13	3.74
T2	37.74	120.88	3.20
AM			4.03
SD			1.13

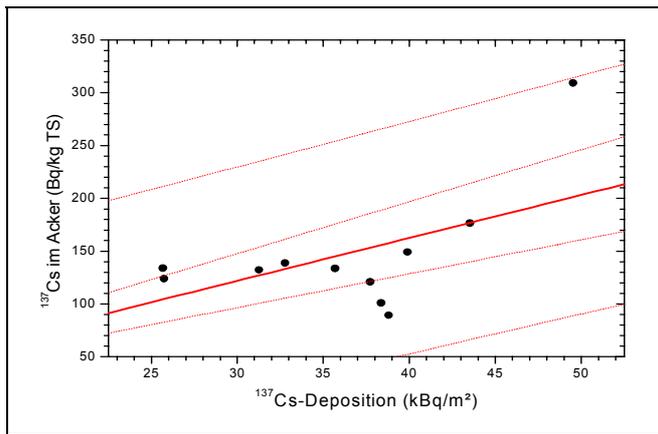


Abb. C.3.2.1.1: Regression: Zusammenhang zwischen ^{137}Cs -Gehalt im Ackerboden und der Flächenkontamination des Herkunftsortes

Es zeigt sich, daß das ermittelte Verhältnis ^{137}Cs -Konzentration in der Ackererde zu Flächenkontamination relativ konstant ist. In Abbildung C.3.2.1.1 ist dieser Zusammenhang graphisch dargestellt. Er kann durch eine lineare Regression beschrieben werden:

^{137}Cs -Gehalt im Ackerboden [Bq/kg TS] = $(4.06 \pm 0.38) \times ^{137}\text{Cs}$ -Flächenkontamination der ungestörten Wiesenfläche [kBq/m²]
Das Ergebnis ist mit $r = 0.61$ signifikant ($p < 0.05$).

Der Regressionskoeffizient ist fast identisch mit dem oben berechneten Mittelwert, und stellt somit eine

guten Schätzwert dar.

In Tabelle C.3.2.1.2 sind die mittels Diffusions/Konvektions-Modell berechneten mittleren ^{137}Cs -Gehalte für Ackerböden den tatsächlich gemessenen Werten für Böden aus dem Raum Lambach gegenübergestellt.

Tab. C.3.2.1.2: Gegenüberstellung der gemessene und durch Modellrechnung ermittelten Werte für den ^{137}Cs -Gehalt im Pflughorizont von Ackerböden.
(räumliche Zuordnung der Proben-codes: siehe Abb. C.2.1.1.1);

Proben-code	gemessener ^{137}Cs -Gehalt Bq/kg TS	gemessene ^{137}Cs -Flächenkontamination kBq/m ²	Modell ^{137}Cs -Gehalt Bq/kg TS	relative Differenz Modell - Meßwert, %
L1	344.82	42.36	351	2
L2	214.41	31.27	259	21
L3	411.25	41.87	347	-16
L4	496.54	53.82	446	-10
L5	130.00	18.40	153	17
L6	383.33	44.67	370	-3
L7	529.70	46.84	388	-27
L8	421.05	43.52	361	-14
L9	89.42	12.43	103	15
L10	654.59	49.25	408	-38
L11	544.33	49.53	411	-25
L12	310.79	31.41	260	-16
L13	447.57	40.88	339	-24
L14	465.90	50.15	416	-11
L15	546.94	37.12	308	-44
L16	269.91	28.56	237	-12
L17	390.49	38.37	318	-19
L18	195.64	25.69	213	9
L19	523.39	48.14	399	-24
L20	278.18	35.69	296	6
L21	241.17	25.74	213	-12
L22	275.44	32.78	272	-1

Proben-code	gemessener ¹³⁷ Cs-Gehalt Bq/kg TS	gemessene ¹³⁷ Cs-Flächenkontamination kBq/m ²	Modell ¹³⁷ Cs-Gehalt Bq/kg TS	relative Differenz Modell - Meßwert, %
L23	346.43	38.81	322	-7
L24	303.90	32.12	266	-12
T1	356.13	39.91	331	-7
T2	342.97	37.74	313	-9
T148	387.94	37.72	313	-19

Es zeigt sich eine zufriedenstellende Übereinstimmung von Modellrechnung und tatsächlich gemessenen Werten. Die Abweichung beträgt im Maximalfall 44%, im Mittel beträgt die Abweichung $-10 \pm 15\%$. Die durch das Modell angenäherten Werte unterschätzen den ¹³⁷Cs-Gehalt von Ackerböden also um 10%. Die Ursache für die Abweichungen liegen u. a. in der zur Vereinfachung des Bodenmodells notwendigen Annahmen. So werden die Bodenparameter Dichte und Wassergehalt über die ganze Tiefe des Profils als konstant angenommen. Eine weitere Ursache für Unterschiede ist das Abweichen der lokalen Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet von denen des Modells (Konvektionsgeschwindigkeit v , Diffusionskonstante D).

C.3.2.2 ¹³⁷Cs in erodiertem Material

Sand und Erde wurde als erodiertes Material vom Straßenrand gesammelt, das offensichtlich von angrenzenden unbefestigten landwirtschaftlich genutzten Flächen stammte, zusätzliche Proben wurden direkt von diesen Flächen. (siehe Abschnitt C.3.1.2) gezogen.

In Abbildung C.3.2.2.1 sind die Ergebnisse der gamma-spektrometrischen Analyse (¹³⁷Cs) von einzelnen Korngrößenfraktionen der gesammelten Erosionsprodukte dargestellt. Der Zusammenhang von ¹³⁷Cs-Gehalt und Korngröße ist in den Erosionsprodukten deutlich erkennbar. In den feinkörnigen Fraktionen wurden die höchsten ¹³⁷Cs-Werte zwischen 200 und 600 Bq/kg gemessen, die Fraktion mit einem Korndurchmesser von ca. 1 mm enthielt stets die geringsten ¹³⁷Cs-Konzentrationen (unter 10 Bq/kg). Bei noch größeren Korndurchmessern steigen die Werte in der Probe L32E und L27E wieder leicht an.

Die Beziehung zwischen ¹³⁷Cs-Aktivitätsgehalt C (Bq/kg TS) und Korngröße x (μm) kann durch eine Funktion der Form $C = A x^{-b}$ approximiert werden (s. C.3.2.2.2, feine Linie). Tab. C.3.2.2.1 zeigt die Werte für die Parameter A und b . Der Koeffizient b , der die Verteilung der Aktivitätskonzentration über die Kornfraktionen mißt, ist offensichtlich bei den Proben ziemlich unterschiedlich. Auch die Aktivitätskonzentration der gesamten Proben (Spalte C; alle Korngrößen) ist sehr unterschiedlich. Daraus ist zu schließen, daß die verschiedenen Proben von Erosionsmaterial, wie es auf den befestigten Straßenflächen zu finden ist, nicht ohne weiteres vergleichbar sind, auch wenn das bei der Probenahme nicht offensichtlich ist.

Tab. C.3.2.2.1: Werte zur Berechnung der nicht linearen Regression: ¹³⁷Cs-Konzentration - Korngröße (n.s.: nicht signifikant; p: Signifikanzniveau)

Probe	lg(A)	-b	r	p	C(ges.; Bq/kg TS)
L25E1	4.03 ± 0.13	1.13 ± 0.05	-0.99	< 0.05	20.2
L27E	2.66 ± 0.53	0.33 ± 0.20	-0.64	0.17 n.s.	149
L32A	4.30 ± 0.64	1.02 ± 0.24	-0.91	< 0.05	30.1
L29E	3.09 ± 0.31	0.77 ± 0.12	-0.96	< 0.05	13.0
L30E	3.66 ± 0.26	0.59 ± 0.10	-0.95	< 0.05	83.8
AM ± SD		0.77 ± 0.32			

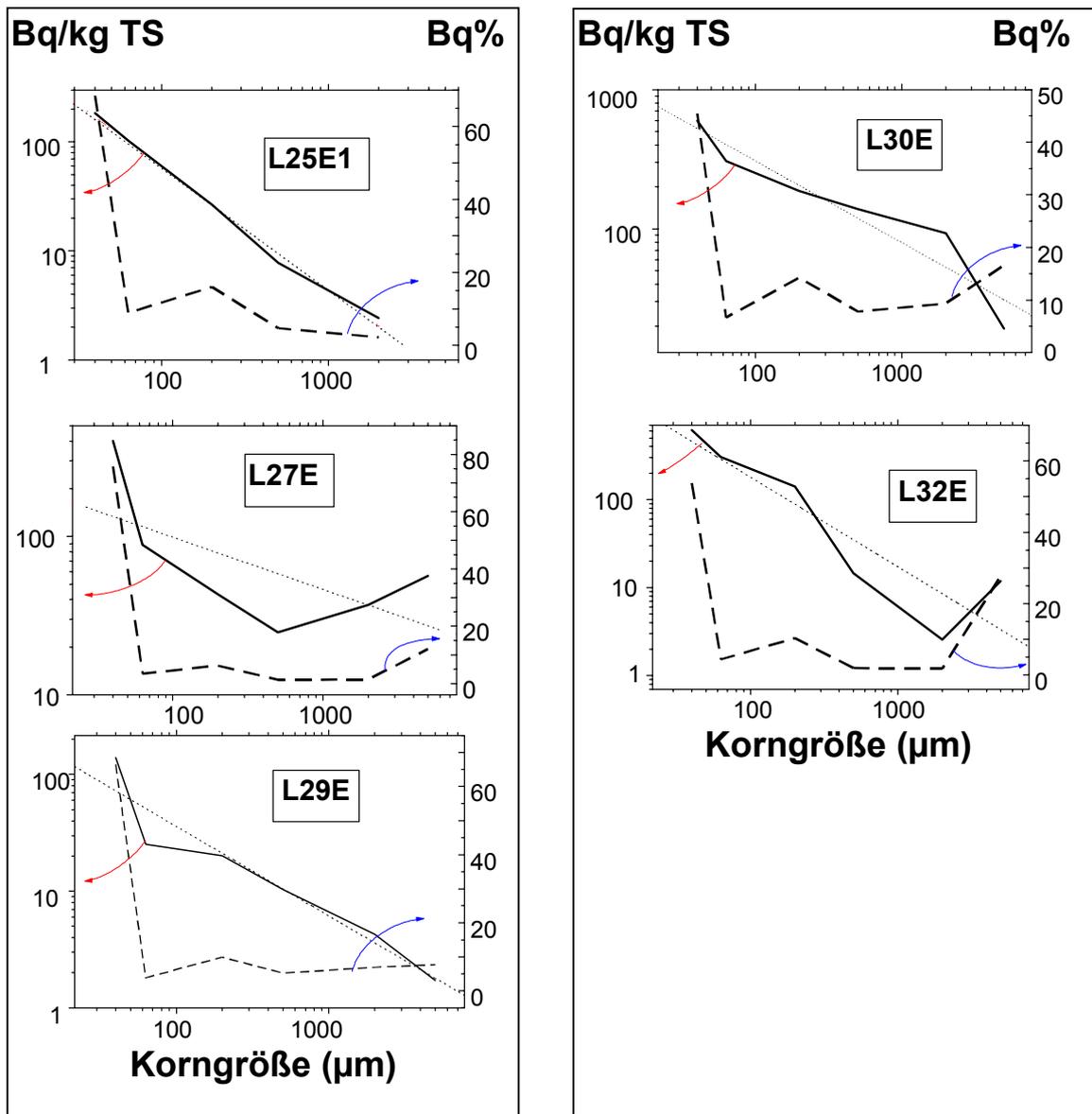


Abb. C.3.2.2.1: Verteilung von ^{137}Cs in verschiedenen Korngrößenfraktionen von erodiertem Bodenmaterial aus der Umgebung der KA Lambach

C.3.2.3 Oberboden von Ackerflächen

In Abbildung C.3.2.3.1 sind die Ergebnisse der ^{137}Cs -Analysen in Korngrößenfraktionen von Oberboden-Proben der angrenzenden Äcker dargestellt.

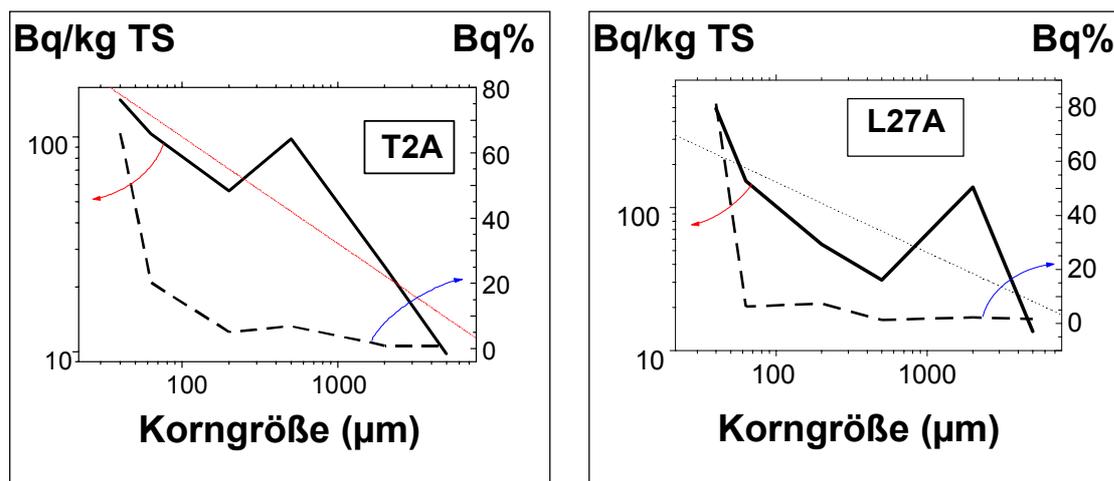


Abb. C.3.2.3.1: ^{137}Cs -Gehalte in verschiedenen Korngrößenfraktionen von Oberböden landwirtschaftlicher Flächen im Einzugsgebiet der Kläranlage Lambach

Die Verteilung ist jener in den Erosionsproben (siehe Abb. C.3.2.2.1) sehr ähnlich. Die hohe Bedeutung der Feinfraktion für die ^{137}Cs -Bindung ist auch hier klar ersichtlich. Interessant ist die Tatsache, daß allerdings auch im Bereich der Sandfraktion mit einem Korngrößendurchmesser von 500 μm (T2A) bis 2000 μm (L27A) ein ^{137}Cs -Konzentrationsmaximum auftritt. Dies ist dadurch zu erklären, daß während der Probenvorbereitung trotz Ultraschallbehandlung nicht alle stabilen Bodenaggregate zerstört werden konnten. Wenn solche Aggregate im Zuge der Fraktionierung erhalten und aufgrund ihrer Größe in der Sandfraktion verbleiben, wird diese Größenklasse durch den enthaltenen Schluff/Tonanteil der Aggregatate verunreinigt. Analoge Peaks treten bei den Erosionsproben allerdings nicht oder weniger ausgeprägt auf, was auf die verminderte Erodierbarkeit stabiler Bodenaggregate zurückzuführen sein dürfte.

Auch für die Oberboden-Proben läßt sich der Zusammenhang zwischen ^{137}Cs -Gehalt (C) einer Korngrößenfraktion und der Korngrößenklasse (x) durch nicht lineare Regression der Form $C = A x^{-b}$ approximieren, das Ergebnis ist in Tabelle C.3.2.3.1 zusammengestellt.

Tab. C.3.2.3.1: Nicht lineare Regression: Zusammenhang zwischen ^{137}Cs -Konzentration und Korngrößenfraktionen in erodiertem Oberbodenmaterial (Äcker)

Probe	$\lg(A)$	b	r	p
T2A	2.99 ± 0.29	0.50 ± 0.11	-0.92	0.010
L27A	3.16 ± 0.61	0.49 ± 0.23	-0.73	0.098 (n.s.)

Die Regression ist zwar in einem Fall nicht signifikant, die Werte für den Parameter b stimmen aber sehr gut überein.

C.3.2.4 Wiesenböden

Auch für drei Proben von Wiesenböden wurde die Korngrößenfraktionierung und anschließende ^{137}Cs -Analytik durchgeführt. Die Ergebnisse sind in der Abbildung C.3.2.4.1 dargestellt. Anders als in landwirtschaftlichen Böden und dem erodierten Material konnte bei diesen Proben keine Ausgleichsfunktion für die Beschreibung des Zusammenhanges zwischen ^{137}Cs -Gehalt der einzelnen Korngrößenfraktionen und der Korngrößenklasse gefunden werden.

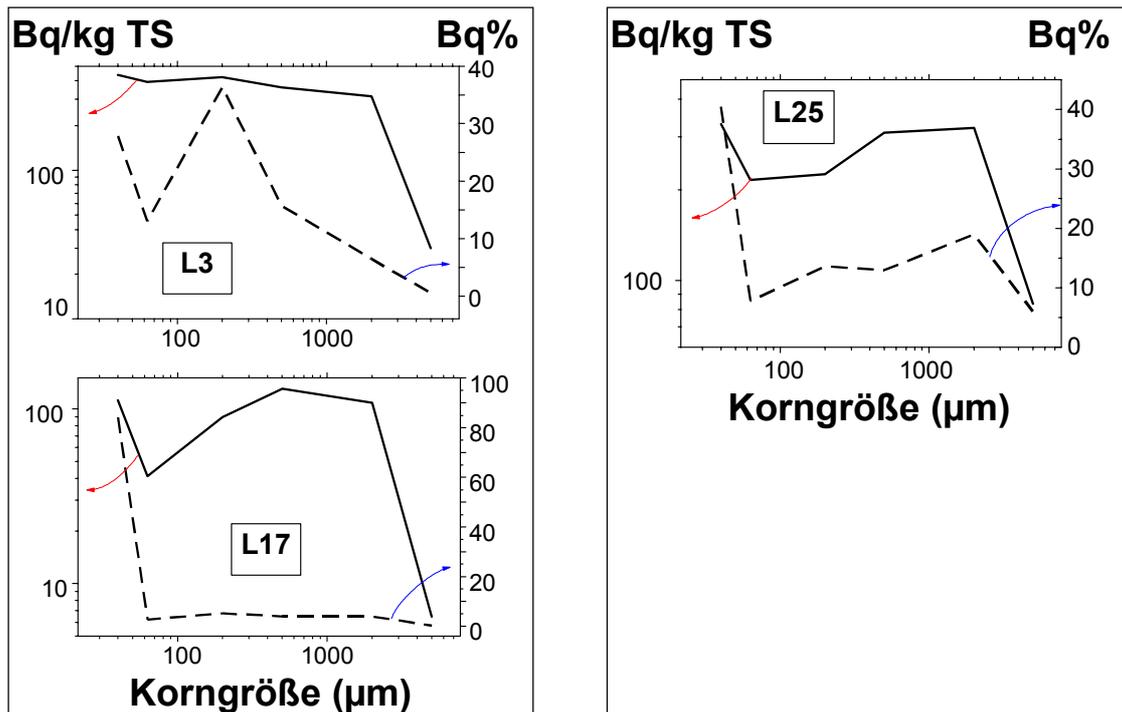


Abb. C.3.2.4.1: Zusammenhang zwischen ^{137}Cs -Gehalt in Korngrößenfraktionen und der Korngrößenklasse in Wiesenböden aus der Umgebung der Kläranlage Lambach

Die relativ hohen Aktivitätskonzentration in großen Kornfraktionen von Acker- und Wiesenböden könnten ein Artefakt dadurch sein, daß organische Material zu größeren Teilchen aggregiert ist (Pflanzenfasern) und deshalb beim Sieben in die große Kornfraktion gerät. Wiesenböden weisen im Vergleich mit ackerbaulich genutzten Flächen hohe Gehalte an organischer Substanz im Oberboden auf. Die deutliche Ausprägung des Aktivitätspeaks im Korngrößenbereich zwischen 600 - 2000 μm deutet auf eine Assoziation von ^{137}Cs mit Ton-Humusaggregaten oder rein pflanzlichen Partikeln hin.

C.3.2.5 Zusammenhang Erosionsprodukt - Quelle

Die Aktivitätskonzentration in den Erosionsprodukten kann zu der Quelle (Acker oder Wiese) in Beziehung gesetzt werden. Im Falle des Ackers wird einfach die gemessene Aktivitätskonzentration im Ackerboden eingesetzt, im Fall der Wiese muß die Oberflächenkonzentration anhand eines Modells zur Beschreibung der Tiefenverteilung von ^{137}Cs in ungestörten Böden (BOSSEW 1997) rekonstruiert werden.

Tabelle C.3.2.5.1 faßt die Daten von Quellen und Erosionsprodukten zusammen, wobei W: Wiese, A: Acker bedeutet: und jeweils auf die Quelle des erodierten Materials verweist.

Tab. C.3.2.5.1: Zusammenhang zwischen den ^{137}Cs -Gehalten in Erosionsprodukt und Quelle

Probe	Deposition kBq/m ²	Oberflächenkonz. Bq/kg TS	Erosion Bq/kg TS	Quotient (dim.los)
L25E1 - L25W	24.74	62.10	20.23	0.326
L30E - L30W	33.43	83.91	83.79	0.999
L27E - L27A		222.1	148.94	0.671
L32E - L32A		157.7	30.14	0.191

Die ^{137}Cs -Gehalte in den Erosionsproben sind in allen vier Proben geringer als in den korrespondierenden Bodenproben. Eine Interpretation dieses Phänomens ist aufgrund der geringen Probenzahl nur schwer möglich. Erklärungshinweise liegen in der Analyse des Mineralbestandes (siehe C.3.2.6). Demnach unterscheiden sich die Erosionsproben deutlich von den Quellböden, unter anderem durch das Fehlen von nachweisbaren Mengen an Tonmineralen. Gerade diese haben eine sehr hohe Affinität zu Cäsium, ihr Fehlen im erodierten Material stimmt daher mit den verminderten Cs-Gehalten gut überein.

C.3.2.6 Röntgenographische Analyse des Mineralbestandes

Einige Proben von Ackerböden, und Proben von erodiertem Material wurden ebenso röntgenographisch untersucht wie solche aus Traunseesedimenten. Da Cäsium sich nicht in allen Mineralien gleich anreichert, ist die mineralogische Zusammensetzung relevant für die Wechselwirkung des Mediums mit dem hier untersuchten ^{137}Cs .

In Tab. C.3.2.4 sind die Meßergebnisse zusammengefaßt.

Tab. C.3.2.4: Mittelwerte der Gewichtsprozente der mineralischen Phasen Boden- und Sedimentproben (f.n.: fallweise nachweisbar)

	Quarz SiO_2	Calcit CaCO_3	Dolomit $\text{MgCa}(\text{CO}_3)_2$	Feldspat	Glimmer (Hydroglimmer)	Ton- minerale
Ackerböden (L25A, L17A, L3A, 2a, L27A)	70	f.n.	f.n.	15	7,5	7,5
Erosionsproben (L30E, L32E, L29E, L27E, L25E)	50	25	20	5	f.n.	f.n.
Traunseesediment (TS10, TS17, TS23)	20	50	30	f.n.	f.n.	f.n.

Röntgenographisch untersucht wurde nur die Fraktion $<40\mu\text{m}$. In der Tabelle sind daher die Durchschnittswerte dargestellt. Aus der halbquantitativen Analyse ergibt sich ein geschätzter Fehler der Einzelanalyse von 5 bis 10 Gew%. Die Nachweisgrenze für Tonminerale ist abhängig vom jeweiligen Mineralbestand, erfahrungsgemäß sind allerdings 5% Gewichtsanteil erforderlich zur Identifikation einer Mineralphase. Jedenfalls liegen die Tonmineralanteile in den Proben der Erosions- und Traunseesedimente unter dieser "Nachweisgrenze".

- Innerhalb der verschiedenen Proben in der Gruppe der Ackerböden und der Traunseesedimentproben konnten keine wesentlichen Unterschiede im Mineralbestand festgestellt werden. Was die Seesedimente betrifft, ist dieses Ergebnis bemerkenswert, da die untersuchten Kerne aus verschiedenen Teilen des Sees stammen. Da der Dolomiteintrag überwiegend aus der Traun stammt (Abschnitt B.1.3), ist nicht von vornherein anzunehmen, daß im Sediment auch nur ungefähr der gleiche Dolomitanteil zu finden ist, da die Traunsedimente ja nicht gleichmäßig über den See verteilt sind. Weitere Analysen werden vielleicht eine räumliche Verteilung des Dolomitanteils in den Seesedimenten erkennen lassen.
- Die Gruppe der Erosionsböden ist bezüglich des Mineralbestandes uneinheitlicher: Von den 5 untersuchten Proben sind in 4 Proben keine Tonminerale feststellbar, nur die Probe L27E ist tonmineralführend mit untergeordnetem Karbonatanteil (ca. 5%). Der Befund zeigt jedenfalls, daß das *vorgefundene* Erosionsmaterial mineralogisch nicht identisch ist mit der (wahrscheinlichen) Quelle, den benachbarten Äckern ist. Wenn eine andere Quelle ausgeschlossen werden kann, bedeutet dies, daß beim Erosionsprozeß eine Art Phasentrennung der mineralogischen Bestandteile stattfindet. Das könnte damit zusammenhängen, daß die mineralische Zusammensetzung in den verschiedenen Korngrößenklassen ver-

schieden ist; für den Transport bei der Erosion (Abschwemmen mit Wasser) ist die Korngröße von Bedeutung.

- In den Seesedimenten konnten trotz der Einleitung beträchtlicher Mengen an CaCl_2 durch die Solvay-Industriebetriebe keine chloridhaltigen festen Phasen festgestellt werden sondern nur die Karbonate des Kations.

C.4 EINTRAG IN DIE KA LAMBACH (BODENEROSION)

C.4.1 Material und Methoden

C.4.1.1 Auswahl der Proben und Probenahme aus der Kläranlage

Abbildung C.4.1.1.1 zeigt die verschiedenen Ströme von Ein- und Austrägen in die Kläranlage. Ein- und Austräge, die vermutlich (Projekthypothese) wesentliche Mengen ^{137}Cs enthalten sind in der Darstellung durch Fettdruck hervorgehoben. Die Vermutung, die diesem Projekt zugrundeliegt ist, daß ^{137}Cs hauptsächlich mit dem Regenwasser eingetragen wird, das kontaminiertes Bodenmaterial mitschwemmt. Die Probenahme wurden mit zwei Zielen geplant:

1. Prüfung der Vermutung, daß Erosion durch Regenwasser für den ^{137}Cs -Eintrag hauptverantwortlich ist;
2. Berechnung der Gesamtmenge des jährlichen ^{137}Cs -Eintrags in das verwertbare Endprodukt Filterkuchen.

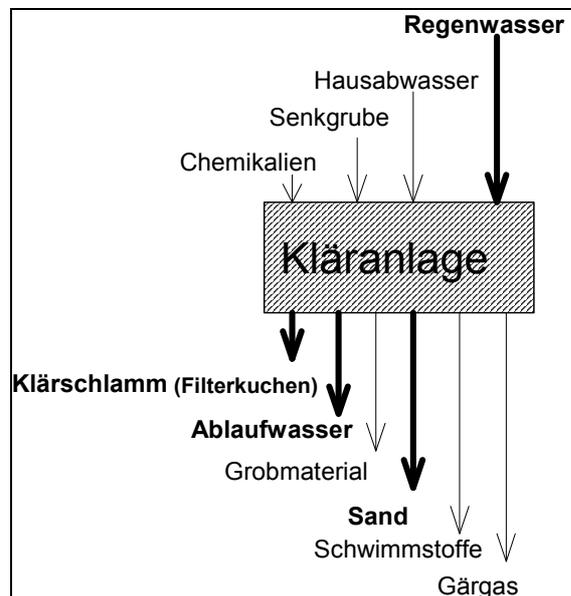


Abb. C.4.1.1.1: Schema der Pfade des Ein- und Austrags der Kläranlage Lambach

Senkgruben enthalten in der Kläranlage Lambach nur Haushaltsabwässer und keine Abwässer aus landwirtschaftlichen Produktionsstätten. Diese Art von Abwasser enthält daher vermutlich ebensowenig ^{137}Cs wie Hausabwasser.

Der Austragspfad Sand (siehe Abb. C.4.1.1.1) enthält auch sehr feinen Sand und Lehm, daher muß mit ^{137}Cs gerechnet werden. Der Sandfang wird ca. 3 x pro Monat geleert, pro Woche fällt ca. 1 t Sand an (genaue Zahlen in der Betriebsstatistik). Bei Regenwetter wird mehr Sand eingetragen. Dies gibt einen deutliche Hinweis auf stattfindende Bodenerosion.

Chemikalien: Konditionierungsmittel (Kalk, FeCl_3)

Der Austrag durch Grobmaterial, Gärgas und Schwimmstoffe (Fett) kann praktisch ausgeschlossen werden.

In der ersten Phase der Probenahme (Nov. 1996 - März 1997) wurde folgendermaßen beprobt:

- 1) Einmal wöchentlich eine Stichprobe Rohschlamm (zwischen Voreindicker und Faulturm)

2) 90 Tage zeitversetzt zu 1) eine Stichprobe Naßschlamm. Die Zeitversetzung sollte der Aufenthaltszeit im Faulturm Rechnung tragen.

3) 5 mal Filterkuchen und Pressenfiltratflüssigkeit.

4) siehe weiter unten bei Punkt 5.

Ab März 1997 wurde der Probenahmemodus entsprechend den bis dahin gewonnenen Erfahrungen modifiziert.

1) 2-wöchentliche Mischproben aus Wochen-Stichproben aus dem Filterkuchen der Kammerfilterpresse. Der Schlamm wird chargenweise verarbeitet, ein Preßvorgang liefert 2.2 m³ Filterkuchen (TS ca. 40%). Etwa 3 - 4 x pro Woche wird gepreßt, ca. 2 - 5 Preßvorgänge pro Tag. Die Proben wurden als Stichproben jedes Preßvorganges genommen, die ca. 2 Wochen lang zu einer Mischprobe vereinigt werden. Der Durchsatz während dieses Zeitraumes ist der Betriebsstatistik zu entnehmen.

1a) Da von Ende Nov. 1996 bis März 1997 Naßschlamm-Proben gezogen wurden, mußte, um diese Proben statistisch verwerten zu können, ein Weg gefunden werden, das Meßergebnis (Bq/kg oder Bq/l Naßschlamm) in Bq/kg Filterkuchen umzurechnen. Dazu wurde parallel zur 2-Wochenmischprobe Filterkuchen (FK) eine analoge Probe Naßschlamm (NS) genommen.

C = ¹³⁷Cs-Konzentration in Bq/l oder Bq/m³ (wird gemessen) und N = Durchsatz in l/Charge oder m³/Charge (diese Größen werden protokolliert);

Wenn der Quotient $q = N_{FK} C_{FK} / N_{NS} C_{NS}$ = Anteil des ¹³⁷Cs des Naßschlammes, das in den Filterkuchen geht, konstant ist, dann kann die gesuchte ¹³⁷Cs-Konzentration im Filterkuchen berechnet werden als

$$C_{FK} = q N_{NS} C_{NS} / N_{FK}$$

Um festzustellen, ob q etwa konstant ist, wurden 5 x parallele Filterkuchen- und Naßschlammproben genommen.

2) Um den Zeitverlauf des ¹³⁷Cs-Eintrags zu untersuchen (= Hinweis auf seine Herkunft), wurden bei Regenereignissen 2-stündliche Mischproben aus dem Zulauf genommen. Die Probenahmen begannen ca. 2 - 4 h vor dem Beginn des Regenwasserzulaufes und endeten mehrere Stunden nach Wiederherstellung des Normalzulaufes. Kurze, aber heftige Niederschläge (ev. Gewitter) wurden dabei vorzugsweise ausgewählt, da dann die Zulaufspitzen stark ausgeprägt sind, und eher anzunehmen war, daß Bodenmaterial eingeschwemmt wurde. Außerdem mußten in diesem Fall weniger Proben gesammelt und ausgewertet werden.

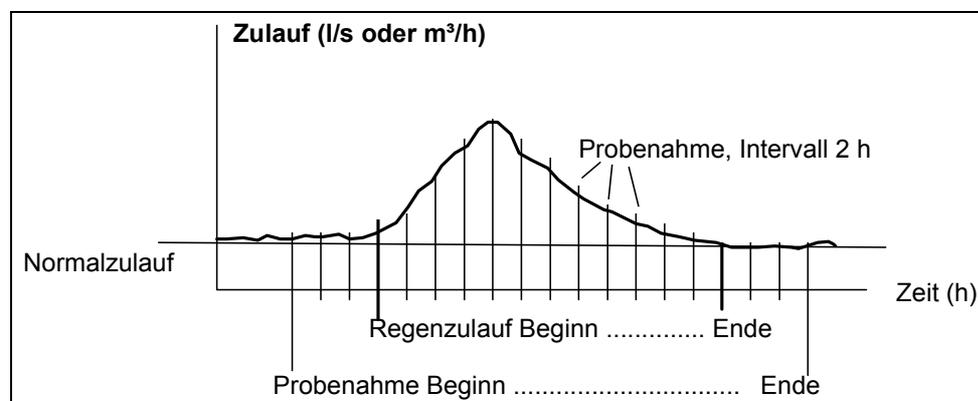


Abb. C.4.1.1.2: Probenahme bei Regenereignissen in der Kläranlage Lambach

Wenn die Hypothese stimmt, daß ¹³⁷Cs v.a. mit dem Regenwasser eingetragen wird, muß sich die einlaufende Menge von ¹³⁷Cs (in Bq/h = Zulaufmenge in m³/h x Konzentration in

Bq/m³) zeitlich ebenso wie die Zulaufmenge verhalten. Dieser Versuch wurde bei 5 Regenergebnissen durchgeführt. Auf jeder Probe wurde der genaue Sammelzeitraum (von - bis) verzeichnet.

3) Ein möglicher Weg des Austrags von ¹³⁷Cs ist der feine Sand, der im Sandfang ausgeschieden wird. Um diesen Pfad zu untersuchen, wurden 6 Sandproben gemessen, 2 davon aus Sand-Chargen aus Trockenwetterperioden, 2 aus Regenwetterperioden. Zusätzlich mußte die Gesamtmenge (kg) der Sand-Chargen und die Zeitperiode (Tage), während der sie gesammelt wurde, bekannt sein. Die Proben sollten möglichst repräsentative Stichproben aus der ges. Sandmenge sein, d.h. alle Korngrößen sollen in der Probe möglichst im gleichen Verhältnis wie im Sand vertreten sein.

4) Um sicherzustellen, daß mit den Konditionierungsmitteln kein ¹³⁷Cs-Eintrag erfolgt, wurde je 1 Probe Kalk und FeCl₃ gamma-spektrometrisch untersucht.

5) Die Proben aus Zu- und Ablauf blieben wie im ursprünglichen Probenahmemodus: Tagesmischproben: 5 x jährlich Trockenwetter-Zulauf, dazu 3 Tage zeitversetzt Trockenwetter-Ablauf; 5 x jährlich Regenwetter-Zulauf, dazu 24 h zeitversetzt Regenwetter-Ablauf. Zulaufproben wurden direkt am Zulauf wie Proben unter (2) gezogen; um den (kaum abschätzbaren) Beitrag des Filtratrücklaufs zu vermeiden, der das Ergebnis bei der ursprünglichen Aufstellung des Sammlers im Rechengebäude verfälscht hätte. Die Zulaufproben wurden also vor Einleitung des Filtrates gewonnen (siehe Abb. C.1.3.1; links oben).

Die im ursprünglichen Probenahmemodus vorgesehenen Proben aus der Schlammlinie entfielen. Die Diskussion hat gezeigt, daß die Prozesse zwischen Zulauf und Rohschlammleitung so kompliziert sind (Verzögerungszeiten, Schlammrücklauf, Filtratrücklauf), daß der gesuchte Zusammenhang Zulaufmenge - ¹³⁷Cs im Schlamm nicht mit vertretbarem Beprobungsaufwand herstellbar ist.

Die tatsächlich genommenen Proben sind in Tabelle C.4.2.1.1 zu ersehen.

C.4.1.2 Verschiedene Eintragspfade in die Kläranlage Lambach

Im Folgenden sind verfügbare Informationen zu den verschiedenen Eintragspfaden zusammengestellt, die für die Bilanzrechnungen erforderlich sind. Die Eingangparameter Einleitmengen pro Jahr und andere KA spezifische Kennzahlen werden im Folgenden abgeleitet.

Hausabwasser: Einwohner

Im Einzugsbereich der Kläranlage wohnen ca. 16000-17000 Einwohner. Grob geschätzt nimmt ein Mensch pro Tag 1 Bq ¹³⁷Cs auf und gibt es im Gleichgewicht (mit dem gerechnet werden kann) mit den Ausscheidungen wieder in die Kanalisation ab. Dies bedeutet einen täglichen ¹³⁷Cs-Eintrag von ca. 16.5 kBq/d oder **6.0 MBq/a**.

Hausabwasser: Trinkwasser

Aus Lambach wurde zur Klärung dieser möglichen Eintragsquelle eine Trinkwasserprobe genommen. Die ¹³⁷Cs-Aktivitätskonzentration liegt in der Probe jedoch unter der Nachweisgrenze. Ein Meßwert von Wiener Leitungswasser aus 1991 beträgt 0.25 mBq/l.

Erosion von befestigten Flächen: resuspendiertes ¹³⁷Cs

In Projektteil A Weinsberger Wald (siehe Projektteil A.5) wurde die Deposition aus "verzögertem Fallout" abzuschätzen versucht, vor allem verursacht durch Resuspension. Dieser Staub lagert sich auch auf befestigten Flächen ab und wird mit dem Regenwasser in die Kläranlage eingetragen. Gemäß den Berechnungen in Anhang Anh.A.5 kann die verzögerte Deposition über folgenden Zusammenhang geschätzt werden:

Verzögerte Deposition (Bq/m^2) = $48.5 + 3.54 \times \text{Flächenkontamination (kBq/m}^2)$,

Der Wert D bezieht sich auf das Zeitintervall 1/1989 - 6/1996 = 89 Monate. Die Bodenbelastung mit ^{137}Cs in der Region Lambach ist ca. 40 kBq/m^2 , Daraus ergibt sich eine verzögerte Deposition im genannten Zeitraum in der Höhe von ca. 190 Bq/m^2 . Unter Berücksichtigung der ökologischen Abklingkonstante von ca. 0.018 a^{-1} ergibt sich der *aktuelle* Wert der *jährlichen* verzögerten Deposition von ^{137}Cs als ca. $6 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{a}$ im Zeitraum 1996/1997. Pro Jahr werden also derzeit etwa 6 Bq/m^2 ^{137}Cs abgelagert (sehr wenig im Vergleich zu den schon vorhandenen ca. 40 kBq/m^2). Wenn sich diese Aktivität auf einer Fläche abgelagert und mit Regenwasser weggeschwemmt wird, befindet sich daher eine gewisse Menge ^{137}Cs im gesammeltem Regenwasser.

Die mittlere Regenmenge (N) im Raum Lambach beträgt ca. $N = 1000 \text{ mm/a} = 1000 \text{ l/m}^2 \cdot \text{a}$. Daraus folgt für die Cs-Konzentration im Regenwasser im Mittel

$$^{137}\text{Cs-Konzentration im Regenwasser (C)} = (6 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{a}) / (1000 \text{ l/m}^2 \cdot \text{a}) = 6 \text{ mBq/l.}$$

Es ist also damit zu rechnen, daß im gesammeltem Regenwasser von Dachflächen u. ä. im Raum Lambach im Mittel ungefähr 6 mBq/l ^{137}Cs enthalten ist. Mit einem jährlichen Regenwasserzufluß von $0.336 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ ergibt sich ein Eintrag von **2.0 MBq/a** in die Kläranlage.

Erosion des ^{137}Cs -Inventars von unbefestigten Flächen (Wiesen, Äcker)

Dieser Beitrag kann als Differenz des gesamten mit den unter 1)-3) berechneten Beiträgen berechnet werden. Gemäß Tabelle C.4.2.2.2 ist der jährliche Gesamteintrag für ^{137}Cs in die KA Lambach ca. 84.5 MBq/a , Daraus ergibt sich als Anteil, der auf Erosion aus dem Inventar der nicht befestigten Flächen zurückzuführen ist, ca. **$76 \pm 17 \text{ MBq/a}$** .

C.4.1.3 Aufbereitung und Messung der Klärschlammproben

Vorbereitung und Messung von Kläranlagenproben an der BALU Linz

Die Probenvorbereitung dient zur Erstellung von definierten, kalibrierten Probengeometrien und in vielen Fällen auch zur Aufkonzentrierung der Probe zur Erreichung besserer, d.h. niedrigerer Nachweisgrenzen. Je nach Aufgabenstellung können für gleichartige Probenmedien unterschiedliche Probenaufbereitungsmethoden zur Anwendung kommen.

Probenvorbereitung

a) Kläranlagenzulauf und -ablauf, Filtrat

Die Proben werden mit Oberflächenverdampfer eingedampft. Bei der Beurteilung der Ergebnisse ist zu beachten, daß flüchtige Substanzen (z.B. Jod) bei dieser Methode der Probeneinengung entweichen können. (Deshalb ist die Ermittlung der Reinigungswirkung einer Kläranlage bzgl. solcher Substanzen aus der Gegenüberstellung der Konzentrationen in Zu- und Ablauf nicht aufschlußreich). Bestimmte Abwasserproben (monatliche Stichprobe Ablauf, Kläranlage Asten) hingegen werden ohne Probenvorbereitung direkt gemessen; ein Entweichen flüchtiger Substanzen ist in diesen Fällen praktisch auszuschließen.

b) Klärschlamm

Es kommen zwei Probenaufbereitungsmethoden zur Anwendung:

- Zentrifugieren der Probe: Diese Methode wird in der Routineüberwachung der Kläranlage Asten (Frischschlamm, Faulschlamm) verwendet. Es wird dabei nur das Zentrifugat gemessen und anschließend getrocknet. Gelöste Substanzen und solche mit geringer Dichte werden somit nicht erfaßt.

Einengen der Probe im Trockenschrank: Von Klärschlammproben im Rahmen dieses Projektes wurde ein Aliquot der Probe für die Trockengewichtbestimmung verwendet, die Restprobe wurde bei ca. 60 °C auf ungefähr ein Drittel ihres Volumens reduziert. Es kann davon ausgegangen werden, daß es bei dieser Methode zu einer vollständigen Erfassung der für die Fragestellungen des Projektes relevanten Radionukliden kommt.

c) Filterkuchen

Der gepreßte Filterkuchen wird fein zerkleinert und ohne weitere Aufbereitung gemessen. Proben, die an der BALUF Wien zur Untersuchung kamen, wurden in vergleichbarer Weise behandelt (zur Meßmethode siehe Anh. A.2.1)

C.4.2 Ergebnisse

C.4.2.1 Meßergebnisse

Tabelle C.4.2.1.1 zeigt die Ergebnisse der gammaspektrometrischen Messungen von Proben aus der Kläranlage Lambach.

Tab. C.4.2.1.1: ^{137}Cs -Meßergebnisse für Proben aus der Kläranlage Lambach

(Meßstellen: Balu Linz / Baluf Wien) (\pm Fehler 1.65σ (%), NG: 99,7 %) (Naßschlamm (zwischen Nacheindicker und Presse), Rohschlamm (zwischen Voreindicker und Faulturm), Filterkuchen (nach Presse), Filtrat (aus der Presse), Sand (aus dem Sandfang), CaO, FeCl₃ (Zuschlagsstoffe bei der Pressung), Zulauf (Mündung des Kanals), Ablauf (nach dem Nachklärbecken); RW = Regenwetter, TW = Trockenwetter Naßschlamm2, Filterkuchen2: 2-wöchige Mischproben

Probe		Datum	^{137}Cs	\pm
Naßschlamm	Bq/kg TS	27.11.1996	404.8	6
Rohschlamm	Bq/kg TS	27.11.1996	357.5	11
Naßschlamm	Bq/kg TS	03.12.1996	884.1	6
Naßschlamm	Bq/kg TS	09.12.1996	239.3	6
Naßschlamm	Bq/kg TS	16.12.1996	468.7	6
Naßschlamm	Bq/kg TS	07.01.1997	488.9	6
Naßschlamm	Bq/kg TS	14.01.1997	301.9	6
Naßschlamm	Bq/kg TS	20.01.1997	458.0	6
Naßschlamm	Bq/kg TS	28.01.1997	285.8	6
Naßschlamm	Bq/kg TS	04.02.1997	325.9	6
Rohschlamm	Bq/kg TS	04.02.1997	38.60	16
Filterkuchen	Bq/kg TS	06.02.1997	97.27	6
Naßschlamm	Bq/kg TS	12.02.1997	267.0	6
Naßschlamm	Bq/kg TS	19.02.1997	302.6	5
Naßschlamm	Bq/kg TS	26.02.1997	330.4	5
Naßschlamm	Bq/kg TS	05.03.1997	292.0	6
Naßschlamm	Bq/kg TS	12.03.1997	279.1	6
Naßschlamm	Bq/kg TS	17.03.1997	280.0	6
Zulauf RW	Bq/l	12.02.1997	$284 \cdot 10^{-3}$	9
Ablauf RW	Bq/l	13.02.1997	$7.9 \cdot 10^{-3}$	17
Zulauf RW	Bq/l	17.06.1997	$430 \cdot 10^{-3}$	9
Ablauf RW	Bq/l	18.06.1997	$19 \cdot 10^{-3}$	17
Zulauf RW	Bq/l	01.08.1997	$117 \cdot 10^{-3}$	
Ablauf RW	Bq/l	03.08.1997	$7.1 \cdot 10^{-3}$	36
Zulauf RW	Bq/l	07.09.1997		
Ablauf RW	Bq/l	08.09.1997	$19 \cdot 10^{-3}$	16

Probe		Datum	¹³⁷ Cs	±
Zulauf RW	Bq/l	19./20.9.97		
Ablauf RW	Bq/l	21.09.1997	13 10 ⁻³	22
Zulauf RW	Bq/l	10./11.10.97		
Ablauf RW	Bq/l	11.10.1997	11 10 ⁻³	25
Zulauf RW	Bq/l	14./15.10.97		
Ablauf RW	Bq/l	15.10.1997	15 10 ⁻³	31
Zulauf ?	Bq/l	17.10.1997		
Zulauf TW	Bq/l	24.01.1997	214 10 ⁻³	10
Ablauf TW	Bq/l	27.01.1997	6.8 10 ⁻³	45
Zulauf TW	Bq/l	13.05.1997	15 10 ⁻³	34
Ablauf TW	Bq/l	16.05.1997	12 10 ⁻³	27
Zulauf TW	Bq/l	29.07.1997	14 10 ⁻³	21
Ablauf TW	Bq/l	31.07.1997	13 10 ⁻³	38
Zulauf TW	Bq/l	01.09.1997	22 10 ⁻³	13
Ablauf TW	Bq/l	04.09.1997	14 10 ⁻³	21
Zulauf TW	Bq/l	29.09.1997	25 10 ⁻³	13
Ablauf TW	Bq/l	01.10.1997	15 10 ⁻³	20
Filtrat	Bq/l	06.02.1997	39 10 ⁻³	17
Filtrat	Bq/l	23.04.1997	20 10 ⁻³	23
Naßschlamm2	Bq/kg TS	05.-16.05.97	272.0	6
Filterkuchen2	Bq/kg TS	05.-16.05.97	201.3	6
Naßschlamm2	Bq/kg TS	07.-18.07.97	645.6	6
Filterkuchen2	Bq/kg TS	07.-18.07.97	280.7	6
Naßschlamm2	Bq/kg TS	01.-11.09.97	409.8	6
Filterkuchen2	Bq/kg TS	01.-11.09.97	292.1	6
Naßschlamm2	Bq/kg TS	06.-20.10.97	383.9	6
Filterkuchen2	Bq/kg TS	06.-20.10.97	228.9	6
Naßschlamm2	Bq/kg TS			
Filterkuchen2	Bq/kg TS		222.7	7
Sand TW	Bq/kg TS	21.05.1997	92.9	6
Sand TW	Bq/kg TS	31.07.1997	102.3	5
Sand TW	Bq/kg TS	03.09.1997	585.0	6
Sand RW	Bq/kg TS	17.06.1997	676.2	6
Sand RW	Bq/kg TS	03.08.1997	626.8	6
Sand RW	Bq/kg TS	07.09.1997	507.1	6
FeCl ₃	Bq/kg TS	21.05.1997	< 0.29	
CaO	Bq/kg TS	21.05.1997	< 10.3	
FeCl ₃	Bq/kg TS	18.07.1997	< 0.31	
CaO	Bq/kg TS	18.07.1997	< 7.2	

Zeitverlauf der ^{137}Cs -Gehalte im Filterkuchen der KA Lambach

Von Ende November 1996 bis März 1997 wurden vor allem Naßschlamm-Stichproben genommen, danach Filterkuchen-Mischproben. Zur Darstellung einer Zeitreihe (Abb. C.4.2.1.1) wurden die Aktivitätskonzentrationen des Naßschlammes auf solche des Filterkuchens umgerechnet, indem das Verhältnis des ^{137}Cs -Gehaltes in Naßschlamm : Filterkuchen von 0.62 ± 0.14 verwendet wurde (s. Abschnitt C.4.2.2 unten).

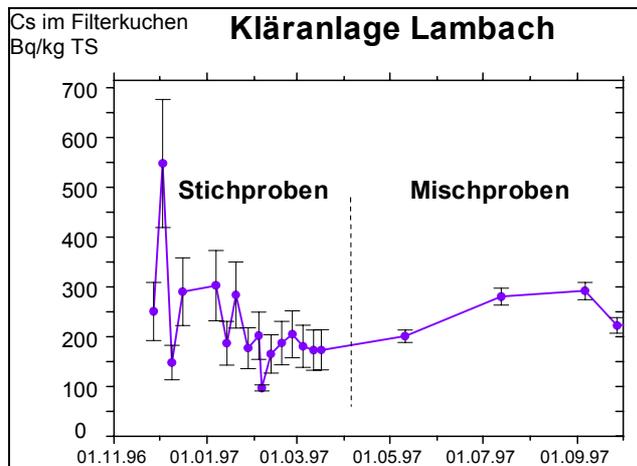


Abb. C.4.2.1.1: Zeitverlauf der ^{137}Cs -Kontamination des Filterkuchens aus der Kläranlage Lambach

Die relativ hohen Fehler sind durch die Umrechnung von Naßschlamm auf Filterkuchen bedingt. Der Wechsel von Stichproben zu 2-wöchigen Mischproben ist deutlich zu erkennen, die ^{137}Cs -Werte der Mischproben zeigen geringere Schwankungen, die Meßwerte liegen zwischen 150 und 300 Bq/kg TS.

Zu- und Ablauf

Abbildung C.4.2.1.2 zeigt die Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs im Zu- und Ablauf der Kläranlage Lambach bei Trocken- und Regenwetter. Bei allen Probenahmeterminen waren im Ablauf deutlich niedrigere ^{137}Cs -Werte zu finden als im Zulauf.

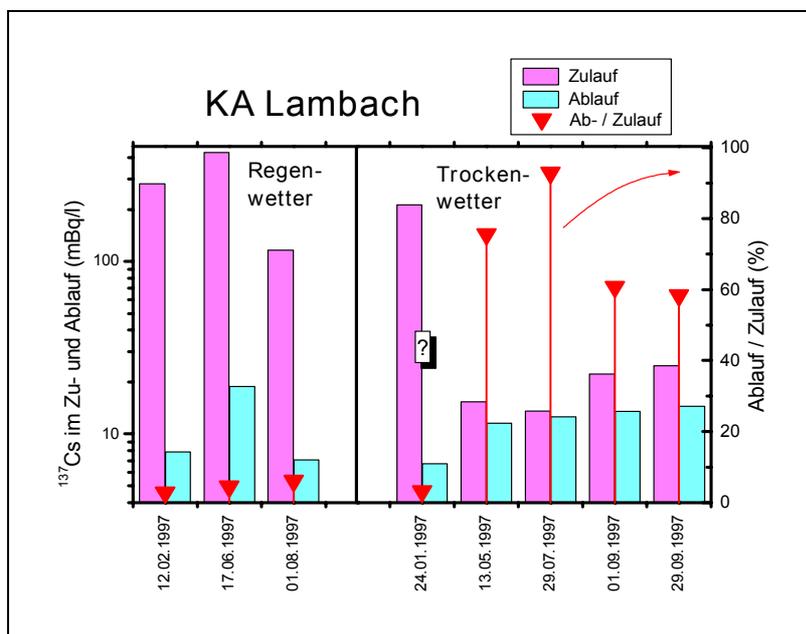


Abb. C.4.2.1.2 : ^{137}Cs im Zu- und Ablauf der Kläranlage Lambach

Weitere Ergebnisse sind:

Bei Regenwetter treten im Zulauf wesentlich höhere ^{137}Cs -Konzentrationen auf als bei Trockenwetter. Dagegen ist die ^{137}Cs -Konzentration im Ablauf bei Regen- und Trockenwetter größenordnungsmäßig gleich. Daraus folgt, daß das Verhältnis von ^{137}Cs im Ab- und Zulauf bei Trockenwetter wesentlich höher ist als bei Regenwetter. Wenn man annimmt, daß die Dekontamination in der biologischen Stufe bei Regen- und Trockenwetter im wesentlichen

nach dem gleichen Mechanismus abläuft, liegt der Schluß nahe, daß die effektivere Dekontamination auf die Abscheidung von größerem (erodiertem) Material in der ersten (mechanischen) Stufe der Anlage (Sandfang und Vorklärung) zurückzuführen ist.

Die Ursache für den untypischen Wert vom 24.1.1997 ist noch nicht gänzlich geklärt, er wird daher vorläufig statistisch nicht weiter verwertet. Tab. C.4.2.1.2 zeigt die Mittelwerte der ^{137}Cs -Konzentrationen im Zu- und Ablauf sowie die der Ab- / Zulaufverhältnisse.

Tab. C.4.2.1.2: Mittlere ^{137}Cs -Konzentrationen im Zu- und Ablauf der KA Lambach

	^{137}Cs -Zulauf (mBq/l)	^{137}Cs -Ablauf (mBq/l)	Ab- / Zulauf (%)
<i>Regenwetter (n=3)</i>			
arithmetisches Mittel	277.03	11.32	4.42
Standardabweichung	156.62	6.63	1.64
geometrisches Mittel	242.68	10.20	4.20
<i>Trockenwetter (n=4)</i>			
arithmetisches Mittel	19.11	13.11	71.84
Standardabweichung	5.47	1.27	15.96
geometrisches Mittel	18.51	13.07	70.58

Aus diesen Ergebnissen ist deutlich erkennbar, daß die Reinigung der Abwässer in der Kläranlage in bezug auf ^{137}Cs bei Regenwetter viel effizienter ist als bei Trockenwetter. Im ersten Fall erreichen die Aktivitätskonzentrationen im Ablauf nur noch ca. 4% des Zulaufwertes, bei Trockenwetter hingegen betragen die ^{137}Cs -Werte im geklärten Wasser immerhin noch ca. 70% des Zulaufwertes. Es kann vermutet werden, daß dies durch einen untypisch höheren Anteil an gelöstem ^{137}Cs im Zulauf verursacht wird. Der Zulauf von ^{137}Cs selbst ist bei Trockenwetter verschwindend gering.

Sand

Abb. C.4.2.1.3 zeigt die ^{137}Cs -Konzentration in Sandproben aus dem Sandfang, genommen nach Trocken- und Regenperioden. Daraus ist ersichtlich, daß Sand, der während Regenperioden abgeschieden wird, höhere ^{137}Cs -Gehalte aufweist. Dies könnte durch erodiertes Material von Wiesen und Ackerböden stammen. Wie oben erwähnt ist auch an eine Mobilisierung von sedimentierten Ablagerungen in den Sammelkanal-Rohren zu denken. Bei starkem Regen und entsprechender Wassermenge werden Sedimente mitgerissen und in die KA eingeschwemmt. Die Ursache für den untypischen Wert vom 3.9.1997 ist nicht geklärt, könnte aber auf die schwierige Probenahme zurückgeführt werden. Der Wert wurde deshalb nicht weiter verwendet.

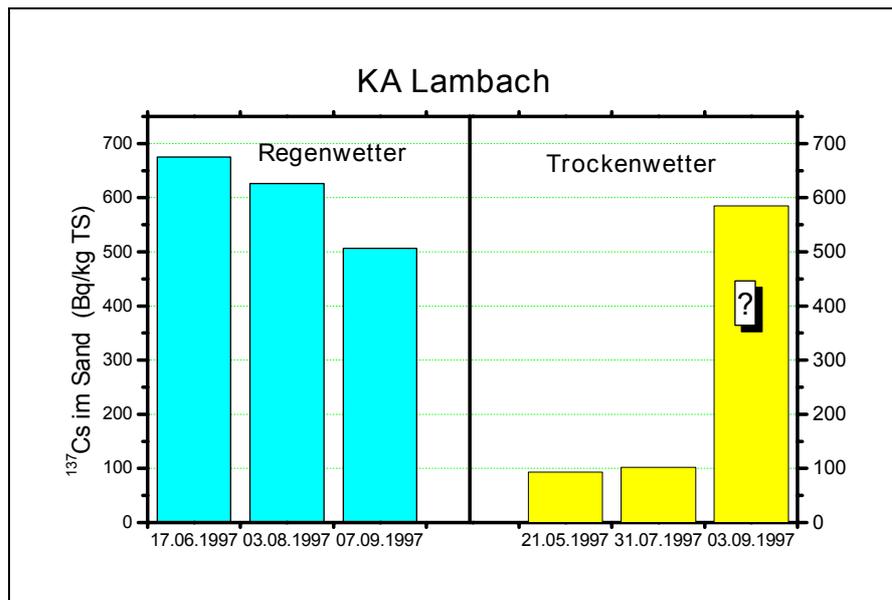


Abb. C.4.2.1.3: ^{137}Cs -Gehalte in Sandproben aus dem Sandfang de KA Lambach

Die Abbildungen C.4.2.1.4 zeigen den Zusammenhang zwischen der Menge an abgediehem Sand (m^3) und Zuflußmenge (m^3) bzw. Regenmenge (mm).

Die mittleren ^{137}Cs -Konzentrationen im Sand des Sandfanges der KA Lambach betragen bei Trockenwetter ($n=2$) 97.6 ± 6.7 Bq/kg TS; bei Regenwetter ($n=3$): 603 ± 87 Bq/kg. Für das Verhältnis Trocken- / Regenwetter ergibt sich daraus ein Wert von 16 Prozent (%).

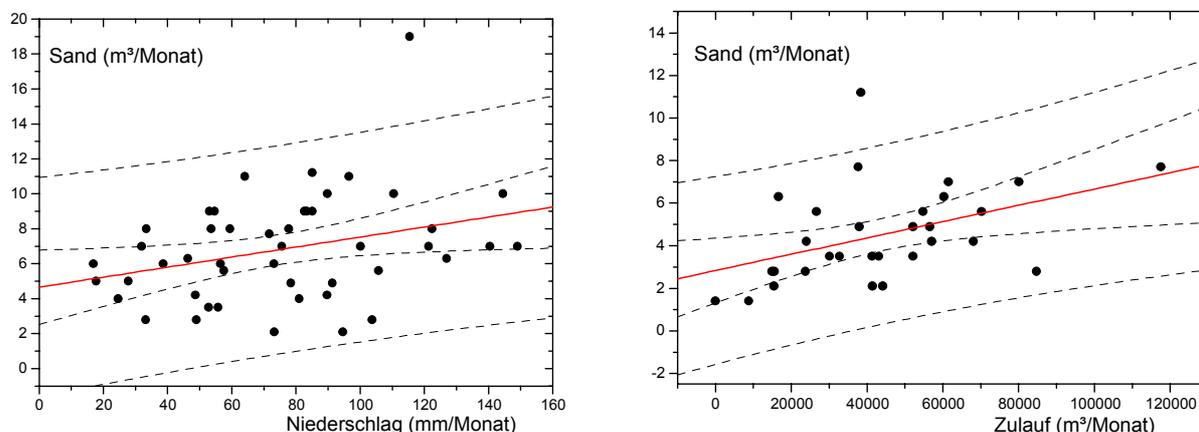


Abb. C.4.2.1.4: Zusammenhang zwischen der Sand-, Zufluß-, und Niederschlagsmenge in der KA Lambach - Regression

Die dargestellten signifikanten Regressionen lassen sich folgendermaßen berechnen:

Sand [m^3/Monat] = $(4.7 \pm 1.1) + (0.029 \pm 0.013) \times$ Niederschlagsmenge [mm/Monat]; ($n = 47$, $r = 0.32$, $p = 0.03$)

Sand [m^3/Monat] = $(2.83 \pm 0.74) + (3.8 \pm 1.5) \times$ Zulaufmenge [$\text{m}^3 / \text{Monat}$]; $n = 30$, $r = 0.44$, $p = 0.02$

In beiden Fällen ist die Korrelation signifikant. Sandmenge \sim Zulauf (insgesamt) gibt keine signifikante Korrelation ($p=0.26$). Die mittlere Sandmenge ist 6.2 ± 3.1 m^3/Monat ($n=59$).

Diese Ergebnisse lassen sich folgendermaßen interpretieren:

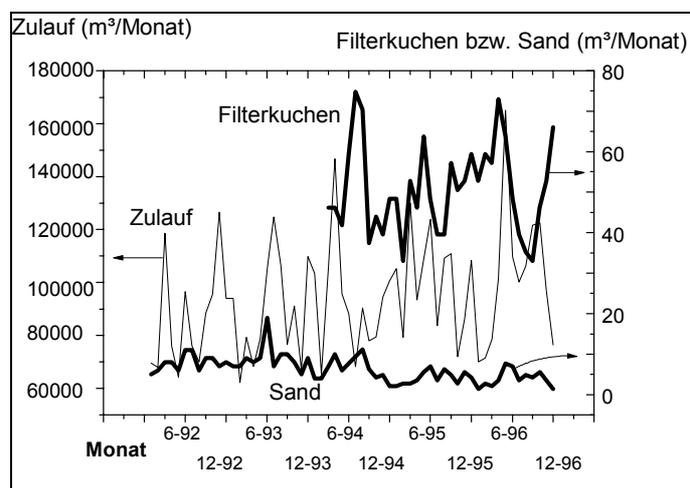
Bei Regenwetter sind im abgeschiedenen Sand höhere ^{137}Cs -Konzentrationen zu finden als bei Trockenwetter. Dies, zusammen mit der Feststellung, daß bei Regenperioden die eingetragene Sandmenge höher ist als in Trockenperioden (und daher auch die Gesamtaktivität an ^{137}Cs), führt zu dem Schluß, daß die ^{137}Cs -Aktivität bevorzugt mit vom Regen mitgeschwemmten Sand eingetragen wird.

Die Probe vom 3.9.1997 paßt eher in die Kategorie Regen- als Trockenwetter. Für die Statistik wurde sie daher nicht weiter verwendet.

Zusammenhang Zulauf - Sand - Filterkuchen

Ein Indiz dafür, daß die ^{137}Cs -Aktivität in den Klärschlamm mit erodiertem Bodenmaterial eingetragen wird, kann ein Zusammenhang von Sand- und Filterkuchenmenge mit der Zulauf- oder Niederschlagsmenge sein: wenn die Hypothese stimmt, daß mit dem Regen Bodenmaterial eingetragen wird, müssen Zulauf und Sand sowie Filterkuchenmenge positiv korreliert sein.

Abb. C.4.2.1.5 zeigt den Zeitverlauf von Zulaufmenge, Sandmenge im Sandfang und Filterkuchenvolumen (alle m^3/Monat).



Da die Kläranlage Verzögerungskomponenten enthält, ist eine Korrelation unter Umständen nicht durch einfachen Vergleich der Zeitreihen zu erkennen. Deshalb verwendet man die Technik der Kreuzkorrelation, wobei Korrelationskoeffizienten in Abhängigkeit von einer gegenseitigen Verschiebung der Reihen um eine Anzahl von Zeitintervallen (lags, hier: Monate) berechnet werden. Für die vorliegenden Daten ergibt sich:

Abb. C.4.2.1.5: Zeitlicher Verlauf der Zulauf-, Sand- und Filterkuchenmenge in der Kläranlage Lambach

Es zeigt sich also, daß ein erhöhtes Sandvolumen mit 0 bis 1 Monat Verzögerung nach erhöhtem Niederschlag und Zufluß auftritt (die Sandmenge wird nur 2 - 3 mal im Monat gemessen). Das Volumen an Filterkuchen reagiert dagegen mit starker Verzögerung auf Niederschlag (3 - 4 Monate) bzw. Zufluß (6 - 7 Monate). Der Unterschied dieser Verzögerungen ist allerdings nicht konsistent (müßte gleich sein, da Zufluß auf Niederschlag sofort reagiert, siehe erste Zeile der Tabelle). Dies liegt vermutlich an der zu kurzen Zeitreihe und der Komplexität des Systems, dessen Dynamik auch von anderen Einflußgrößen bestimmt ist. Die Regressionen von Sandvolumen mit Zufluß- bzw. Niederschlagsmengen, die wegen der praktisch nicht vorhandenen Verzögerung leicht gebildet werden können, sind aus den Abbildungen C.4.2.1.4 (siehe oben) zu entnehmen.

Tab. C.4.2.1.3: Kreuzkorrelation: Zusammenhang zwischen den Parametern: Zulauf, Niederschlag ~ Sand-, Filterkuchenmenge in der Kläranlage Lambach

Ursache → Wirkung	Max. pos. Korrelation	bei lags
Niederschlag → Zufluß	0.32	0 (wie zu erwarten)
Niederschlag → Sand	0.28	0
Zufluß → Sand	0.42	1
Zufluß → Sand	0.32	0
Niederschlag → Filterkuchen	0.17	3
Niederschlag → Filterkuchen	0.20	4
Zufluß → Filterkuchen	0.24	6
Zufluß → Filterkuchen	0.31	7

Gemäß dem Ergebnis der Kreuzkorrelationsanalyse kann die verschobene Zeitreihe des Filterkuchenvolumens mit der Zeitreihe von Regenzufluß und Niederschlag korreliert werden. Für die Korrelation zwischen Filterkuchenvolumen ($t + 7$ Mon.) und Zulaufmenge bei Regen ergibt das einene signifikanten Zusammenhang ($p = 0.04$, gegenüber 0.86 ohne Verschiebung). Die Beziehung zwischen Filterkuchenvolumen ($t + 4$ Mon.) ~ Niederschlag ($p = 0.11$) ist nicht signifikant, aber besser als ($p = 0.91$) ohne Verschiebung.

Regenereignisse

Abbildung. C.4.2.1.6 das Ergebnis der Analyse eines Regenereignisses. Dabei wurden die zeitlichen Verläufe von Abflußmenge, Feststoffgehalt und ^{137}Cs -Konzentration im Zulauf zur Kläranlage Lambach einbezogen.

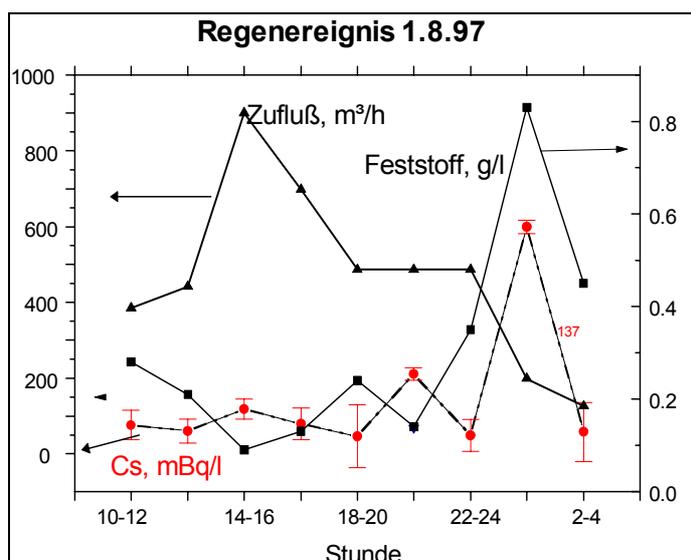


Abb. C.4.2.1.6: Zeitlicher Verlauf der Änderung der Zulaufmenge, des Feststoffgehaltes und der ^{137}Cs -Konzentration während eines Regenereignis in Lambach

Durch den starken Regen (Zuflußspitze 14-16 h) wird zunächst vor allem Wasser zugeführt, der Feststoffanteil (g/l) sinkt. Erst mit dem Nachlassen des einströmenden Regenwassers werden die mitgeführten und am Boden und in den Zwischenspeichern abgesetzten Sedimente der Anlage zugeführt, wie am starken Anstieg der Feststoffkonzentration ab 20-22 h zu erkennen ist. Ab ca. 22 h steigt auch die ^{137}Cs -Konzentration stark an, was die Hypothese belegt, daß das vom Regenwasser erodierte Bodenmaterial aus der Umgebung für den ^{137}Cs -Eintrag in die Kläranlage wesentlich verantwortlich ist.

Beziehung zwischen Sand, Filterkuchen und Erosionsmaterial

Gemäß der Annahme, daß die Erosion mit dem Regenwasser für den ^{137}Cs -Eintrag in die Kläranlage hauptsächlich verantwortlich ist, ist die Beziehung der Aktivitätskonzentrationen in den Endprodukten der Kläranlage (Sand, Filterkuchen) und dem erodierten Material zu untersuchen.

Die ^{137}Cs -Konzentration im Filterkuchen beträgt typischerweise ca. 200 Bq/kg TS, die im Sand schwankt zwischen ca. 100 (Trockenwetter) und ca. 600 Bq/kg TS (Regenwetter). Dies

entspricht der ^{137}Cs -Konzentration im erodierten Material der Kornfraktion unter ca. $100\ \mu\text{m}$; die ^{137}Cs -Konzentration im gesamten Erosionsmaterial ist dagegen im allgemeinen deutlich niedriger als die im Sand und Filterkuchen gefundene (Abschnitt C.3.2.2). Es ist anzunehmen, daß mit dem Regen leichtere (also kleinere) Partikel eher transportiert werden als schwerere, sodaß sich in den Endprodukten der Kläranlage die höher belastete, feinkörnigere Fraktion anreichern müßte. Diese Theorie muß durch Untersuchung der Korngrößenverteilung in diesen Endprodukten geprüft werden.

Ein weiterer, bisher noch nicht untersuchter Effekt ist der Eintrag von ^{137}Cs mit organischer Substanz. Diese ist spezifisch leichter als die anorganische, wird daher mit dem Wasser bevorzugt transportiert, und ist vermutlich oft relativ hoch belastet. Es ist daher der organische Anteil sowohl in den Erosionsprodukten (wo er beim Sieben leicht fälschlich in die größere Kornfraktion gerät, da es sich oft um größere Partikel handelt) als auch im Filterkuchen zu untersuchen.

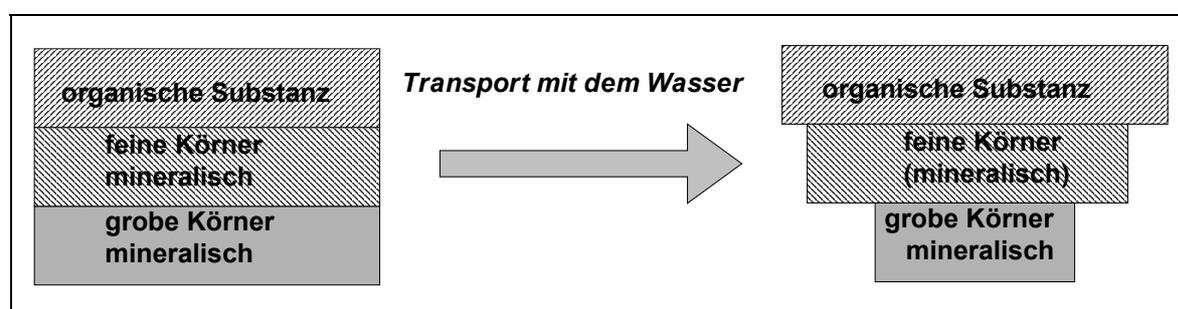


Abb. C.4.2.1.7: Schematische Darstellung der Fraktionierung von erodiertem Bodenmaterial während des Erosionsereignisses (Starkregen)

C.4.2.2 ^{137}Cs -Frachten in und aus der Kläranlage Lambach

^{137}Cs -Fluß in der Kläranlage unter stationären Bedingungen

Zur Ermittlung der ^{137}Cs -Frachten in die und aus der Kläranlage wird ein stark vereinfachtes Modell der Anlage gemäß Abb. C.4.2.2.1 verwendet. Die Meßwerte reichen für eine genauere Modellierung nicht aus.

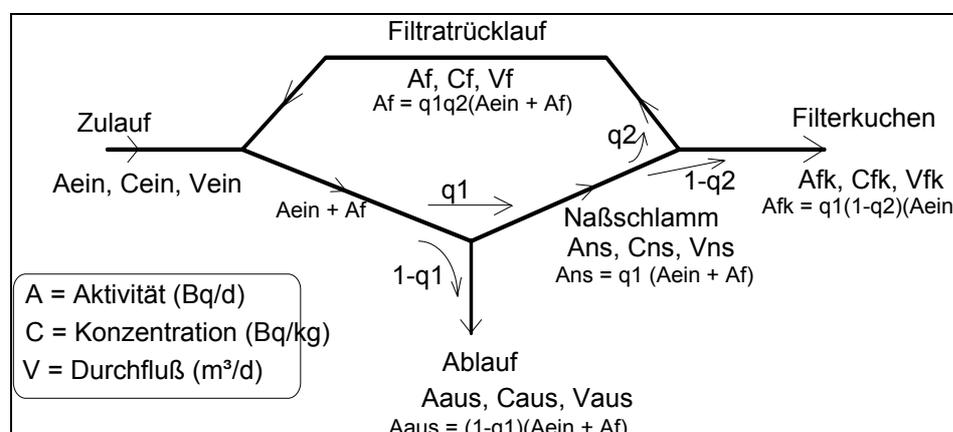


Abb. C.4.2.2.1: Stationäres Modell der Kläranlage Lambach

Im stationären Modell ($dA/dt = dC/dt = dV/dt = 0$) spielt die Verzögerung durch Speicherkomponenten wie Faulturn keine Rolle.

Aus der Beziehung $A_f = q_1 q_2 (A_{ein} + A_f)$ (siehe Abb.) folgt

$$A_f = A_{ein} q_1 q_2 / (1 - q_1 q_2)$$

$$A_{aus} = A_{ein} (1 - q_1) / (1 - q_1 q_2)$$

$$A_{fk} = A_{ein} q_1 (1 - q_2) / (1 - q_1 q_2)$$

und umgekehrt

$$q_2 = 1 - A_{fk} / A_{ns}$$

$$q_1 = 1 - A_{aus} / (A_{ein} + A_f) = \frac{1 - \frac{A_{aus}}{A_{ein}}}{1 - q_2 \frac{A_{aus}}{A_{ein}}} = \frac{1 - \frac{A_{aus}}{A_{ein}}}{1 - \frac{A_{aus}}{A_{ein}} + \frac{A_{aus}}{A_{ein}} \frac{A_{fk}}{A_{ns}}}$$

$A = C_{na\beta} m_{na\beta} = C_{na\beta} V_{na\beta} \rho_{na\beta} = C_{tr} \cdot TS \cdot V_{na\beta} \rho_{na\beta}$, mit

$C_{na\beta}$ = Konzentration, Bq / kg FS,

C_{tr} = Konzentration, Bq / kg TS

$m_{na\beta}$ = Massenstrom, kg FS / a

$V_{na\beta}$ = Volumenstrom, m³ FS / a

$\rho_{na\beta}$ = Frischdichte, kg FS / m³

TS = Trockensubstanzanteil

Das Verhältnis A_{fk} / A_{ns} ist daher:

$$\frac{A_{fk}}{A_{ns}} = \frac{C_{tr,fs} \cdot TS_{fk} \cdot V_{fk} \cdot \rho_{na\beta, fk}}{C_{tr,ns} \cdot TS_{ns} \cdot V_{ns} \cdot \rho_{na\beta, ns}}$$

Das Verhältnis ¹³⁷Cs-Gehalt in Filterkuche / Naßschlamm (C_{fk} / C_{ns}) wird gemessen, Das Verhältnis zwischen Filterkuchen und Naßschlamm in bezug auf Trockensubstanzmenge x Volumen des Produktes ($(TS_{fk} V_{fk}) / (TS_{ns} V_{ns})$) kann aus der Betriebsstatistik ermittelt werden. Für das Verhältnis der Dichten stehen keine Daten zur Verfügung, daher wird hier eine spezifische Dichte von 1 angenommen (dies erscheint plausibel, da die Produkte im wesentlichen aus Wasser und organischer Substanz bestehen).

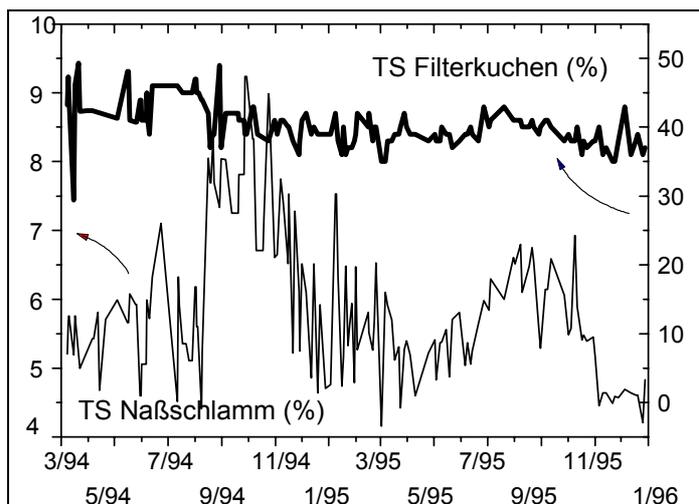


Abb. C.4.2.2.2: Zeitverlauf der Trockensubstanzanteile von Naßschlamm und Filterkuchen in der Kläranlage Lam-bach

Für den Zeitraum 8.3.1994 bis 31.12.1995 wurden die Trockensubstanz und die Verhältnisse $(V \cdot TS)_{fk} / (V \cdot TS)_{ns}$ und V_{fk} / V_{ns} statistisch ausgewertet. Die starken Schwankungen der Parameter im Zeitverlauf sind in der Abbildung C.4.2.2.2 zu erkennen. Die Auswertung ergab folgende typischen Werte für die einzelnen Parameter:

Trockensubstanzanteil des Naßschlammes (TS_{ns}) = 0.060 ± 0.011 (n = 326)

Trockensubstanzanteil des Filterkuchens (TS_{fk}) = 0.405 ± 0.032 (n = 326)

Filterkuchen-Volumen / Naßschlamm-Volumen (V_{fk} / V_{ns}) = 0.145 ± 0.024 (n = 325)

Filterkuchen-(Volumen x Trockensubstanzanteil) / Naßschlamm-(Volumen x Trockensubstanzanteil) $(V TS)_{fk} / (V TS)_{ns} = 1.07 \pm 0.14$ ($n = 325$)

Daß das letzte Verhältnis nahe bei 1 liegt, ist zu erwarten, da das Volumen der Trockensubstanz während des Preßvorganges kaum verringert werden sollte, lediglich eine kleine Menge geht als Filtrat verloren, eine kleine Menge kommt durch die Zuschlagsstoffe Kalk und $FeCl_3$ dazu. Das gewichtete Verhältnis $\Sigma (V TS)_{fk} / \Sigma (V TS)_{ns} = 1.03$ liegt nahe bei 1, für diesen Bruch kann daher für das einfache Modell sicher ohne großen Fehler = 1 angenommen werden.

Das Verhältnis der Aktivitäten in Filterkuchen / Naßschlamm A_{fk} / A_{ns} kann daher jenem der Konzentrationen (C_{fk} / C_{ns}) gleichgesetzt werden. Abb. C.4.2.2.3 zeigt das Verhältnis der ^{137}Cs -Konzentrationen in Filterkuchen und Naßschlamm (C_{fk} / C_{ns}) für vier Messungen.

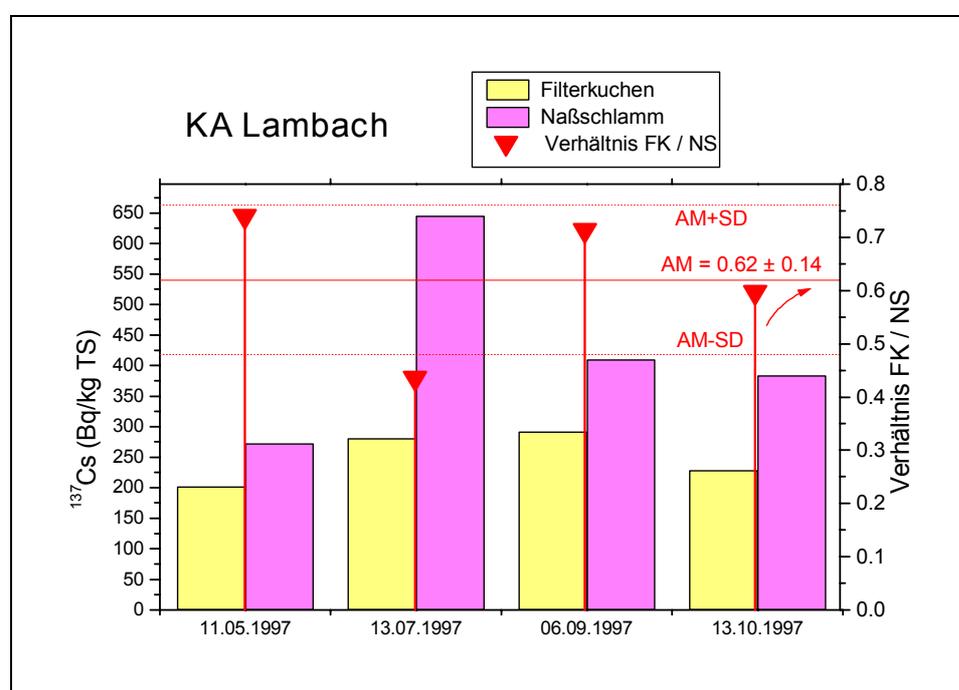


Abb. C.4.2.2.3: Verhältnis von ^{137}Cs -Konzentration im Filterkuchen und im Naßschlamm zu verschiedenen Terminen in der Kläranlage Lambach

Die statistischen Parameter des Verhältnisses der ^{137}Cs -Konzentration in Filterkuchen und Naßschlamm betragen $(C_{fk} / C_{ns}) = 0.62 \pm 0.14$, (Mittelwert \pm Standardabweichung ($n=4$))

Das Verhältnis der Aktivitäten $A_{ein} / A_{aus} = C_{ein} V_{ein} / C_{aus} V_{aus} \approx C_{ein} / C_{aus}$ kann also gleich hoch wie das Konzentrationsverhältnis angenommen werden, weil die Volumina V_{ein} und V_{aus} praktisch gleich sind (das Volumen des Filterkuchens spielt demgegenüber keine Rolle). Die Radiocäsiumkonzentrationen sind hier volumsbezogen in Bq/m^3 .

Der Meßwert des Verhältnisses ist 0.044 ± 0.016 bei Regenwetter und 0.72 ± 0.16 bei Trockenwetter (siehe Tab. C.4.2.1.2).

Abb. C.4.2.2.4 zeigt die stationäre Situation der ^{137}Cs -Aktivitäten für Trockenwetter. Es ist zu erkennen, daß der größte Teil (83%) des ^{137}Cs in diesem Fall in den Vorfluter abläuft und nur 17% im Filterkuchen bleibt.

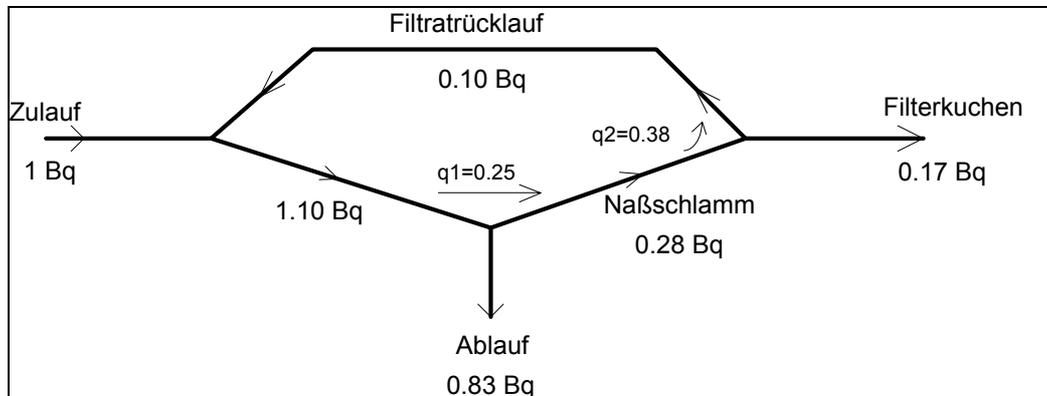


Abb. C.4.2.2.4: ^{137}Cs -Fluß im stationären Fall bei Trockenwetter

Extrapolierte ^{137}Cs -Frachten

Aus den Betriebsstatistiken 1992 bis 1996 werden mittlere monatliche Durchsätze von Zu- und Abfluß, Filterkuchen und Sand abgeleitet. Daten des Zuflusses und der Sandmenge stehen über den ganzen Zeitraum zur Verfügung, Abflußmengen nur bis Mai 1994 und Filterkuchenmengen nur ab März 1994. Aus verbundenen Ab- und Zuflußdaten wurde ein Ab-/Zuflußverhältnis gebildet und daraus mittlere Abflußmengen. Die Werte der Variablen sind in Tabelle C.4.2.2.1 zusammengestellt.

Tab. C.4.2.2.1: Eingangsp Parameter zur Berechnung der ^{137}Cs -Fracht für die Kläranlage Lambach
(n: Anzahl der Einzelwerte; AM: arithmetisches Mittel; SD: Standardabweichung; GM: Geometrisches Mittel; Med: Median)

Variable	Einheit	n	AM	SD	GM	Med
Zulaufmenge	$10^3 \text{ m}^3/\text{Monat}$	60	94	22	92	94
Verhältnis Ab : Zulaufmenge	%	29	96.0	5.4	95.9	95.8
daraus Ablaufmenge	$10^3 \text{ m}^3/\text{Monat}$		90.5	21.4		
^{137}Cs im Ablauf	Bq/m^3	7	11.6	4.2	11.0	12.1
Filterkuchenmenge	m^3/Monat	34	50.8	11.2	49.6	48.4
FK-Trockensubstanz	%	326	40.5	3.2		
^{137}Cs im Filterkuchen	$\text{Bq}/\text{kg TS}$	21	229	91	215	202
Sandmenge	$\text{t FS}/\text{Monat}$	59	6.2	3.1	5.5	6.0
Sand-Trockensubstanz	%	6	48	18	45	46
^{137}Cs im Sand	$\text{Bq}/\text{kg TS}$	6	432	265	326	

Die Werte von Durchsatz und ^{137}Cs -Gehalt des Sandes weisen relativ hohe Fehler auf (Sand aus Trocken- und Regenwetterzulauf ist deutlich unterschiedlich belastet), dagegen sind die Belastungen von Filterkuchen und Ablauf verhältnismäßig zeitlich konstant.

Aus den Werten ergeben sich folgende extrapolierte ^{137}Cs -Mengen (Tab. C.4.2.2.2):

Tab. C.4.2.2.2: Jährliche ^{137}Cs -Frachten in der Kläranlage Lambach

Ablauf	$12.6 \pm 2.4 \text{ MBq/a}$
Filterkuchen	$56.5 \pm 12.0 \text{ MBq/a}$
Sand	$15.4 \pm 11.8 \text{ MBq/a}$
Zulauf	$84.5 \pm 17.0 \text{ MBq/a}$

Die ^{137}Cs -Fracht des Zulaufs wurde als Summe der Austräge berechnet, da die Meßwerte der Einträge zu stark schwanken (Regen - Trockenwetter), um daraus gut abgesicherte Mittelwerte abzuleiten.

Abb. C.4.2.2.5 faßt das Ergebnis graphisch zusammen. Wie zu erkennen ist, gibt das stationäre Modell des Trockenwetterzulaufs die übers Jahr gemittelten Verhältnisse **NICHT** richtig wieder, was den großen Einfluß des ^{137}Cs -Eintrags mit Regenwasser zeigt.

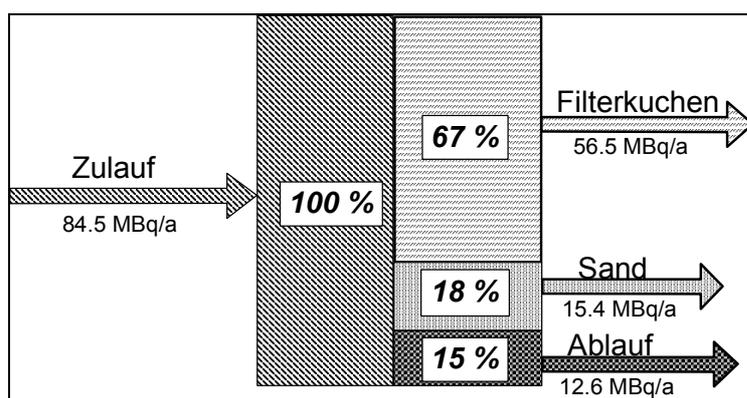


Abb. C.4.2.2.5: Jährliche Menge der ^{137}Cs -Frachten für die Kläranlage Lambach

Im stationären Modell wurde das Verhältnis zwischen ^{137}Cs -Menge in Zu- und Ablauf mit 1: 0.83 berechnet, die Auswertung der Daten ergab 1:0.15 (siehe Abb.).

Dieser Wert liegt genau zwischen den statistischen Auswertungen für Trocken- (1:0.31) und Regenwetterepisoden (1:0.04) (siehe Tab.C.4.2.1.2).

Die Höhe der Zulauffracht kann folgendermaßen grob abgeschätzt werden:

Der Regenzulauf beträgt im Jahresmittel (1992-1995) $3.36 \times 10^5 \text{ m}^3$ (berechnet aus $1.110 \times 10^6 \text{ m}^3$ Gesamtzulauf minus $365 \times 2120 \text{ m}^3/\text{d}$ mittleren Trockenwetterzulauf). Mit mittleren (geometrisches Mittel) Belastungen des Regenzulaufs von 240 Bq/m^3 und 19 Bq/m^3 für den Trockenwetterzulauf ergeben sich 80 MBq/a Regeneintrag und 15 MBq/a Trockenwettereintrag, also eine Summe von 95 MBq/a Gesamteintrag von ^{137}Cs . Diese ist etwas höher als die oben ermittelte Zahl (84.5 MBq/a), allerdings im statistischen Fehlerbereich ($67.5 \dots 101.5$) enthalten. Es ist zu bedenken, daß die letzte Abschätzung des Eintrags problematisch ist, vor allem die mit Regen, da die Werte der ^{137}Cs -Konzentration im Regenzulauf Stichproben aus wenigen Regenereignissen sind, die deshalb wahrscheinlich nicht repräsentativ sind. Die 15 MBq/a Trockenwettereintrag sind im Vergleich dazu besser abgesichert, da die ^{137}Cs -Konzentration im Trockenwetterzulauf konstanter ist.

C.4.2.3 ^{137}Cs -Austragsrate im Einzugsgebiet der Kläranlage Lambach

In Abschnitt C.4.1.2 wurde als Eintrag in die Kläranlage, die aus der Erosion von unbefestigten Flächen stammt, als etwa $76 \pm 17 \text{ MBq/a}$ berechnet. Auf der Fläche von $3.3 \pm 0.2 \text{ km}^2$ (Abschnitt C.2.1.3) mit der mittleren Deposition von 42.5 kBq/m^2 (Abschnitt C.2.2.1) ergibt sich ein Inventar von 140 GBq und eine Austragsrate (gelöst und partikulär) von $0.00054 \pm 0.00013 \text{ a}^{-1}$.

Da die ^{137}Cs -Werte des Inventars auf den 1.5.1986 bezogen sind, die der Eintragsaktivität in die Kläranlage aber auf den Probenahmezeitpunkt, muß durch die mittlere Zerfallskorrektur 0.78 dividiert werden, sodaß sich endgültig ergibt:

$$E = (6.9 \pm 1.7) 10^{-4} \text{ a}^{-1}$$

Zum Vergleich: Weinsberger Wald und Salzkammergut: $E = 1.1 10^{-4} \text{ a}^{-1}$.

Im Bereich Lambach ist die Austragsrate um etwas weniger als eine Größenordnung höher als in den anderen beiden Untersuchungsgebieten. Eine Ursache könnte der höhere Anteil an ackerbaulich genutzten Flächen ohne permanente Pflanzendecke (leichter erodierbar) sein.

C.4.2.4 Einfluß des Schlammalters auf die ^{137}Cs -Konzentration in Klärschlämmen

Es wurde die Vermutung geäußert, daß das Alter des Belebtschlammes Einfluß auf die Effizienz der ^{137}Cs -Abscheidung in der biologischen Klärstufe haben könnte: je länger das zu klärende Abwasser mit dem Schlamm in Kontakt ist, umso effizienter die Abscheidung. Abb. C.4.2.4.1 zeigt den Zeitverlauf des Schlammalters. Demnach sind tatsächlich starke Schwankungen dieses Parameters zu beobachten.

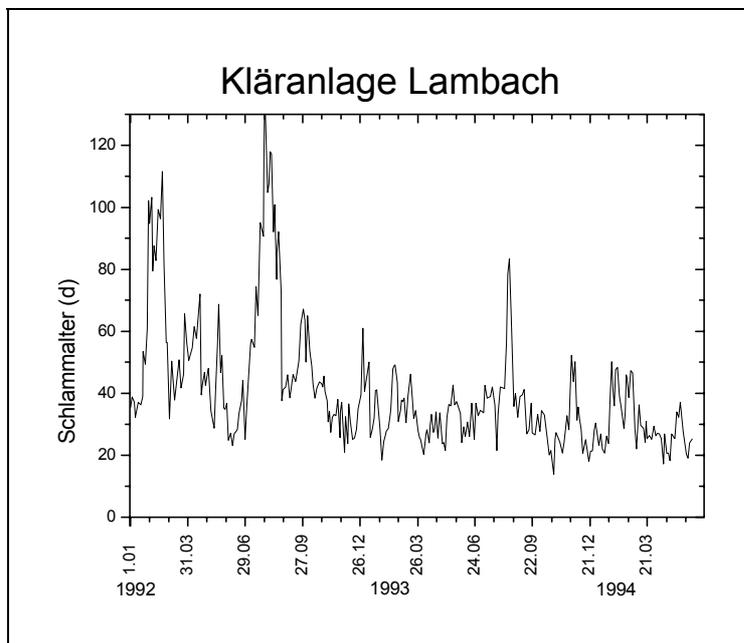


Abb. C.4.2.4.1: Zeitlicher Verlauf des Schlammalters von Klärschlamm aus der KA Lambach im Zeitraum von 1.1.92 - 31.5.94:

sche Absetzung entsteht, sondern durch die Aktivität der Bakterien. Erst später werden die beiden Schlämme gemischt, und im Faultank entsteht daraus das homogene, kompost- oder erdartige Endprodukt.

Eine eindeutige Klärung des Zusammenhanges zwischen Schlammalter und ^{137}Cs -Akkumulation im Klärschlamm ist mit der gewählten Untersuchungsanordnung nicht möglich und wäre nur durch zusätzliche umfangreiche Analysen herbeizuführen.

Es erscheint allerdings fraglich, ob das Schlammalter tatsächlich für die Cs-Akkumulation relevant ist. Wenn nämlich erodiertes Bodenmaterial für den Cs-Eintrag verantwortlich ist, kann man annehmen, daß das meiste Cs partikulär transportiert wird und deshalb im Primärschlamm (ca. konstant wenige Stunden alt) abgeschieden wird und *nicht* im Belebtschlamm, dessen Alter höher variabel ist. Nur wenn viel Cs in gelöster Form (oder fein suspendierter oder kolloidaler, d.h. in von Bakterien verwertbarer Form) vorhanden ist, kann man demnach annehmen, daß das Schlammalter einen Einfluß auf den Cs-Abscheidegrad hat.

Der Belebtschlamm ist grundsätzlich vom Primärschlamm verschieden, da er ja nicht durch mechanische

C.5 VERGLEICH MIT ANDEREN KLÄRANLAGEN

C.5.1 Kläranlage Asten/Linz

C.5.1.1 Beschreibung der Anlage

Die KA Linz nahm 1982 ihren Betrieb auf. Sie entsorgt neben Linz auch 22 weitere Gemeinden und die Abwässer der Industrie (VOEST, Chemie Linz, Sugana Enns). Die Kapazität beträgt 850000 Einwohnergleichwerte (EGW). Das 400 km² große Einzugsgebiet wird vorwiegend nach dem Mischsystem entwässert. Der Trockenwetterzufluß beträgt 2.2 m³/s, der maximale Zufluß 8.8 m³/s. Der maximale Zulauf zur mechanischen Reinigungsstufe beträgt 8.8 m³/s, zur biologischen Stufe 4.4 m³/s. Etwa 2 x 10⁵ m³ Belebtschlamm werden täglich vom Nachklär- ins Belebungsbecken rückgeführt (Rücklaufschlamm), ca. 5000 m³/d als Überschussschlamm in den Zulauf zurückgeführt (anders als bei der KA Lambach, wo der Rücklauf-Schlamm direkt mit dem Primärschlamm aus der mechanischen Stufe gemischt und der Schlammbehandlung zugeführt wird). Der Faulschlamm (ca. 200 m³/d) wird in Asten auf einer Deponie gelagert (z. T. gepreßt).

Abb. C.5.1.1.1 zeigt das Schema der KA Asten.

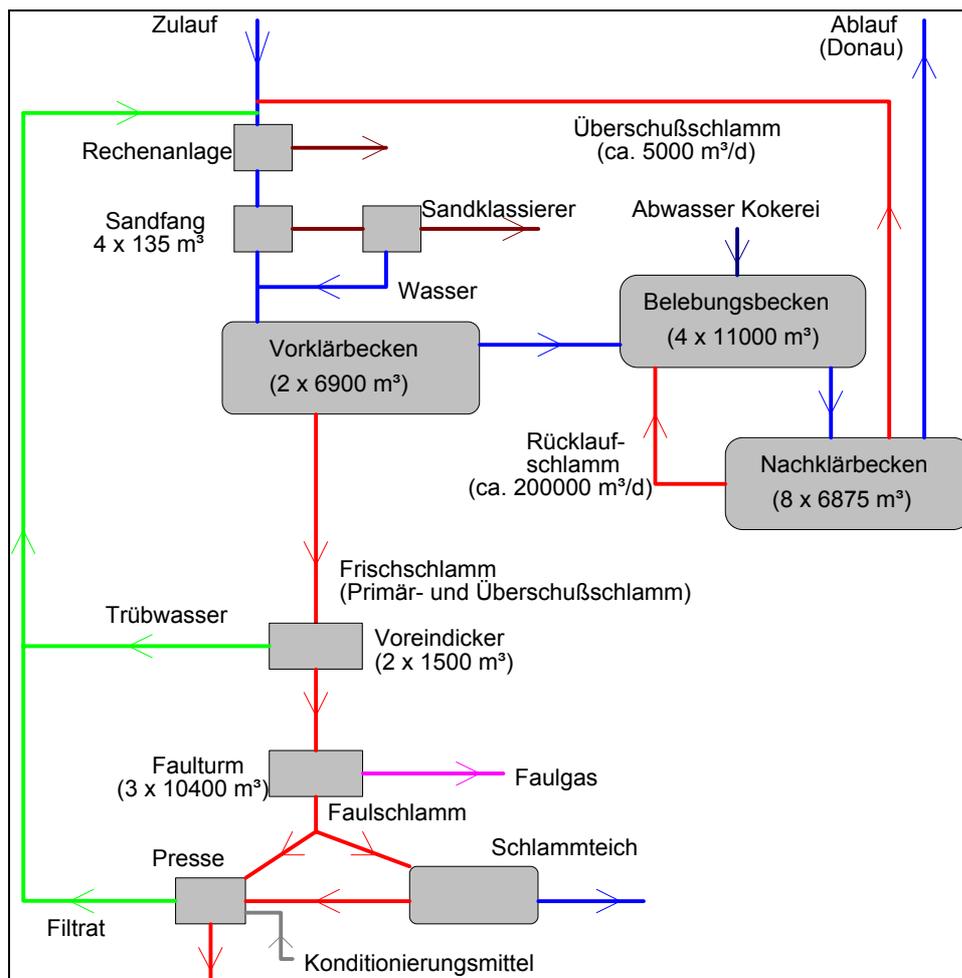


Abb. C.5.1.1.1: Schematische Darstellung der Kläranlage Asten / Linz

C.5.1.2 Radionuklide in Zu- und Ablauf

Abb. D.5.1.2.1 zeigt den Zeitverlauf der Konzentrationen von ^{137}Cs und ^{40}K in Zu- und Ablauf der Kläranlage, sowie des Verhältnisses der Konzentrationen in Zu- und Ablauf. Die Proben sind jeweils Monatsmischproben.

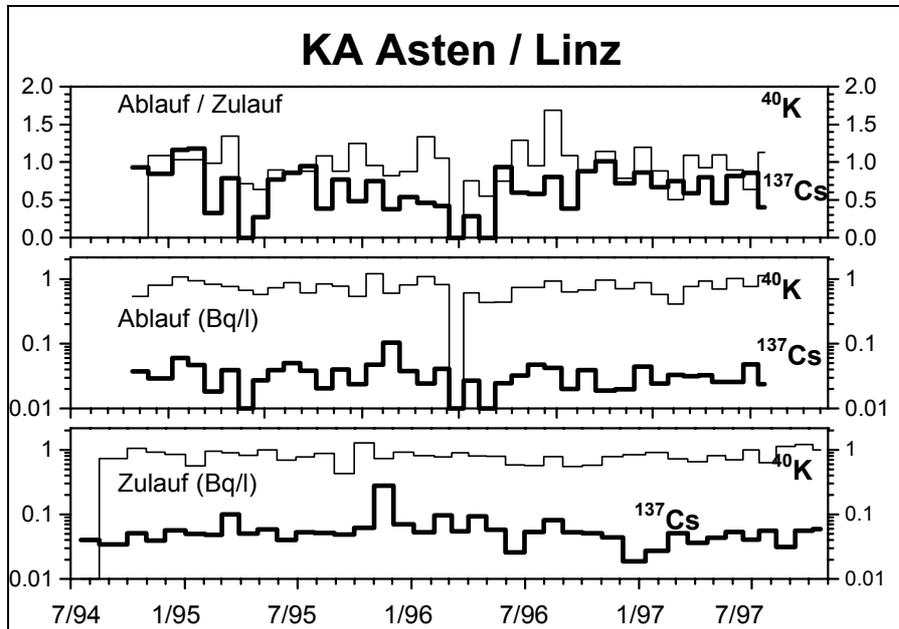


Abb. C.5.1.2.1: Radionuklidkonzentrationen Zu- und Ablauf der Kläranlage Asten/Linz

Die mittleren Dekontaminationsfaktoren für die Nuklide betragen:

^{137}Cs : Konzentration im Ablauf : Konzentration im Zulauf = 0.69 ± 0.24

^{40}K : Konzentration im Ablauf : Konzentration im Zulauf = 0.97 ± 0.24 (Mittelwert \pm Stabw.; geometrisches Mittel: 0.96, Median 0.95)

Daß Cäsium deutlich stärker abgeschieden wird als das chemisch ähnliche Kalium, ist vielleicht darauf zurückzuführen, daß die Nuklide unterschiedlich zwischen gelöster und partikulärer Phase verteilt vorliegen.

Abb. C.5.1.2.2 zeigt die Zeitverläufe von ^{137}Cs -Konzentration im Zulauf, ^{137}Cs -Eintrag mit dem Zulauf, Differenz der ^{137}Cs -Menge in Zu- und Ablauf sowie Zulaufmenge der KA Asten/Linz.

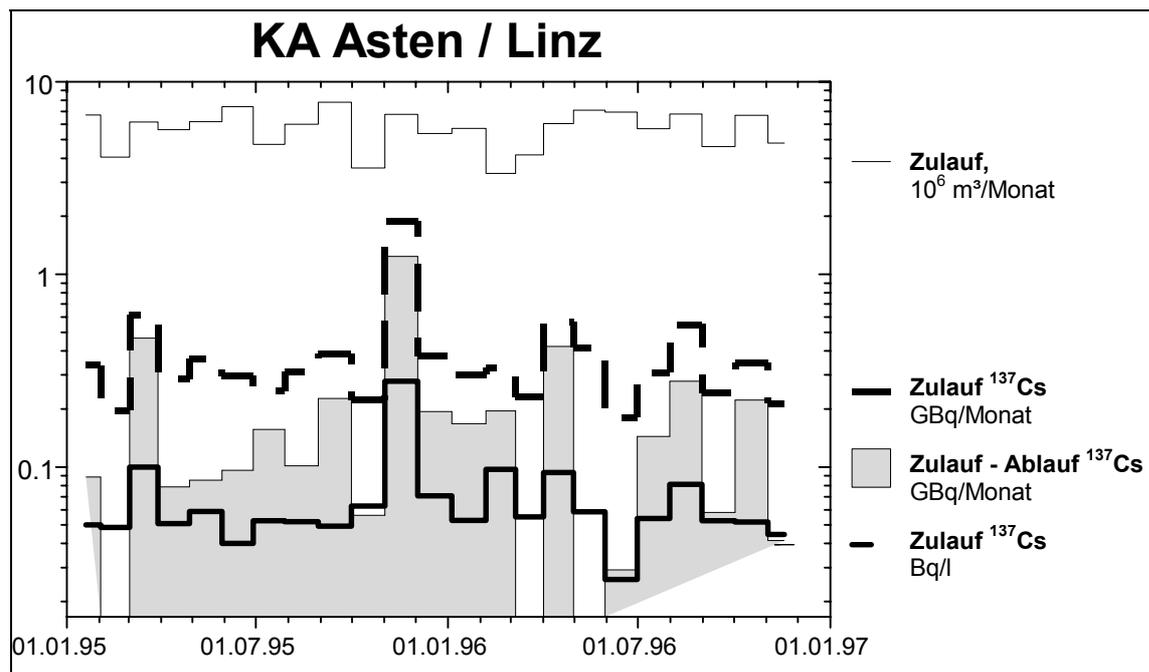


Abb. C.5.1.2.2: Zeitverlauf der Zulaufmenge, des ^{137}Cs -Eintrags mit dem Zulauf und Konzentrationverlaufes in die KA Linz/Asten

Zwischen der ^{137}Cs -Konzentration im Zulauf und der Zulaufmenge besteht keine Korrelation ($p=0.31$). Aus den Daten des auswertbaren Zeitraums (Anfang 1995 bis Ende 1996) können die unten angeführten ^{137}Cs -Ein- und Austragsraten abgeleitet werden. Industriezulauf und Regenablauf sind für diese Fragestellung nicht relevant und bleiben daher aus der Berechnung ausgeschlossen.

Zulauf: 0.40 ± 0.34 GBq/Monat (Geometrisches Mittel = 0.34, Median = 0.31)

Ablauf: 0.20 ± 0.12 GBq/Monat (Geometrisches Mittel = 0.18, Median = 0.17)

Zulauf - Ablauf: 0.22 ± 0.27 GBq/Monat (Geometrisches Mittel = 0.14, Median = 0.15)

Verhältnis Ablauf : Zulauf: 0.55 ± 0.20 (Geometrisches Mittel = 0.52, Median = 0.51)

Aufs Jahr gerechnet ergibt sich daraus eine jährliche ^{137}Cs -Fracht mit Zu- und Ablauf: :

Zulauf: 4.8 GBq pro Jahr; Ablauf: 2.4 GBq pro Jahr

Die Differenz zwischen Zulauf und Ablauf beträgt: 2.6 GBq pro Jahr, das Verhältnis von Ablauf : Zulauf: 0.50

(Die Größen Mittel (Zulauf) - Mittel (Ablauf) sind nicht gleich Mittel (Zulauf - Ablauf), weil für die Mittel der drei Variablen unterschiedliche Anzahlen von Daten verwendet wurden, da die ^{137}Cs -Konzentration im Ablauf in einigen Fällen $< \text{NG}$ ist und die entsprechenden Frachtwerte nicht in die Statistik einbezogen sind. Für den Zulauf sind 23 Monate berücksichtigt, für den Ablauf nur 20.). Die hier berechneten Dekontaminationsfaktoren (Verhältnis Ab : Zulauf) unterscheiden sich von den oben aus den Konzentrationen berechneten, weil hier die realen Frachten, d.h. eine Gewichtung mit den Wassermengen, einbezogen wurden.

C.5.1.3 ¹³⁷Cs im Klärschlamm der Anlage Asten/Linz

Abb. 5.1.3.1 zeigt den Zeitverlauf der ¹³⁷Cs-Belastung des Filterkuchens der KA Asten. Die Werte wurden teilweise aus den Meßwerten für Naßschlamm umgerechnet, mit einem Konzentrationsverhältnis von Filterkuchen / Naßschlamm (C_{FK} / C_{NS}) = 0.54 ± 0.11 . Von einigen Naßschlammproben wurde nur das Zentrifugat gemessen, sodaß der gelöste Anteil des ¹³⁷Cs im Ergebnis nicht enthalten ist (systematischer Fehler, vermutlich klein). Eine weitere Fehlerquelle besteht darin, daß bei der Pressung (seit August 1994 durchgeführt) alter Schlamm von der Deponie etwa im Verhältnis 1:1 beige-mischt wird, was zu einer Verfälschung des Zeitverlaufs führt.

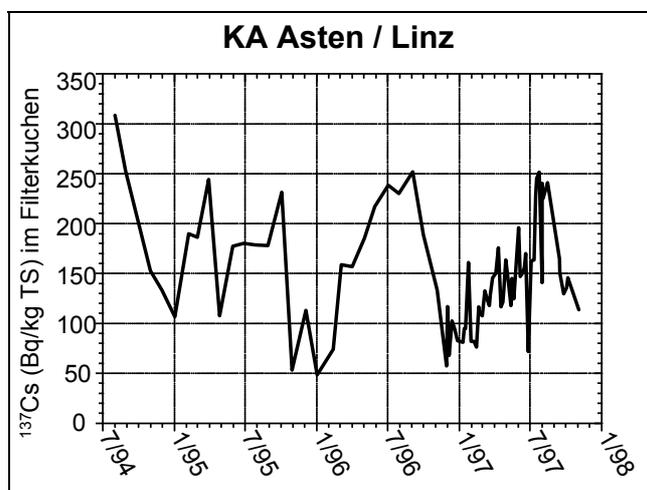


Abb. C.5.1.3.1: ¹³⁷Cs im Filterkuchen der Kläranlage Asten/Linz

Die mittlere ¹³⁷Cs-Belastung des Filterkuchens beträgt 150 ± 56 Bq/kg TS.

Die Klärschlammbelastung weist möglicherweise saisonale Schwankungen auf mit Maxima im Sommer und Minima im Winter. Die dichtere Probenahme ab Ende 1996 ist durch dieses Projekt bedingt, ansonsten werden routinemäßig nur ca. monatliche Proben genommen.

C.5.2 Kläranlage Mattig - Hainbach

C.5.2.1 Beschreibung der Anlage

Die Kläranlage Mattig-Hainbach wurde 1986 in Betrieb genommen. Sie ist für eine Kapazität von derzeit etwa 27000 EGW (hydraulisch) bzw. 49000 EGW (Schmutz, gemessen als BSB₅) ausgelegt, die in Zukunft auf bis zu 40000 EGW (hydraulisch) bzw. 60000 EGW (BSB₅) erweiterbar ist. Der Zufluß (Mischkanal) kann dabei derzeit bis zu 4000 m³/d, in Zukunft bis 8000 betragen. Im Einzugsgebiet, das sich ungefähr zwischen Straßwalchen, Schneegattern und Mattighofen erstreckt, leben etwa 15000 Menschen. (RHV MATTIG-HAINBACH 1986)

Abb. D.5.2.1.1 zeigt das Schema der Anlage.

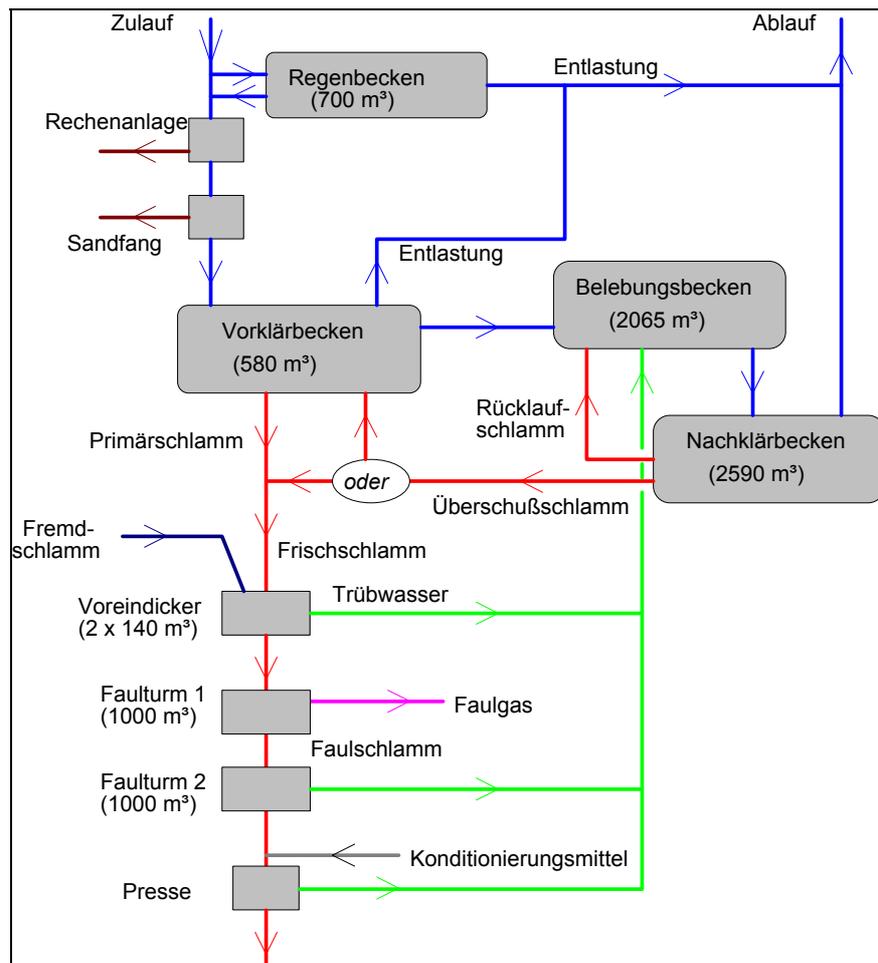


Abb. C.5.2.1.1: Schematische Darstellung der Kläranlage Mattig-Hainbach

C.5.2.2 Radionuklide im Klärschlamm der Anlage Mattig-Hainbach

Abb. D.5.2.2.1 zeigt den zeitlichen Verlauf der ^{137}Cs -Klärschlammbelastung. Von Beginn der Untersuchung (November 1996) bis Sommer 1997 ist ein tendenzieller Anstieg der ^{137}Cs -Konzentration zu beobachten, danach ein starker Rückgang. Eine Interpretation dieses Phänomens ist bisher nicht möglich, eine Systemumstellung hat nicht stattgefunden. Zur Klärung werden weitere Meßwerte erhoben.

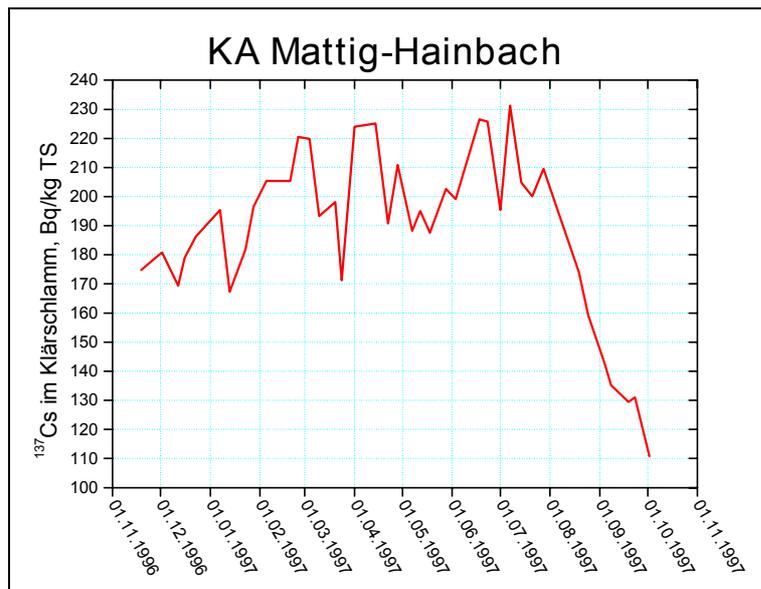


Abb. C.5.2.2.1: ^{137}Cs im Klärschlamm aus Mattig/Hainbach, Bezugsdatum 1.1.1997

Die mittlere ^{137}Cs -Konzentration in den Proben beträgt 188 ± 29 Bq/kg TS ($n = 40$, GM = 186, Med = 195)

C.5.3 Zusammenhang Klärschlammbelastung - Bodenbelastung

In einer groben Übersicht wurden vom UBA Daten der Klärschlammbelastung in Österreich zusammengestellt. Die Werte können in Relation zur regionalen Bodenbelastung gesetzt werden. Abb. C.5.4.1 zeigt die Regression Boden- zu Klärschlammbelastung.

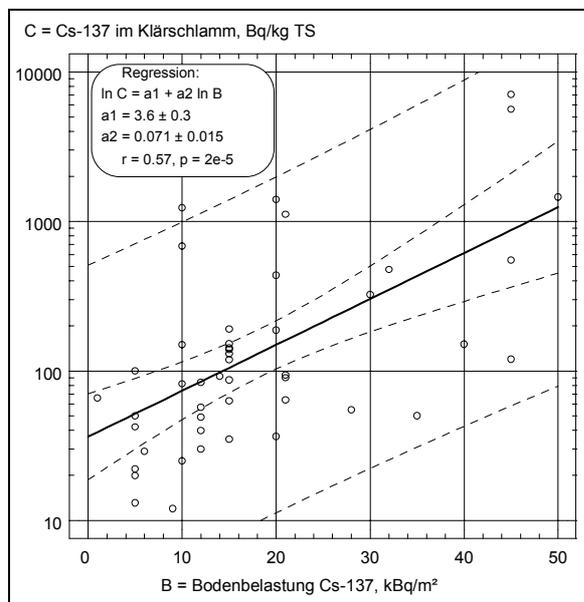


Abb. C.5.4.1: Zusammenhang zwischen Flächenkontamination und Boden- und Klärschlammbelastung mit Radiocäsium

Die Korrelation ist zwar statistisch sehr gut abgesichert, sie könnte aber bei kritischer Diskussion der Eingangsdaten wahrscheinlich verbessert werden. Beispielsweise sind die Proben Stichproben, deren Repräsentativität unklar ist, es ist in einigen Fällen nicht klar, aus welchem Klärschlamm (Naßschlamm, Filterkuchen ?) die Proben stammen, und auch die regionale Bodenbelastung wurde nur grob aus der Cäsiumkarte geschätzt.

Diese Korrelation stimmt mit der Projekthypothese überein, daß ^{137}Cs im Klärschlamm in engem Zusammenhang mit Bodenerosion gesehen werden muß. Die Kenntnis über die Bauart der betrachteten Kläranlage ist bei dieser Betrachtungsweise allerdings Voraussetzung, da nur im Falle von Mischkanalisation Oberflächenwasser und -material direkt in die Kanalisation und somit in die Kläranlage gelangt.

C.5.4 Zeitverlauf der Erosion

Die in den Abschnitten A, B und C berechneten Austragsraten sind Schätzungen für die Zeit 10 bis 11 Jahre nach dem Eintrag der größten Menge des ^{137}Cs (Tschernobyl-Fallout). Es ist anzunehmen, daß die Erosionsrate, definiert als $E = \text{jährlicher Austrag} : \text{Inventar} (\text{a}^{-1})$ eine Funktion der Zeit ist, da sich die Verteilung des ^{137}Cs in den Böden verändert, aus denen es erodiert wird.

Zwei Faktoren dürften für die zeitliche Veränderung vor allem ausschlaggebend sein:

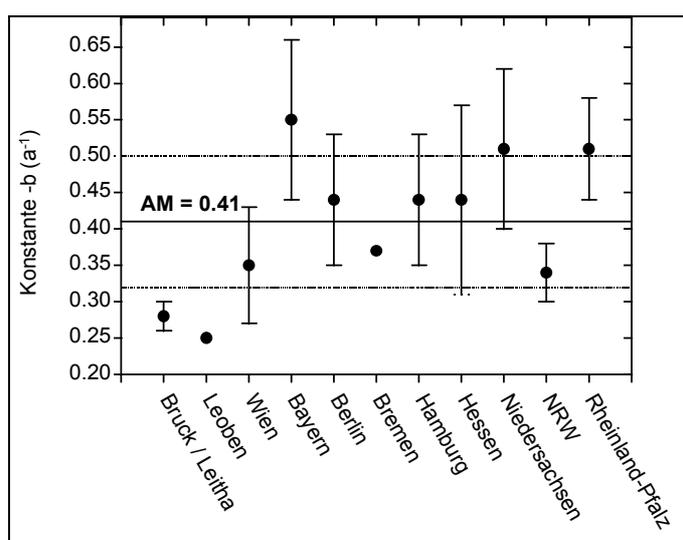
1. Tiefenverlagerung des ^{137}Cs im Boden: dadurch sinkt die Konzentration an der Oberfläche, die für die Erosion durch Abschwemmen relevant ist;
2. Veränderung des chemischen Zustands des ^{137}Cs : mit der Zeit verstärkt sich die Bindung in Tonmineralien, wodurch die Löslichkeit sinkt.

Im Folgenden wird die Zeitabhängigkeit der Klärschlammbelastung diskutiert, die Ergebnis aller Faktoren der Zeitabhängigkeit des ^{137}Cs -Austrages ist. Die oben genannten Werte sind also nicht als konservativ zu bezeichnen, da mehr als 10 Jahre seit dem Depositionsereignis verstrichen sind, in denen eine fortschreitende Bindung von Radiocäsium an Bodenbestandteile sowie vertikale Migration stattfinden konnten, um die jährliche Austragsrate aus den einzelnen Untersuchungsgebieten abnehmen zu lassen.

Direkt nach einem Depositionsereignis ist mit wesentlich höheren Austragsraten zu rechnen, oder umgekehrt, mit einem höheren Eintrag von Radionukliden in Kläranlagen mit Mischkanalisation.

C.5.4.1 Zeitverlauf der Klärschlammbelastung mit ^{137}Cs

Leider stehen nicht viele Daten über den Zeitverlauf der Klärschlammbelastung zur Verfügung. Die im folgenden verwendeten Daten stammen aus Tabelle Anlage A3, Teil D dieses Berichts. Für den TS-Anteil des Naßschlammes wird $= 0.06$ (Wert Lambach) angenommen, da einige Werte (von 1986: für Bruck a. d. Leitha, Leoben, Wien) nur in Bq/kg FS angegeben sind. Es wurden jene Kläranlagen ausgewählt, für die zu mehreren Zeitpunkten Proben gemessen wurden.



Die Meßwerte werden im Zeitverlauf angepaßt mit $\lg C = a - b t$. Abb. C.5.4.1.1 zeigt die Werte b für verschiedene Datensätze.

Der Mittelwert der Exponenten $-b$ ist $0.41 \pm 0.10 \text{ a}^{-1}$ (Standardabweichung $n=11$).

Diese Konstante b beschreibt theoretisch auch den Zeitverlauf der der Austragsrate von ^{137}Cs aus den jeweiligen Kläranlageneinzugsgebieten. Der niedrigste Wert wurde für die Anlage in Leoben gefunden (0.25 a^{-1}), der Höchstwert von 0.55 a^{-1} für eine Anlage in Bayern.

Abb. C.5.4.1.1: Abklingkonstanten der Klärschlammbelastung in verschiedenen Kläranlagen

Eine möglicherweise verlässlichere Abschätzung ergibt sich, wenn man als Datensatz die Mittelwerte der relativen (auf den Wert von 1986 normierten) Klärschlammbelastungen verwendet.

Abb. C.5.4.1.2 zeigt den Zeitverlauf der resultierenden Werte und die Ausgleichskurven:

$y = a \exp(b t)$ und die zweifach exponentielle Form: $y = a_1 \exp(b_1 t) + a_2 \exp(b_2 t)$.

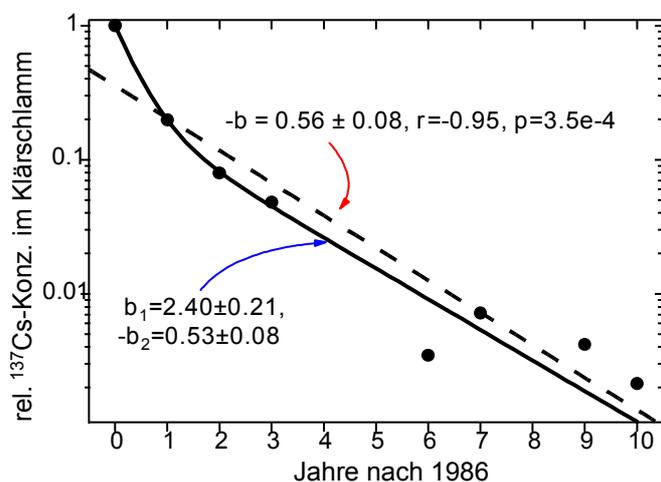


Abb. C.5.4.1.2: Zeitverlauf der normierten Klärschlammbelastung

Der einfach-exponentielle Ausgleich ergibt mit $-b = 0.56 \pm 0.08 \text{ a}^{-1}$ eine gute Kurvenanpassung. Die anfangs hohen Abklingraten der ^{137}Cs -Gehalte werden allerdings mit dieser Form der Anpassung deutlich unterschätzt. Die Anpassung mit zwei Exponentialausdrücken beschreibt den Verlauf der relativen Cs-Abnahme in den ersten Jahren nach dem Depositionsereignis genauer, dafür werden die jetzt vorherrschenden Abklingraten etwas unterschätzt.

Von den Konstanten b muß vermutlich noch die Zerfallskonstante von ^{137}Cs subtrahiert werden (0.023 a^{-1}), da die Werte auf den Meßzeitpunkt bezogen waren.

Die langfristige Abklingrate beträgt damit ca. 0.5 a^{-1} . Aus Abb. C.5.4.1.2 ist zu erkennen, daß die ^{137}Cs -Konzentration im Klärschlamm in 10 Jahren etwa um einen Faktor 500 bis 1000 abnimmt. Das bedeutet, daß in der ersten Zeit nach dem Unfall die Klärschlammbelastung um diesen Faktor höher war als sie heute zu finden ist. Da nur wenig vergleichende Meßwerte zur Verfügung stehen, läßt sich dieser Befund leider nicht besser belegen, doch weist er darauf hin, daß die Verwendung von Klärschlamm kurz nach einem Fallout-Ereignis (im Gegensatz zur heutigen Situation) ein radiologisches Problem darstellen kann.

C.6 LITERATUR

HEIZINGER W. (1997): Exkursion am 20.3.1997

RHV (1990): Reinhaltungsverband Raum Lambach: Festschrift zur feierlichen Eröffnung der Abwasserreinigungsanlage.

BISCHOFBERGER W. (1982), H. Teichmann: Abwassertechnik. In: H. Bretschneider, K. Lechner, M. Schmidt (Hg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft, 6. Aufl., Paul Parey-Verlag 1982, Kapitel 19

LECHER M. (1982): In: H. Bretschneider, K. Lechner, M. Schmidt (Hg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft, 6. Aufl., Paul Parey-Verlag 1982, Kapitel 6.3.1

PACHINGER F. (Leiter der Kläranlage Lambach), SPERRER J. (Kulturtechniker Lambach): Persönliche Mitteilungen, 2. 10. 1997

BOSSEW P. (1997): Migration von Radionukliden in ungestörten Böden. Bericht ans Wissenschaftsmministerium, Juni 1997

ÖI: Österreichisches Ökologieinstitut: Auswertung von Bodenprofilen 1987-1993, unveröffentlicht

SPERRER J. (1997): Erhebung der Größe des Einzugsgebietes der Kläranlage Lambach. Auftrag der Universität Salzburg vom 12.12.1997

D RISIKOABSCHÄTZUNG UND BEWERTUNG DER ¹³⁷CS - KONTAMINATION VON KLÄRSCHLÄMMEN UND ANDEREN BIOGENEN PROZESS-RÜCKSTÄNDEN

ZUSAMMENFASSUNG

Die in der Arbeitsgruppe und in den Ämtern der Landesregierungen vorhandene Literatur und die Meßdaten von Klärschlamm und anderen biogenen Prozeßrückständen wurden als erster Arbeitsschritt erhoben und zusammengestellt. Weiters wurden zwei Literaturrecherchen im Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf durchgeführt.

Die erhaltene Literatur gab Aufschluß sowohl über ¹³⁷Cs-Belastungen von Klärschlamm und anderen Prozeßrückständen, als auch über Einfluß auf die Vegetation nach Aufbringung auf Böden (z.B. Transferfaktoren). Die Autoren der ausgewerteten Literaturstellen sind sich einig, daß die zusätzliche Strahlenexposition der Bevölkerung aufgrund der Aufbringung kontaminierten Klärschlamm etc. zum heutigen Zeitpunkt gering ist. Selbst Arbeiter in Klärwerken und auf Deponien sind keinen gesundheitsgefährdenden Strahlendosen ausgesetzt.

Weiters wurden ¹³⁷Cs-Analysen von Holzaschen aus Bioheizkraftwerken und Holzveraschungen bzw. Komposten, die vom Amt der OÖ Landesregierung und vom ÖFPZ Arsenal durchgeführt wurden, ausgewertet. Die ¹³⁷Cs-Aktivitäten der Kompostproben liegen zwischen 30 und 200 Bq·kg⁻¹ Frischsubstanz, die von Aschen im Mittelwert zwischen 1000 und 3000 Bq·kg⁻¹ Trockensubstanz.

Die ¹³⁷Cs-Messwerte von Aschen und Komposten von 13 Probenahmeorten korrelieren nicht. Signifikante ¹³⁷Cs-Korrelationen von Komposten bzw. Aschen und Klärschlämmen konnten aufgrund der bisher vorliegenden Meßwerte nicht festgestellt werden.

Zwei Modellrechnung über die Änderung der Ingestionsdosis nach Konsum von Produkten, die auf mit ¹³⁷Cs-kontaminierten Klärschlamm gedüngten Feldern angebaut wurden, wurden durchgeführt. Die Modellrechnungen ergaben keine nennenswerten Erhöhungen der Ingestionsdosen gegenüber nicht Klärschlamm-gedüngten Feldern.

D.1 ZIELSETZUNG

Mit dem Projektteil D des Projekts soll eine aktuelle wissenschaftliche Grundlage für die radioökologische Bewertung (Umwelt- und Gesundheitsrelevanz, Erhaltung des landwirtschaftlich nutzbaren Bodens) der radioaktiven Kontamination von österreichischen Klärschlämmen und anderen biogenen Prozeßrückständen erhoben und darauf aufbauend eine Methode für die etwaige Festlegung von Richt- und Grenzwerten für die Radioaktivität von Klärschlamm und anderen biogenen Prozeßrückständen (Asche, Kompost) erarbeitet werden.

Aufgrund der langfristigen Umweltkontamination nach der Freisetzung von Radionukliden während des Kernkraftwerkunfalls im April / Mai 1986 in Tschernobyl sind in Österreich Klärschlamm, Asche biogener Brennstoffe und Kompost mit langlebigen radioaktiven Spalt- und Aktivierungsprodukten angereichert.

Vor allem im Hinblick auf die Beurteilung der gesundheitlichen Gefährdung der Bevölkerung durch die radioaktive Belastung von landwirtschaftlich genutzten Böden nach regelmäßiger Ausbringung von biogenen Reststoffen und den Eintritt der Radioaktivität in Nahrungsmittel erscheint eine Bewertung der radioaktiven Kontamination von Klärschlamm, Asche und Kompost sinnvoll und notwendig.

Langfristig nahm die Kontamination der biogenen Reststoffe mit langlebigen Radionukliden künstlichen Ursprungs in den vergangenen Jahren generell ab. Trotzdem kam es und kommt es (regional und zeitlich) vereinzelt zu signifikant erhöhten Radionuklidgehalten.

Nach einer ersten überblicksmäßigen Beurteilung der bisher vorliegenden Einzeldaten über die Radioaktivität von Klärschlamm, Asche und Kompost aus Österreich kann eine Strahlenbelastung aus diesen Quellen in einer Höhe ausgeschlossen werden, die einen unmittelbaren Handlungsbedarf erfordern würde. Um diese These wissenschaftlich abzusichern, ist eine genaue Erhebung des Kontaminationspotentials der betrachteten Reststoffe durchzuführen, die daraus resultierende Strahlenexposition für die Bevölkerung zu charakterisieren (und soweit wie möglich zu quantifizieren) und diese Exposition im Vergleich zum Niveau der natürlichen Strahlung und anderer künstlicher Quellen (z.B. medizinische Exposition) zu beurteilen.

Im Lichte der Entwicklung der internationalen Strahlenschutzstandards in Richtung einer vermehrten Einbeziehung natürlicher Strahlenquellen gewinnt auch die Anreicherung natürlicher Radionuklide in biogenen Reststoffen zunehmend an Bedeutung. Dieser Umstand soll auch in der hier durchzuführenden Studie durch die Einbeziehung von Radionukliden natürlichen Ursprungs (z.B. Ra-226, Ra-228, Th-228) in die Überlegungen berücksichtigt werden.

Die Verfrachtung von in der Umwelt deponiertem Radiocäsium über die Atmosphäre (durch Resuspension, Verbrennung von kontaminierter Biomasse etc.) wird in diesem Projekt nicht berücksichtigt. Über diesen Belastungspfad sind bisher nur wenige Daten verfügbar und seine Bedeutung nach derzeitigem Wissensstand sehr gering.

D.2 AUSWERTUNG DER LITERATUR

D.2.1 Literaturrecherchen

In einem ersten Arbeitsschritt wurde die in der Arbeitsgruppe gesammelte Literatur nach relevanten Artikeln durchsucht und die von den Projektteilnehmern bisher zur Verfügung gestellten Meßdaten zusammengefaßt (siehe Anhang D2 – Stellennummern mit „S“, bzw. Anhang D3 – Werte).

Von allen Ämtern der Landesregierungen wurden neuere Meßdaten über Klärschlammkontamination erfragt. Daten waren jedoch nur beim Amt der NÖ Landesregierung und beim Amt der Tiroler Landesregierung erhältlich und wurden der Arbeitsgruppe dankenswerterweise zur Verfügung gestellt. Gleichfalls wurden vom Bundesamt für Lebensmitteluntersuchung Graz und vom Bundesamt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung Wien, eine große Anzahl von neueren Kontaminationswerten von Klärschlämmen übermittelt.

Weiters wurden alle Ämter der Landesregierungen ersucht, Landesgesetze bzw. -verordnungen über Klärschlamm, Müllkompost o.ä. zur Verfügung zu stellen. In den meisten Bundesländern existieren Regelwerke zu diesen Themen, jedoch sind nur in NÖ Radioaktivitäts-Grenzwerte für Klärschlamm und Müllkompost und in der Steiermark Radioaktivitäts-Grenzwerte für Müllkompost festgelegt.

Als zweiten Schritt wurden im Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf eine Literaturrecherche in der **INIS** Datenbank der IAEA und eine weitere Recherche in den Datenbanken **AGRICOLA**, **CAB**, **BIOSIS PREVIEWS**, **Enviroline** und **Pollution Abs** durchgeführt.

Die Suchbegriffe waren:

Sewage sludge and ¹³⁷Cs
compost* and ¹³⁷Cs
manure* and ¹³⁷Cs
wood with ash* and ¹³⁷Cs
waste* with incineration* and ¹³⁷Cs
transfer soil, plant

Nach Ausschluß von Mehrfachnennungen wurden bei INIS 141 Dokumente erhalten, bei den anderen Datenbanken 44. Die Zitate umfaßten, Journal, Autor, Titel und eine Kurzfassung (abstract).

Ein Großteil der Literaturstellen von **INIS** behandelte, wie sich erst beim genaueren Sichten herausstellte, Klärschlammdeinfektion durch Bestrahlen mit einer ¹³⁷Cs-Strahlenquelle und nicht mit der ¹³⁷Cs-Belastung von Klärschlämmen. Nach Ausschluß dieser Dokumente, und weiters der Dokumente, die in japanisch oder russisch verfaßt sind, verblieben letztendlich 26 Literaturzitate, die die vorgegebenen Themen betreffen. (siehe Anhang, Stellennummern mit „I“). Bei den anderen Datenbanken verblieben nach genauerem Sichten 14 relevante Literaturstellen (siehe Anhang, Stellennummern mit „A“).

Die gewünschten Literaturstellen wurden entweder durch den Literaturdienst des ÖFZ Seibersdorf oder des Arsenalts oder direkt bei den Autoren bestellt. Literaturstellen, die nicht im Volltext erhalten werden konnten, sind in der Anlage mit „nur Abstract“ gekennzeichnet.

Im Folgenden sind die wesentlichsten Inhalte der erhaltenen Originalliteraturstellen nach Sachgebieten geordnet kurz dargestellt und im Hinblick auf die Zielsetzung des Projekts ausgewertet.

D.2.2 ¹³⁷Cs-Kontamination von Klärschlamm

D.2.2.1 Verhalten von ¹³⁷Cs im Boden

Cäsium stellt das unedelste der Metalle dar. Das einzig natürlich vorkommende stabile Cs-Isotop ist das ¹³³Cs, das in einer Konzentration bis zu ca. 5 mg·kg⁻¹ im Boden vorkommt. Durch die Emissionen oberirdischer Kernwaffentests der fünfziger und sechziger Jahre wurden u.a. die radioaktiven Isotope ¹³⁴Cs (Halbwertszeit 2,06 Jahre) und ¹³⁷Cs (Halbwertszeit 30,17 Jahre) abgelagert. Eine intensive Deposition an Radiocäsium in Europa erfolgte durch den Reaktorunfall von Tschernobyl im April/Mai 1986.

Die Zusammensetzung und der Zustand des Bodens beeinflussen stark die Verlagerung und Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums, wobei hier die Wechselwirkungen des Cäsiums mit den Bodenbestandteilen einen großen Einfluß haben (z.B. Sorptionsvorgänge und Fixierung an Tonmineralien) (BILO, 1991).

Einfluß der Bodenzusammensetzung (BILO, 1991; BLUM et al., 1997, GERZABEK et al., 1992)

In mineralischen Böden spielen Tonmineralien als Austauschere für Ionen eine wichtige Rolle. Cs-Ionen werden an tonmineralhaltigem Boden im Vergleich zu anderen Kationen (Li⁺, Na⁺ und K⁺) besser sorbiert. Speziell auf naturnahen Standorten werden Cs-Ionen stark gebunden, sodaß Wanderungsraten in tiefer gelegene Bodenschichten um 1 cm·a⁻¹ und weniger gefunden werden.

Der Anteil eines Ions am Ionenbelag eines Austauschers hängt auch von dessen Konzentration in einer Lösung ab. In Abhängigkeit von der Bodenzusammensetzung können Ionen (Cs⁺) durch andere Ionen ausgetauscht (vom Ionentauscher desorbiert) werden. Cäsium kann aufgrund eines ähnlichen Ionendurchmessers wie Kalium durch dessen Überschuß leicht von Tonmineralien desorbiert werden. Ein größerer Einfluß auf die Austauschkapazität ist durch den Gehalt an organischen Substanzen gegeben. Die Austauschkapazität nimmt mit dem Humusgehalt zu und erreicht bei Moorböden ein Maximum. Die effektive Austauschkapazität hängt vor allem vom pH-Wert des Bodens ab. Durch Anheben des pH-Werts kann die Sorption von Kationen im Boden verstärkt werden.

Von obigem teilweise abweichende Ergebnisse werden von anderen Autoren gefunden (BMGSK, 1992), jedoch unterscheiden sich die in dieser Studie untersuchten Böden stark voneinander, sodaß ein Vergleich untereinander aufgrund der Vielzahl der zu berücksichtigenden Parameter (Ton-, Humus- Sandgehalt, pH-Wert etc.) sehr schwierig ist. Weiters ist die Probenanzahl, wie die Autoren zugeben, zu gering, um Aussagen über Zusammenhänge zwischen dem ¹³⁷Cs-Gehalt und den vorhandenen Bodencharakteristiken machen zu können.

Bioverfügbarkeit (BILO, 1991; BLUM, 1997)

Die Bioverfügbarkeit von Radiocäsium für die Pflanzenwurzel wird von vielen Bodenparametern beeinflusst.

- In sauren Böden kann durch Anheben des pH-Wertes die Aufnahme von ¹³⁷Cs durch Pflanzen stark reduziert werden. Von allen Bodenparametern hat der pH-Wert den stärksten Einfluß auf den Transfer von ¹³⁷Cs zwischen Boden und Pflanze.
- Eine moderate Erhöhung der Konzentration von stabilem Cäsium in der Größenordnung des natürlichen Gehalts kann aufgrund von „Carriereffekten“ zu einer verstärkten Aufnahme von ¹³⁷Cs führen. Hingegen führt eine starke Erhöhung der Konzentration an sta-

bilem Cäsium durch Isotopenverdünnung zu einer Herabsetzung der Aufnahme von Radiocäsium.

- Aufgrund des vergleichbaren Verhaltens von Cäsium und Kalium im Boden wird die Cs-Aufnahme der Pflanze vom K-Gehalt im Boden beeinflusst. Bei K-Mangel wird die Cs-Verfügbarkeit erhöht. In kaliumarmen Böden bewirkt daher eine Kaliumdüngung eine Herabsenkung der ^{137}Cs -Aufnahme in den Bewuchs.
- Der Einfluß der Korngrößenverteilung auf die ^{137}Cs -Aufnahme wurden u.a. am Beispiel von Pfeilkraut untersucht und der Zusammenhang zwischen stark sorbierenden Korngrößen (Ton, Schluff) und schwach sorbierenden (Sand) verdeutlicht. Meßbare Effekte werden jedoch erst bei geringen Tonanteilen (<5%) gefunden.
- Bei Böden mit einem hohen Gehalt an organischer Substanz (humöse Böden) bleibt das Cäsium am Humus sorbiert und eine Fixierung des Radiocäsiums an Tonmineralien wird dadurch stark eingeschränkt. Damit bleibt das Cäsium in pflanzenverfügbarer Form im Bereich des Oberbodens. Der Humusgehalt muß jedoch extreme Werte annehmen, bevor der Einfluß auf den Transfer des Radiocäsiums meßbar ist.

Um den Boden-Pflanze Transfer zu vermindern können folgende Maßnahmen gesetzt werden: tiefes Pflügen, um die Radionuklidkonzentration im Boden zu verdünnen; Erhöhung des Boden-pH; und Düngung mit Kalium, um die Cs-Aufnahme zu verringern.

D.2.2.2 Kenngrößen der Bioverfügbarkeit von Radionukliden

Transferfaktor Boden-Pflanze T_f

Eine Möglichkeit zur Beschreibung der Aufnahme von Radionukliden aus der Bodenlösung in Wurzel und Pflanze stellt der Transferfaktor Boden-Pflanze dar.

Der Transferfaktor ist gemäß IAEA (1994) folgendermaßen definiert:

$$TF_{BP} = \frac{\text{Bq/kg Pflanzentrockenmasse}}{\text{Bq/kg Trockenboden}}$$

wobei vor allem in älteren Arbeiten die Pflanzenfeuchtmassen für die Berechnung der Transferfaktoren herangezogen werden. (BILO, 1991 und Zitate darin) gibt an, daß der TF_{BP} von einer Vielzahl von Rahmenbedingungen abhängt, jedoch unabhängig von der ^{137}Cs Kontamination der Bodesn ist (konzentrationsunabhängig) ist. (ARTNER et. al., 1990) findet eine negative Korrelation zwischen ^{137}Cs -Bodenkontamination und Transferfaktoren und führt dies auf Resuspensionsvorgänge zurück. (LI et al.; 1994) findet Erhöhungen der Transferfaktoren von bis zu 23% aufgrund von Verunreinigungen der Pflanze durch anhaftende Bodenpartikel.

Verteilungskoeffizient K_d

Der K_d Wert beschreibt das Verhältnis des am Boden sorbierten Anteils eines Ions (oder der Aktivität) zum desorbierten Anteil in der Bodenlösung und damit die potentielle Bioverfügbarkeit des Ions (der Aktivität).

$$K_d \text{ (cm}^3 \text{ / g)} = \frac{\text{Ion}_{\text{sorb}} \text{ (mg / g)}}{\text{Ion}_{\text{desorb}} \text{ (mg / cm}^3 \text{)}} \left(\text{oder } K_d = \frac{a_{\text{sorb}} \text{ (Bq / kg)}}{c_{A,\text{desorb}} \text{ (Bq / l)}} \right)$$

D.2.2.3 ^{137}Cs im Klärschlamm

Im folgenden sind die in der Literatur für Österreich nach 1992 angeführten spezifische ^{137}Cs -Aktivitäten graphisch dargestellt, jedoch nur die Werte, die auf $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ Trockensubstanz bezogen waren.

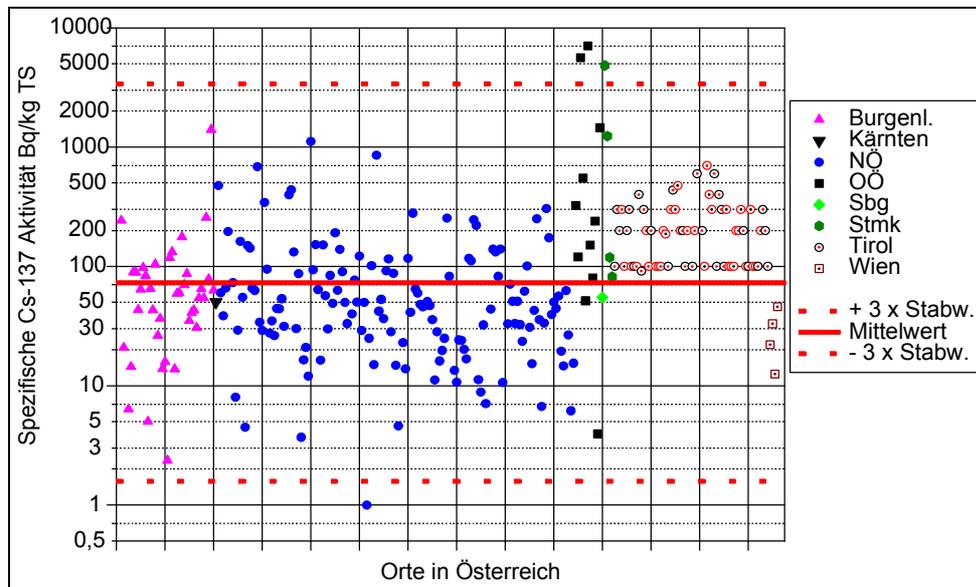


Abb. D.2.2.3.1: ^{137}Cs -Aktivität von Klärschlamm in Österreich nach 1992

Kontamination der Klärschlamm international

Im folgenden sind einige Literaturwerte über ^{137}Cs -Kontaminationen von Klärschlamm angeführt. In der Regel sind Mittelwerte angegeben (die Aufzählung ist nicht vollständig). Werden in einem Zitat Meßdaten von mehreren Gegenden angegeben, so wird im Folgenden der höchste angegebene Wert aufgelistet. Gezeigt werden soll, daß die Unterschiede in der ^{137}Cs -Belastung nicht nur weltweit, sondern auch regional stark unterschiedlich sind.

- Deutscher Raum:
 - 1986: $1000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ feuchte Masse (Mannheim) (DIERKES et al., 1988)
 - 1986: bis $10000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ TM (Ruhrverband) (IMHOFF et al., 1988)
 - 1989: $10120 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ TM (Tannheim, Oberschwaben), (BILO, 1991)
 - 1989: bis $1500 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ TM (GANS et al., 1991)
- Süddeutscher Raum:
 - 1981: $12,6 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ TM, 1982: $6,7 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ TM (München) (BAYER. LA FÜR WASSERFORSCHUNG, 1982)
 - 1988: $970 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ TM, Abnahme bis 1993: $130 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ TM (BÜNGER et al., 1994)
- Finnland:
 - 1986: bis $12.000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ TM (PUHAKAINEN et al., 1992)
- Schweden:
 - 1986: bis $3812 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ TM (Gothenburg), (ERLANDSSON et al., 1990)
- Schweiz:
 - 1986: $1600 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ TM (keine Ortsangabe), (KOPP et al., 1989):
 - 1987: $5,4 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ TM (West-London), (CAWSE, 1990)

- USA:
 - 1984: 3180 Bq·kg⁻¹ TM, 1988: 81,4 Bq·kg⁻¹ TM (Oak Ridge), (MIEGROT et al., 1990)
 - 1988: 440 Bq·kg⁻¹ TM (Oak Ridge, TN), (BOSTON et al., 1990)
 - 1992: bis 9,2 Bq·kg⁻¹ TM (Sevierville, TN), (GUNDERSON, 1995)
 - 1995: 1,6 Bq·kg⁻¹ TM (Medianwert), (Missouri) (MILLER et al., 1996)
- Österreich:
 - 1986: bis 1025 Bq·kg⁻¹ feuchte Masse (TEHERANI, 1987)
 - 1992: bis 17,7 Bq·kg⁻¹ feuchte Masse (BMGSK, 1992)
 - 1992: bis 214 Bq·kg⁻¹ TM (BMGU, 1993)
 - 1993: bis 700 Bq·kg⁻¹ TM (AMT DER T. LANDESREGIERUNG, 1993)
 - 1993: bis 324 Bq·kg⁻¹ TM (MGU, 1993) 1995: bis 7000 Bq·kg⁻¹ TM (AMT DER OÖ LANDESREGIERUNG, 1996; UBA WIEN, 1995)

Stellt man die gesamten recherchierten Zahlenangaben (inklusive übriges Europa und USA) nach Jahreszahlen geordnet als Boxplots dar, so erhält man folgende Grafik:

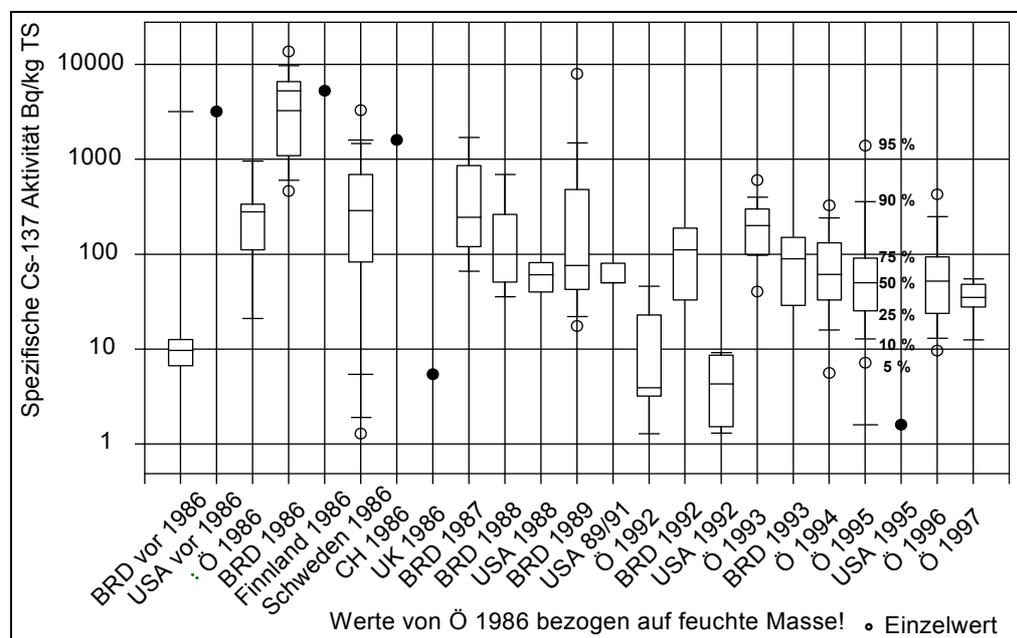


Abb. D.2.2.3.2: Spezifische ¹³⁷Cs-Aktivität von Klärschlämmen, international

Die Grafik Abb. D.2.2.3.2 zeigt, auch wenn aufgrund der geringen Zahlenangaben schlüssige Aussagen unmöglich sind, daß seit 1986 die ¹³⁷Cs-Kontamination abnimmt (Mittelwerte werden kleiner), die regionalen Schwankungen sind jedoch vergleichsweise groß.

Verhalten von ¹³⁷Cs und ¹³¹I in Kläranlagen

In Schweden (ERLANDSSON et al., 1990; ERLANDSSON et al., 1989) gab es 1990 Untersuchungen über das Verhalten von ¹³⁷Cs bzw. anderen Nukliden in einem Klärwerk. Die Studie ergab, daß im Falle von ¹³⁷Cs (bzw. auch ⁷Be, ⁵¹Cr und ¹³⁴Cs) nur die Hälfte der Aktivität am Klärschlamm verbleibt, der Rest wird mit dem abfließenden Wasser weitertransportiert. Bei ¹³¹I und ¹⁰⁶Ru hingegen wird nur 1/5 im Klärschlamm festgehalten, die restlichen 4/5 verbleiben im Abwasser.

An der Kläranlage München (Bayer. LA für Wasserforschung, 1982) wurde gleichfalls festgestellt, daß die Reduktion der ¹³¹I Konzentration zwischen Zulauf und Ablauf etwa 23% beträgt. Allerdings ist im getrockneten Klärschlamm davon nur 1/5 nachweisbar. Die Autoren

vermuten, daß das restliche Jod-131 in die Luft abgegeben wird. Ähnliche Zahlenangaben (Rückhaltung zwischen 10 und 40%) finden sich für ^{137}Cs , ^{131}J und andere Nukliden bei GANS et al. (1991).

Ebenfalls in Bayer. LA für Wasserforschung (1982) wird ein K_d -Faktor, definiert als Verhältnis der Aktivitätskonzentration im getrockneten Klärschlamm ($\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$) und im Oberflächenwasser (Zulauf) ($\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$), bestimmt. In der stärker belasteten Kläranlage München 1981 ergab sich ein jährlicher K_d -Faktor für ^{131}J von $300 \text{ l}\cdot\text{g}^{-1}$, während in einer schwach belasteten Anlage nur ein mittlerer Faktor von $44 \text{ l}\cdot\text{g}^{-1}$ gefunden wurde. ^{137}Cs wurde dort nicht untersucht.

Verhältnis von Bodendeposition und Klärschlammkontamination

In einer mehrmonatigen Untersuchung von Boden- und Klärschlammkontaminationen konnte festgestellt werden, daß das Verhältnis der Deposition im Einzugsgebiet der Kläranlage ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$) und der Konzentration des untersuchten Nuklids im Klärschlamm ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ TM) konstant ist. Der Standardabweichung ist für das kurzlebige Nuklid Be-7 gering (20%), für ^{137}Cs relativ hoch (50%). Der Faktor ist für ^7Be $0,81 \pm 0,16 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ und für ^{137}Cs $0,033 \pm 0,016 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ (ERLANDSSON et al., 1990). In DIERKES et al. (1988) wird angegeben, daß 1986 nur etwa 10% der Grunddeposition an ^{137}Cs im Einzugsgebiet der Kläranlage in die Anlage gelangen. Aufgrund der Zahlenangaben in dieser Literaturstelle kann keine Aussage über obigen Faktor gemacht werden.

Österreichische und internationale Richtlinien für die Aufbringung von Klärschlamm Aufbringung auf Böden - ^{137}Cs -Begrenzung

- **Österreich:**
Das einzige Bundesland, das derzeit einen Grenzwert für einen ^{137}Cs -Gehalt in einer Verordnung über Klärschlamm nennt, ist Niederösterreich (AMT d. NÖ Landesregierung, 1994). Der Grenzwert beträgt dort $7400 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ TM. Dieser Wert ist für alle Klärschlamm-Güteklassen gleich. Für die maximal zulässige Aufbringungsmenge von, im höchsten Fall 2,5 t Trockenmasse pro ha alle 24 Monate, bedeutet das eine Aktivitätsaufbringung von $925 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ^{137}Cs . In den anderen Bundesländern gibt es keine Aktivitätsbegrenzung von Klärschlamm, jedoch Mengengrenzungen, sofern es eine Klärschlammregelung gibt.
Bgl.: Mengenbegrenzung erfolgt nach dem Schadstoffgehalt und der Stickstofffracht (AMT d. Burgenl. Landesregierung, 1991)
NÖ: 2,5 t/ha TM auf Ackerland in 24 Monaten bis unbegrenzt, je nach Bodentyp
OÖ: keine Angabe über Mengenbegrenzung der Aufbringung (AMT d. OÖ Landesregierung, 1990)
Stmk.: 2,5 t/ha TM auf Ackerland bzw. 1,25 t/ha TM auf Grünland innerhalb von 12 Monaten (AMT d. St. Landesregierung, 1987)
Vbg.: 2 t/ha TM pro Jahr auf Ackerland, 1t/ha TM auf Wiesen (AMT d. V. Landesregierung, 1987)
- **BRD**
Auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden dürfen innerhalb von 3 Jahren nicht mehr als 5 Tonnen Trockenmasse an Klärschlamm je Hektar aufgebracht werden (KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG, 1992). Die Verordnung schreibt die Grenzwerte für Schadstoffbelastungen vor, jedoch keine Grenzwerte für Kontaminationen mit künstlichen Radionukliden.
- **USA**
Für die Klärschlammaufbringung sind Teile aus dem 'Clean Water Act' relevant. Der Originalgesetzestext stand leider nicht zur Verfügung. Die erhaltenen Gesetzesinterpretatio-

nen ließen keinerlei Rückschlüsse auf Grenzwerte für Belastungen mit künstlichen Radionukliden zu.

Feldversuche für die Aufbringung von Klärschlamm

Die Aufbringung von schwach mit ^{137}Cs -kontaminiertem Klärschlamm auf Ackerböden und Weideland wurde eingehend untersucht. Versuche wurden in U.K., der Schweiz, der BRD und den USA durchgeführt.

- USA (OAKES et al., 1984, BOSTON et al., 1990, MIEGROT et al., 1990, GUNDERSON et al., 1995)
Die längsten und intensivsten Untersuchungen über die Aufbringung von Klärschlamm auf Ackerböden, Weideland und Waldflächen fanden auf dem Gebiet des Department of Energy Oak Ridge Reservats, Tennessee statt. Begonnen wurde 1983 mit der Aufbringung von Klärschlamm zu Düngemittelzwecken und als Methode der Klärschlamm Entsorgung auf Weiden und Waldgebiete. Zu Beginn betrug die jährlich aufgetragene Menge 44 t/ha TM, 1989 wurde die jährliche Menge aufgrund einer neuen Reglementierung auf 10 t/ha TM bzw. 34 t/ha TM als Maximum für die Lebenszeit des Feldes (später 50 t/ha TM erhöht) reduziert. Die Aufbringung des Klärschlammes (2 - 4 % Feststoffanteil) erfolgte entweder durch Versprühen oder durch Einbringen unter die Oberfläche. Die mittlere ^{137}Cs -Kontamination betrug (1989 - 1993) weniger als $80 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ TM}$. Der Einfluß des Klärschlammes und dessen Inhaltsstoffe auf die Vegetation wurde anhand von Grasproben, Nadeln von Nadelbäumen, Unkraut und Waldbeeren untersucht.
- BRD (BILO, 1991, BILO et al., 1991)
Ein Lysimeterversuch mit 4 Bodenproben Wiese und 4 Proben Ackerboden mit einer schwachen Ausstattung an austauschbaren Kationen und einem hohen Sandgehalt sollte die maximal zu erwartenden Transferfaktoren Boden-Pflanzen liefern. Der Klärschlamm wurde einmalig in einer Konzentration von $10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ TM}$ auf je zwei Bodenproben Wiese und Acker auf die Oberfläche aufgebracht und am nächsten Tag auf 10 cm Tiefe eingearbeitet. Der Einfluß des Klärschlammes auf die Vegetation des Ackerbodens sollte anhand der Feldfrüchte Kartoffel, Weizen und Salat untersucht werden.
- Finland (PUHAKAINEN et al., 1992)
Auf Versuchsfelder der Größe $2,5 \times 15 \text{ m}$ der Bodentypen: Ton, Sand/Lehm und Ton/Lehm wurde Klärschlamm in einer Menge von $100 \text{ m}^3/\text{ha}$ mit einem Feststoffgehalt von 22 % ($22 \text{ t}/\text{ha}$) aufgebracht. In einem ersten Experiment wurde der Klärschlamm auf die gepflügten Felder im Frühjahr aufgebracht, in einem zweiten im Herbst vor dem Pflügen. Für jeden Versuch wurde ein Kontrollfeld angelegt, auf dem mit herkömmlichen Kunstdünger in einer Menge von $600 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (NPK) gedüngt wurde. Die anderen Klärschlamm-Versuchsfelder erhielten zusätzlich Kunstdünger in einer Menge von $200 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Die angebauten Feldfrüchte waren Weizen und Gerste.
- Schweiz (KOPP et al., 1989)
Auf einer Fläche von 2000 m^2 wurde eine 20 cm dicke Schicht Klärschlamm aufgebracht. Der Klärschlamm enthielt 20 - 30 % Ton und 34 - 39 % Calciumcarbonat und war mit $1600 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ TM}$ ^{137}Cs kontaminiert. Innerhalb von 2 Jahren konnte die Fläche mehrmals abgeerntet werden. In Felder von 120 m^2 wurde beispielsweise angebaut: Radieschen, Kartoffel, Rote Rüben, Karotten, Salat, Spinat, Weizen, Mais, Erbsen, Bohnen, Tomaten.
- U.K. (CAWSE, 1990)
Auf einer Fläche von $4 \text{ m} \times 8 \text{ m}$ Grasland (Englisches Raigras) wurden $4,5 \text{ kg}$ kontaminierter Klärschlamm ($5,4 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ TM}$) (entsprechend einer Menge von $50 \text{ t}/\text{ha}$ Frischschlamm) gemeinsam mit einem Stickstoffdünger aufgebracht.

Ergebnisse der Feldversuche

Alle Autoren geben an, daß durch einen Zusatz von Klärschlamm die Mobilität bzw. die Bioverfügbarkeit von Radiocäsium gegenüber einem unbehandelten Boden nicht (Kopp et al., 1989, Miegroet et al., 1990) oder nur geringfügig (CAWSE, 1990, GUNDERSON et al., 1995, BILO, 1991, BILO et al., 1991, BOSTON et al., 1990, PUHAKAINEN et al., 1992) erhöht wird.

- USA
MIEGROET et al. (1990) gibt an, daß ^{137}Cs aus der Klärschlammdüngung vollständig in den oberen Bodenschichten verbleibt und weder von den Pflanzen aufgenommen wird, noch im Grundwasser oder in Oberflächenwässern nachweisbar ist. In GUNDERSON et al. (1995), der weitergeführten Studie, finden die Autoren geringfügig erhöhte ^{137}Cs Aufnahmen durch Pflanzen nach einer Klärschlammdüngung gegenüber unbehandelten Böden, jedoch sind die Meßwerte in der Nähe der Nachweisgrenze und daher nicht sehr aussagekräftig.
- BRD
BILO (1991) Für die Feldfrüchte Salat, Weizen, Kartoffel ergibt die Varianzanalyse keinen signifikanten Unterschied der ^{137}Cs -Aufnahme nach Klärschlammdüngung. Im Unterschied dazu ergibt die Varianzanalyse von Gras und Feldfrüchten bzw. Gras allein einen signifikanten Einfluß.
- Finland
PUHAKAINEN (1992) findet einen signifikanten Anstieg der Transferfaktoren nach Klärschlammdüngung auf sandigen tonhaltigen Böden und auf tonhaltigen Lehmböden. Auf Tonböden steigt der Transferfaktor nur an, wenn die Klärschlammaufbringung vor dem Pflügen erfolgt. Bei Feldern mit Düngung nach dem Pflügen sind Unterschiede zwischen Pflanzungen mit und ohne Klärschlammdüngung bei der ersten Ernte nachzuweisen. Felder mit Klärschlammdüngung im Herbst weisen auch im zweiten Jahr noch erhöhte Transferfaktoren auf, jedoch geringfügiger als im ersten Jahr. Den stärksten Einfluß übt die Klärschlammzugabe auf Ton/Lehmböden aus, den kleinsten auf Tonböden.
- Schweiz
Bei KOPP et al. (1989) sind die Transferfaktoren Boden-Pflanze nach der Klärschlammdüngung in der gleichen Größenordnung wie die, die bei einer homogenen Verteilung von ^{137}Cs in Sand oder Ton erhalten werden (ohne Klärschlammaufbringung).
- U.K.
CAWSE (1990) findet ein Monat nach der Düngung mit Klärschlamm im Juni eine 2 - 3-fach verstärkte Aufnahme von Radiocäsium, die im September auf den ursprünglichen Wert zurückgeht und erst zu Beginn der nächsten Vegetationsperiode wieder schwach ansteigt. Die einzige Ausnahme bildet ein schwerer Ton-Lehm Boden, hier nimmt die ^{137}Cs -Aufnahme nach dem Klärschlammzusatz ab.

Abschätzung der Strahlenbelastung durch Klärschlammkontamination

Die Strahlenbelastung durch die Verwendung von mit ^{137}Cs kontaminiertem Klärschlamm als Dünger als auch durch direktes Arbeiten mit Klärschlamm im Klärwerk wird bereits 3 Jahre nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl als gering angesehen. (GANS et al., 1991).

Legt man eine Aufbringungsmenge von $0,5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ TM von Klärschlamm mit einer Kontamination von $1000 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ (üblicherweise liegt die Kontamination deutlich unter diesem Wert) für die Berechnung zugrunde, so kommen GANS et al. (1991) auf folgende Äquivalentdosen pro Jahr:

$0,93 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ durch ^{137}Cs aus der Nahrungsaufnahme von ausschließlich auf Ackerland mit Klärschlammdüngung angebauten pflanzlichen Produkten

0,094 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ durch ^{137}Cs aus Milchprodukten aus Klärschlamm-gedüngtem Weideland
 0,26 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ durch ^{137}Cs aus Fleisch.

Die Belastung für Arbeiter in Klärwerken durch „Bestrahlung“ liegt noch deutlich unter diesen Werten ($0,0034\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$). Die mittlere natürliche Strahlenexposition der Bevölkerung aufgrund von kosmischer Strahlung und natürlichen Radionukliden beträgt ca. $3200\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ (BKA 1997) die zusätzlichen Strahlenbelastungen sind daher vernachlässigbar.

D.2.2.4 ^{137}Cs -Transferfaktoren

Boden - Pflanze allgemein

In dieser Arbeit wurden nicht speziell Literaturdaten für Transferfaktoren (Definition s. Abschnitt D.D.2.2.2) Boden/Pflanze gesucht. Das Handbuch der IAEA (IAEA, 1994) stellt eine aktuelle und von vielen Autoren zitierte Zusammenstellung dar. Zum Vergleich sind Werte aus österreichischen Untersuchungen angefügt.

Tab. D.2.2.4.1: Transferfaktoren für ^{137}Cs - eine Auswahl

(Anmerkung: Alle Zahlenangaben beziehen sich auf Trockenmasse (TM))

Literaturstelle	Bodentyp	Frucht	T_f
IAEA (1994)	Ton, Lehm, pH=6	Getreidekorn	$0,01 \pm 10\%$
	Sand, pH=5	Getreidekorn	$0,026 \pm 10\%$
	Torf, pH=4	Getreidekorn	$0,083 \pm 10\%$
	Ton, Lehm, pH=6	Gras	$0,11 \pm 10\%$
	Sand, pH=5	Gras	$0,24 \pm 10\%$
	Torf, pH=4	Gras	$0,53 \pm 10\%$
	Ton, Lehm, pH=6	Kartoffel, Knolle	$0,07 \pm 10\%$
	Sand, pH=5	Kartoffel, Knolle	$0,17 \pm 10\%$
	Torf, pH=4	Kartoffel, Knolle	$0,27 \pm 10\%$
	keine Angabe	Tomaten	$0,22 \pm 5\%$
GERZABEK (1996)		Weizenkorn	0,0070
		Weizenstroh	0,0340
		Roggenkorn	0,0080
		Roggenstroh	0,0270
		Kartoffel, Blätter	0,0885
		Kartoffel, Knolle	0,0200

Die Daten in obiger Tabelle zeigen, daß sich der Bodentyp signifikant auf die Transferfaktoren auswirkt. (GERZABEK, 1996) findet, daß innerhalb derselben Pflanzenart je nach Bodenbeschaffenheit und -zusammensetzung die Differenzen der Transferfaktoren sogar 1 - 3 Zehnerpotenzen betragen können.

Wie schon in oben dargestellt, erhöht sich die Bioverfügbarkeit von ^{137}Cs mit sinkendem pH-Wert und steigendem Gehalt an organischer Substanz. Obige Tabelle bestätigt, daß eine positive Korrelation zwischen Bioverfügbarkeit eines Ions und dem Transferfaktor Boden-Pflanze besteht.

Transferfaktoren nach Klärschlammdüngung (auszugsweise aus den zitierten Literaturstellen)

Tab. D.2.2.4.2: Transferfaktoren nach Klärschlammdüngung (Anmerkung: Alle Zahlenangaben beziehen sich auf Trockenmasse (TM))

Literaturstelle	Bodentyp	¹³⁷ Cs [Bq·kg ⁻¹] Kontamination	Bodenzusätze	¹³⁷ Cs [Bq·kg ⁻¹] Kontamination	Frucht	T _f ¹³⁷ Cs Kontrollpflanzung		T _f ¹³⁷ Cs nach Klärschlammdüngung	
						Versuch 1	Versuch 2	Versuch 1	Versuch 2
BILO (1991) ¹⁾	Gley-Podsol	ca. 11	Klärschlamm	10.120	Kartoffel Salat Weizenkorn Gras (Maischnitt) Gras (Julischnitt)	0,12 1,41 0,068 0,22 0,033	0,056 0,94 0,08 0,22 0,191	0,034 0,455 0,025 0,519 0,091	0,052 0,599 0,114 0,407 0,063
KOPP (1989)	Klärschlamm			1.600	Kartoffel Salat (Blatt) Weizenkorn Bohnen Tomaten (Frucht)			0,13 0,30 0,04 0,05 0,26	0,24 0,60 0,05 0,14
CAWSE (1990)	Stagnogley	134	Klärschlamm	5,4	Raigras (Julischnitt)	0,17 ²⁾		0,12	
	Brauner Podsol	127	Klärschlamm	5,4	Raigras (Julischnitt)	0,15 ²⁾		0,10	
	Braunerde	120	Klärschlamm	5,4	Raigras (Julischnitt)	0,17 ²⁾		0,25	
PUHAKAINEN (1992) ³⁾	Ton (1987) ⁴⁾	23	Klärschlamm	5300	Weizen	0,025	0,012 ⁷⁾	0,029	0,007 ⁷⁾
	Sand/Ton ⁴⁾ (1987)	18	Klärschlamm	5300	Weizen	0,028	0,011 ⁷⁾	0,058	0,006 ⁷⁾
	Ton (1988) ⁵⁾	15	Klärschlamm	4700	Weizen	0,017	0,008 ⁷⁾	0,038	0,014 ⁷⁾
	Ton/Lehm ⁵⁾ (1988)	12	Klärschlamm	4700	Weizen	0,028	0,012 ⁷⁾	0,09	0,015 ⁷⁾

1) In der Literatur wurden die T_f für Pflanzenfeuchtmassen angegeben. Die hier angeführten Werte wurden auf Trockenmasse umgerechnet.

2) zusätzliche Stickstoffdüngung

3) Die T_f-s wurden mit den Angaben in der Literaturstelle von (Bq/ha Frucht)/(Bq/ha Boden) in die derzeit üblichen Bq·kg⁻¹ Frucht/Bq·kg⁻¹ Boden umgerechnet.

4) Düngung im Frühjahr nach dem Pflügen.

5) Düngung im Herbst vor dem Pflügen.

7) Ergebnisse aus dem 2. Folgejahr.

Die Tabelle zeigt, daß die Unterschiede in den Transferfaktoren zwischen den einzelnen Versuchen zum Teil größer sind, als zwischen der Kontrollpflanzung und Pflanzung mit Klärschlammzugabe.

D.2.3 ¹³⁷Cs-Kontamination von sonstigen biogenen Prozessrückständen

D.2.3.1 ¹³⁷Cs in Holzasche

Es gibt nur wenige Publikationen über die ¹³⁷Cs-Belastung von Holzaschen. OHNO et al. (1994) berichten von einer Kontamination von durchschnittlich 145 Bq·kg⁻¹ Asche aus Biomassekraftwerken im Staat Maine (USA).

Untersuchungen in Schweden (RAVILA et al., 1992) lieferten deutlich höhere ¹³⁷Cs-Werte in Holzaschen aus Biomassekraftwerken. Die Werte für Rostaschen liegen zwischen <100 und 3000 Bq·kg⁻¹, die für Flugaschen deutlich darüber mit 400 bis 8000 Bq·kg⁻¹. Die Probenahme für die Meßprobe erfolgte durch vierzehntägige Beprobung der Asche innerhalb eines halben Jahres. Zwischen 1986 und 1991 wurden 13 schwedische Biomasse-Blockheizkraftwerke in Bezug auf Aktivität der eingesetzten Heizmaterialien (Holz, Torf) und der Aschen untersucht (HEDVALL et al., 1995). Die spezifischen ¹³⁷Cs-Aktivitäten von Holz bzw. Torf lagen zwischen etwa 10 und 10³ Bq·kg⁻¹, die der resultierenden Flugaschen zwischen 10² und 5·10⁴ Bq·kg⁻¹. Ein generell abnehmender Trend zwischen 1986 und 1991 ist zu erkennen.

In eigenen Untersuchungen im Auftrag der OÖ Landesregierung wurden Kontaminationen in ähnlicher Größenordnung gefunden (GTI, 1996a) (siehe auch Abb. D.3.1.1), für Rostaschen lagen die ¹³⁷Cs-Werte zwischen 1100 und 3400 Bq·kg⁻¹ und für Flugaschen zwischen 1500 und 3500 Bq·kg⁻¹. Die Kontaminationswerte der Flugaschen waren im Unterschied zu den schwedischen Ergebnissen (RAVILA et al., 1992) mehrheitlich höher (12 von 15 untersuchten Proben) als die der Rostaschen. Eine mögliche Erklärung dafür ist, daß die Probenahme nur einmal erfolgte und die Meßprobe nicht eine Mischung aus einem größeren Zeitraum war.

D.2.3.2 ¹³⁷Cs in Kompost

Es gibt nur wenige publizierte ¹³⁷Cs-Werte von Kompost. (VIERTEL et al., 1994) geben für die spezifische Aktivität von Kompost aus Kompostierungsanlagen für 1993 einen Medianwert von 76 Bq·kg⁻¹ TM für Gebiete der BRD südlich/östlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel und einen Medianwert von 20 Bq·kg⁻¹ TM nördlich/westlich davon. Die Autoren geben an, daß die Belastung des Komposts etwa der Belastung des Bodens nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl entspricht, der spatentief umgegraben wurde.

Messungen der Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung (BALU, 1995) ergaben an 5 Stellen in Österreich spezifische Aktivitäten für ¹³⁷Cs zwischen 20 und 235 Bq·kg⁻¹ TM.

In Messungen des Amtes der OÖ Landesregierung und in eigenen Messungen wurden für Kompost aus Kompostierungsanlagen für Gebiete in Oberösterreich ¹³⁷Cs-Werte zwischen 70 und 380 Bq·kg⁻¹ TM gefunden (siehe Tabelle „Radioaktivität (Analysewerte) von Kompost - Oberösterreich“, Anlage D 7).

D.2.3.3 Gesetzliche Regelungen für die Aufbringung von Kompost auf Böden

Nur in zwei Bundesländern in Österreich gibt es Verordnungen über die Begrenzung von ¹³⁷Cs-Gehalten in Komposten, die auf landwirtschaftliche Flächen aufgebracht werden sollen. Der Grenzwert beträgt 7.400 Bq·kg⁻¹ TS (AMT d. NÖ Landesregierung, 1994, AMT d. Steirischen Landesregierung, 1987).

D.2.3.4 ¹³⁷Cs in Gülle

Über ¹³⁷Cs-Gehalte von Gülle und anderen Wirtschaftsdüngern konnte keine Literatur gefunden werden. Zahlenangaben finden sich lediglich in den Untersuchungen des Amts für Agrarbiologie, OÖ (AICHBERGER, 1995). Der Autor fand eine äußerst geringe ¹³⁷Cs-Aktivität in Rindergülle in der Größenordnung von 0,5 bis 10 Bq·kg⁻¹ Originalsubstanz.

D.2.3.5 Gesetzliche Regelungen für die Aufbringung von Holzasche auf Ackerboden

(OHNO, 1994) erwähnt eine gesetzliche Regelung für die Aufbringung von Holzasche auf Ackerboden im Staat Maine, USA, in der Größenordnung von 3 g Holzasche (gemessen als Calciumcarbonatäquivalent) pro kg Erde.

D.2.3.6 Versuche zur Aufbringung von Holzasche auf Böden

In einem Laborversuch (OHNO et al., 1994) wurden sechs unterschiedliche Bodenproben mit Holzasche in einer Menge von 3 g bis 9 g Calciumcarbonatequivalent pro kg Boden versetzt und 72 Wochen inkubiert. Die ¹³⁷Cs-Aktivität der gesamten Probe wurde zunächst bestimmt und dann die Probe mit 1N NH₄OAc zur Gewinnung der löslichen K- und Cs-Salze extrahiert (Standardmethode zur Bestimmung von Pflanzen-verfügbarem K im Boden). Aus einem organischen Boden (30% organischer Anteil) konnten mit dieser Methode 0,9% Cs-Salze extrahiert werden, aus mineralischen Böden (ca 5% organischer Anteil) durchschnittlich 4,8 %. Es war kein signifikanter Unterschied in der Löslichkeit der Salze zwischen einem unbehandelten Boden und einem Boden mit 3 bzw. 9 g Aschezusatz. Die Autoren streichen heraus, daß die Aufbringung von Holzasche in der angegebenen Menge von 3 g je kg Erde den ¹³⁷Cs-Gehalt des Bodens nicht signifikant beeinflusst. Eine Aufbringung von Asche über mehrere Jahre wird jedoch aufgrund des pH-Werts der Asche (basisch) nicht möglich sein.

D.2.3.7 Strahlenbelastung beim Arbeiten mit Holzasche

(RAVILA et al., 1994) geben für die Arbeiter auf einer Holzasche-Deponie aus Biomassekraftwerken in Schweden unter den gegenwärtigen Bedingungen eine akkumulierte Dosis von 3 mSv bis max. 50 mSv für den Zeitraum von 50 Jahren nach 1991 an. Die durchschnittliche jährliche Dosis aufgrund von Umweltradioaktivität beträgt 2 mSv, die zusätzliche Belastung kann daher als gering angesehen werden.

D.2.3.8 Transferfaktoren

Eine finnische Arbeit berichtet über die Transferfaktoren von ¹³⁷Cs zwischen Torf bzw. Komposterde und Pflanzen in einem Glashausexperiment (MALM et al., 1991). Der verwendete Torf stammte von 1986 aus einem Gebiet in Südfinnland mit der größten Kontamination nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl. Der Kompost wurde aus Blättern (aus einem Gebiet in Südfinnland) des Herbsts 1985, im Mai 1986 zusammengereicht, hergestellt. Beide Ausgangssubstrate sind daher stark ¹³⁷Cs-kontaminiert. Die auf diesen Böden gezogenen Pflanzen waren ebenfalls stark kontaminiert, wobei die Pflanzen, die auf Torf gewachsen waren fast eine Zehnerpotenz stärkere spezifische Aktivitäten aufwiesen als diejenigen, die auf Komposterde gezogen worden waren, mit der einzigen Ausnahme bei Tomaten. Die daraus errechneten Transferfaktoren sind in untenstehender Tab. D. verzeichnet.

Tab. D.4.2.3.1: Transferfaktoren nach Torf- und Kompostdüngung

(Anmerkung: Alle Zahlenangaben beziehen sich Trockenmasse (TM))

Literaturstelle	Substrat	Frucht	T _f
MALM (1991)	Torf	Gurke	1,2 ± <0,01
	Torf	Tomate	0,82 ± 0,02

Literaturstelle	Substrat	Frucht	T _f
	Torf	Radieschen	0,76 ± 0,02
	Torf	Salat	1,7 ± 0,1
	Komposterde	Gurke	0,06 ± 0,01
	Komposterde	Tomate	0,39 ¹
	Komposterde	Radieschen	0,036 ± 0,005
	Komposterde	Salat	0,19 ± 0,03

¹nur ein Wert

Die Transferfaktoren in obenstehender Tabelle sind für Pflanzen aus Komposterde vergleichbar mit denen aus Tab. D.2.2.4.1 bzw. Tab. D.2.2.4.2 (Erde bzw. Klärschlammzusatz). Die Transferfaktoren für Pflanzen aus Torf sind deutlich darüber, ein Ergebnis, das aufgrund des hohen Gehalts an organischer Substanz und des niedrigen pH-Werts von Torf zu erwarten ist.

D.3 AUSWERTUNG DER MESSDATEN

In einem zweiten Teil dieser Studie sollte der Einfluß der ¹³⁷Cs-Boden-Kontaminationen auf Vegetation (Holz, Kompost) und Klärschlamm untersucht werden. Es sollte ferner versucht werden, Korrelationen zwischen den ¹³⁷Cs-Kontaminationen von Holz (bzw. Holzaschen) und Kompost bzw. Holz und Klärschlämmen oder Kompost und Klärschlämmen herzustellen.

D.3.1 Untersuchungen an Aschen und Holzproben

Im Frühjahr 1996 wurden Rost-, Flugaschen und Hackschnitzel von Hackguttheisanlagen sowie Baumstämme an 18 Standorten in OÖ beprobt (GTI, 1996b).

Im Labor wurden die Hackschnitzelproben unter kontrollierten Bedingungen verascht (Verfahrensanleitung siehe: Anlage). Die Baumstammproben wurden zur Abgrenzung der ¹³⁷Cs-Kontamination durch den Reaktorunfall von Tschernobyl in zwei Teilproben aufgeteilt: mit einer Handfräse wurden die äußeren 10 Jahresringe zunächst abgehoben (nach Tschernobyl) und danach der restliche Baumstamm gehobelt (vor Tschernobyl). Die so erhaltenen Hobelspäne wurden wie oben unter kontrollierten Bedingungen verascht. Sämtliche Aschen wurden gammaspektrometrisch analysiert (GTI, 1996c, 1996b). Die Einzelergebnisse sind in den Anlagen D 5 und D 6 aufgelistet. Die ¹³⁷Cs-Werte aller Proben liegen praktisch ausnahmslos unter dem einzigen durch eine Verordnung geregelten Grenzwert für ¹³⁷Cs-Belastungen (7400 Bq·kg⁻¹) für Kompost bzw. Klärschlamm der auf Ackerland aufgebracht werden soll. (AMT d. NÖ Landesregierung, 1994, AMT d. St. Landesregierung 1987).

Die Abb. D.3.1.1.1 zeigt die Ergebnisse der Messungen. Die Grafik zeigt deutlich, daß ¹³⁷Cs in den Flugaschen üblicherweise angereichert wird (Ausnahmen Proben 40621 und 41202). Im Labor veraschte Hackschnitzel zeigen ¹³⁷Cs-Gehalte, die eher im Bereich der Flugaschen liegen.

Die ¹³⁷Cs-Werte der veraschten Baumstammproben zeigen für den Zeitraum nach Tschernobyl (äußere 10 Jahresringe) mit einer Ausnahme (41409) deutlich höhere Werte (ca. Faktor 2) als für den Zeitraum vor Tschernobyl (innere Jahresringe). Stellt man die Meßergebnisse als Boxplots dar, so erkennt man, daß die geringste Variation der Meßwerte bei Hackschnitzelveraschungen auftreten. Die Mittelwerte liegen bei Flugaschen und Hackschnitzelaschen etwa gleich hoch, alle anderen Mittelwerte liegen unter diesen.

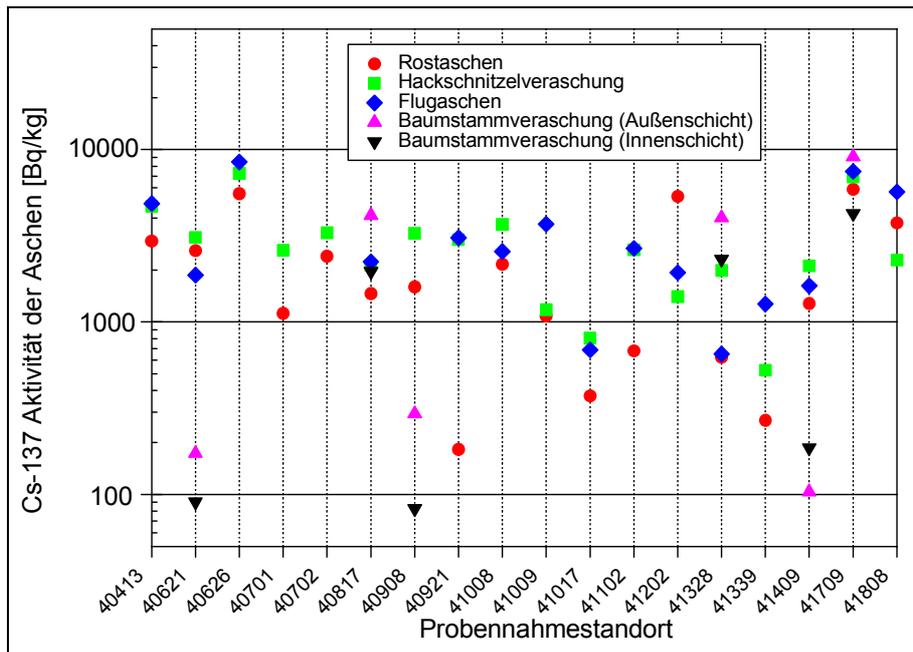


Abb. D.3.1.1: Spezifische ¹³⁷Cs-Aktivitäten von Rostaschen, Flugaschen, Aschen von Hackschnitzel und Baumstämmen (Innen- und Außenschicht ↔ vor und nach Tschernobyl)

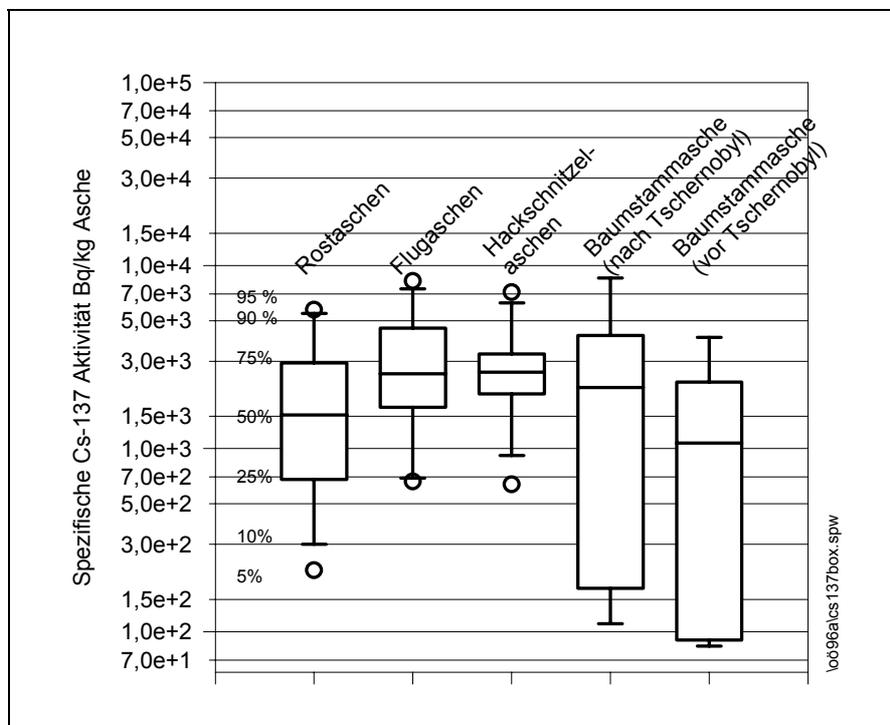


Abb. D.3.1.2: ¹³⁷Cs-Aktivitäten in Aschen verschiedener Ausgangsmaterialien

D.3.2 Untersuchungen an Kompostproben

Im Amt der OÖ Landesregierung wurden die spezifischen ¹³⁷Cs-Aktivitäten von 20 Kompostproben unterschiedlicher Herkunft (Grasschnitt, Mist, Biotonne) bestimmt. Im ÖFPZ Arsenal wurden zu Kontrollzwecken fünf obiger Proben als Trockensubstanz gemessen. Die Ergebnisse sind in der Anlage aufgelistet. Die Messungen weichen in einem Fall signifikant von einander ab (21/96). Ursachen dafür sind vermutlich Inhomogenitäten innerhalb des Probenmaterials und unterschiedliche Feuchtigkeitsgehalte. Im Amt der OÖ Landesregierung wurden die Originalproben in Marinellibechern gemessen, im ÖFPZ Arsenal die getrockneten Proben in PS-Petrischalen (70 ml).

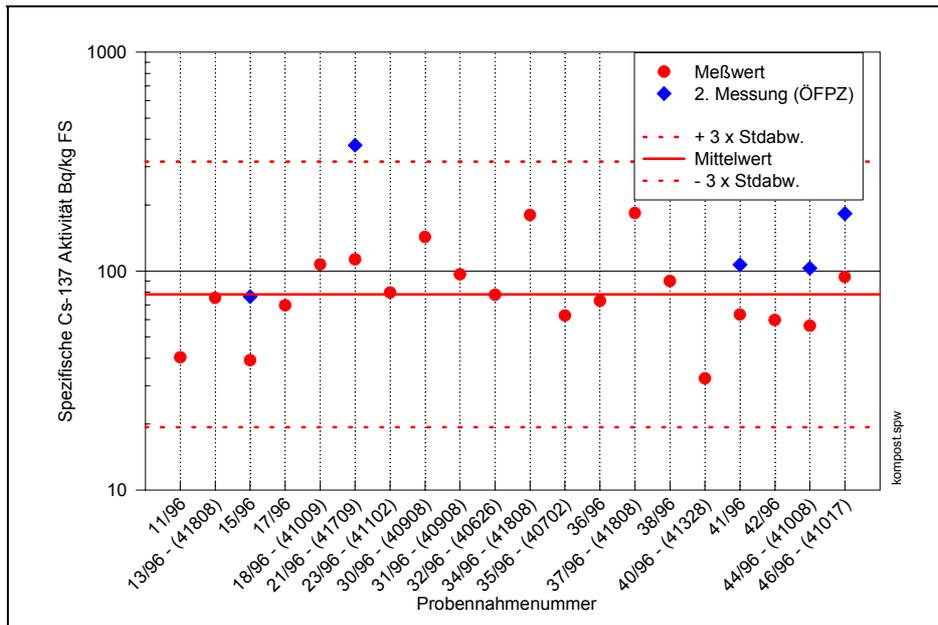
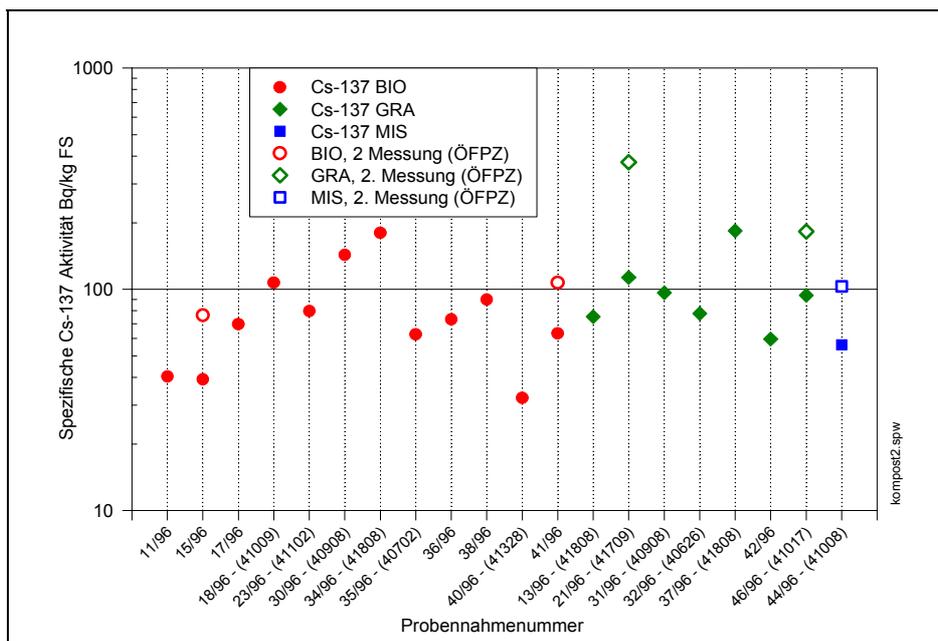


Abb. D.3.2.1: ¹³⁷Cs-Aktivität von Kompostproben



Wie obige Abbildungen zeigen, ist die spezifische ^{137}Cs -Aktivität von Komposten in Oberösterreich gering. Deutlich zu erkennen ist, daß die ^{137}Cs -Kontamination von Biotonnenkompost etwas geringer als die von Graskompost ist. Für Mistkompost ist die Anzahl der Proben (1) zu gering, um konkrete Aussagen machen zu können.

D.3.3 Korrelationen der ^{137}Cs -Aktivitäten von Holzaschen, Klärschlämmen und Komposten

Ein Ziel dieses Projekts war es, die Korrelation zwischen den einzelnen biogenen Reststoffen zu untersuchen, zwischen Aschen und Komposten, bzw. zwischen Aschen, Komposten und Klärschlämmen.

Da zum derzeitigen Zeitpunkt nur wenig Analysendaten neueren Datums von Klärschlämmen im oberösterreichischen Raum vorhanden sind (nur von Lambach und Bad Ischl), ist ein Versuch der Korrelation derzeit nicht sinnvoll.

Für einen ersten Versuch einer Korrelation zwischen Aschen und Komposten ist ausreichendes Analysenmaterial vorhanden (je 20 Proben). Da die Probennahmen für Aschen bzw. Komposte nicht an übereinstimmenden Standorten erfolgte, wurden, um eine gebietsmäßige Zuordnung treffen zu können, die jeweiligen Probennahmeorte in eine Landkarte von Oberösterreich eingetragen (siehe Abb. D.3.3.1), wobei "•" einen Probennahmeort von Holzaschen, Hackschnitzel bzw. Baumstamm kennzeichnet und "X" einen Probennahmeort von Kompost.

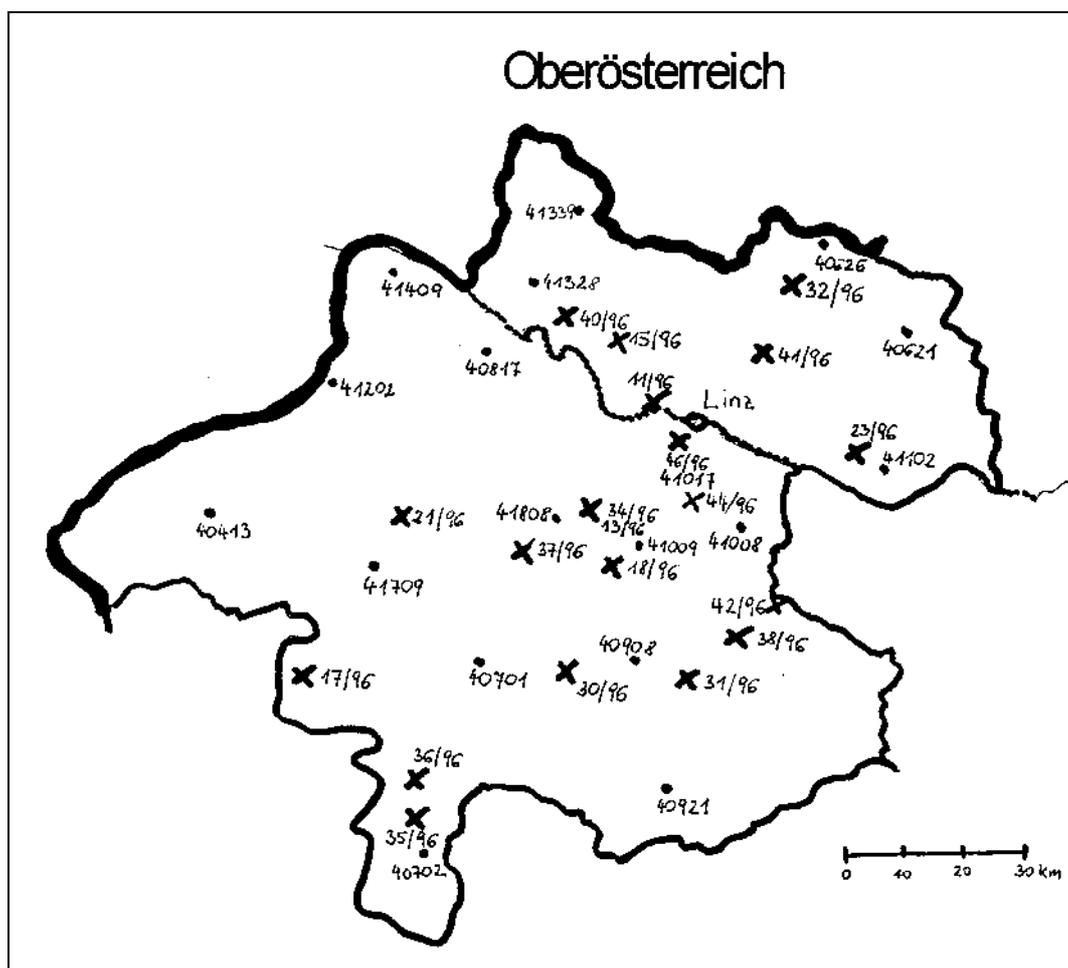


Abb. D.3.3.1: Probennahmestandorte von Aschen und Komposten

Für die Zuordnung der Probenahmeorte von Aschen bzw. Komposten wurde nun ein Umkreis von etwa 10 km zugelassen. Die Zuordnungen sind aus der Tabelle „Radioaktivität von Kompost - Oberösterreich“ zu entnehmen, wobei neben der Probennummer für Kompost (z.B. 13/96) die Probennummer für Asche (z.B. 41808) angeführt ist.

Trägt man nun die zugeordneten spezifischen Aktivitäten der einzelnen Aschen gegen die Komposte auf, so erhält man folgende Grafik Abb. D..

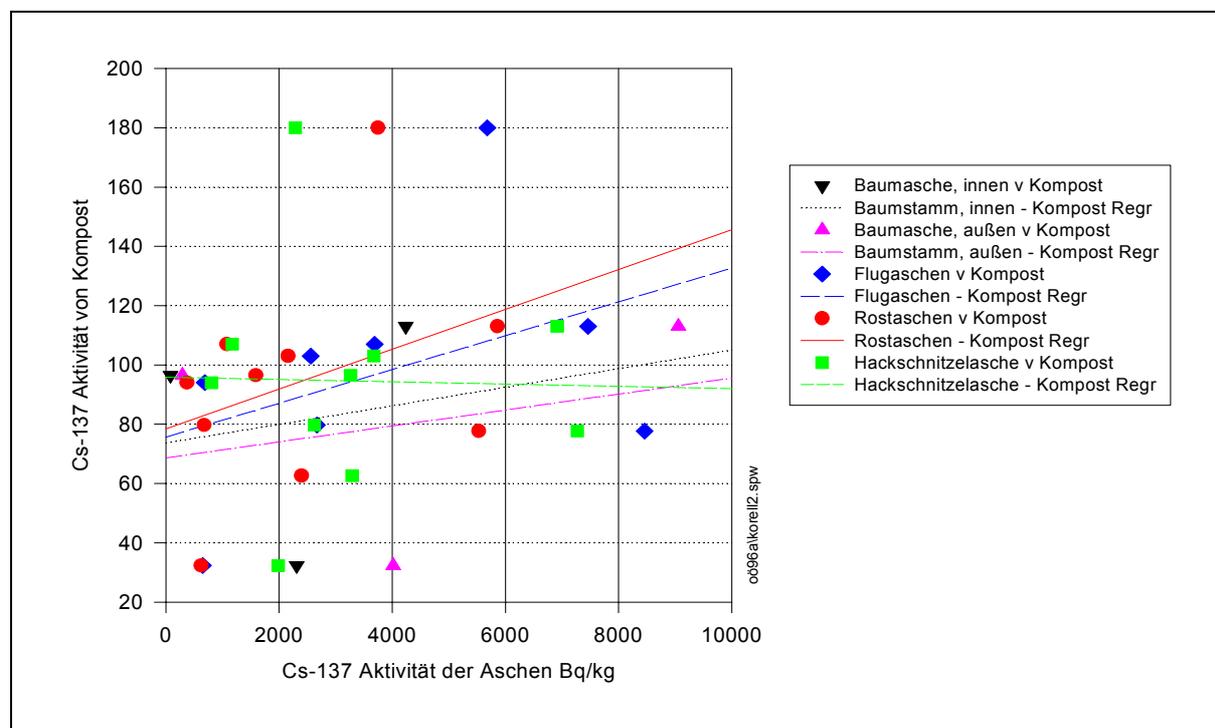


Abb. D.3.3.3: Korrelation der spezifischen ^{137}Cs -Aktivitäten

Die nach SACHS (1988) errechneten Korrelationskoeffizienten sind in Tabelle D.3.3.1 zusammengefaßt. Die für eine Probenanzahl n und eine gewählte Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% in SACHS (1988) angeführten kritischen r -Werte bei einseitiger Fragestellung sind in Tab. D.3.3.1. ebenfalls angeführt. Die Korrelationsanalyse zeigt eindeutig, daß zwischen Aschen- und Kompostproben in Bezug auf die ^{137}Cs -Aktivitäten kein statistisch signifikanter Zusammenhang besteht.

Tab. D.3.3.1: Korrelationskoeffizienten von Aschen mit Komposten
(n = Anzahl der Beobachtungen)

	n	r	$r_{\alpha(0,05)}$
Rostasche / Kompost	10	0,346	0,576
Flugasche / Kompost	8	0,400	0,632
Hackschnitzel / Kompost	10	0,022	0,576
Baumstamm, außen / Kompost	3	0,277	0,878
Baumstamm, innen / Kompost	3	0,152	0,878

D.4 RADIOÖKOLOGISCHE RECHENMODELLE ZUR DOSISABSCHÄTZUNG

D.4.1 Lineares Gleichgewichts-Transfermodell

D.4.1.1 Abschätzung der Effektivdosis durch Ingestion

Gemäß den derzeit anerkannten internationalen grundlegenden Strahlenschutzstandards beträgt der Grenzwert der jährlichen zusätzlichen Effektivdosis für die Bevölkerung 1 mSv (IAEA, 1996, S. 92ff).

Wird ein statisches Gleichgewichtsmodell für den Transfer des ^{137}Cs aus dem Boden über die Nahrungskette zum Menschen entsprechend ICRP-, FAO-, WHO-, ILO- und IAEA-Richtlinien zugrundegelegt, so errechnet sich die jährliche zusätzliche Effektivdosis $E^{137}_{\text{Cs,ing}}$ (Sv) einer Person mit dem Lebensalter g (a) bei gleichmäßiger Ingestion von ^{137}Cs -belasteten Lebensmitteln aus dem Ingestionsdosisfaktor $e(g)_{137\text{Cs,ing}}$ ($\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$) und der jährlichen Aktivitätsaufnahme über Ingestion $I_{137\text{Cs,ing}}$ (Bq) zu (IAEA, 1996, S. 93):

$$\text{Glg. 4.1.1: } E_{\text{Cs-137,ing}} = e(g)_{\text{Cs-137,ing}} I_{\text{Cs-137,ing}}$$

wobei $e(>17a)_{137\text{Cs,ing}} = 1,3 \cdot 10^{-8} \text{ Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$ (IAEA, 1996, S. 181).

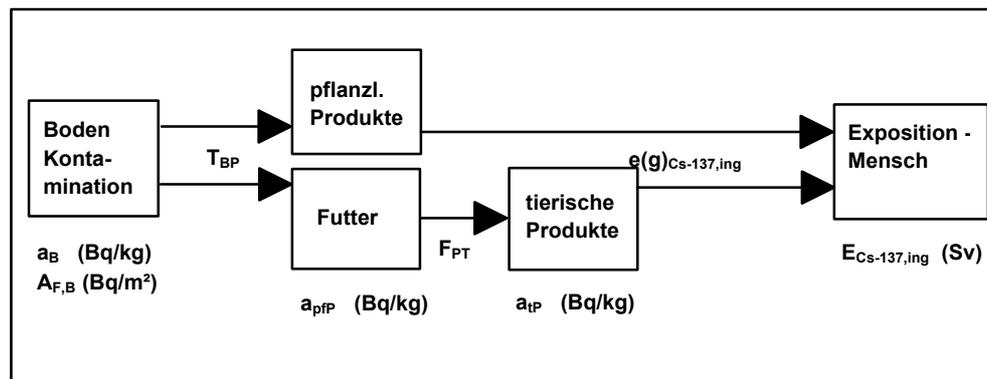


Abb. D.4.1.1: Lineares Gleichgewichts-Transfermodell (schematisch) zur Ermittlung der Strahlenexposition durch ^{137}Cs -Kontamination (Boden \rightarrow Nahrungskette)

In Abb. D.4.1.1 ist das hier zugrundegelegte statische Transfermodell schematisch dargestellt. Der durchschnittliche Jahresverzehr eines Erwachsenen an einzelnen Lebensmittelkategorien ist in Abb. D.4.1.2. gezeigt. Das volkswirtschaftliche Gewicht der Lebensmittelproduktion ist durch die jährliche Wertschöpfung aus der Erzeugung einzelner Lebensmittelkategorien am Beispiel des Landes Oberösterreich zu erkennen (Abb. D.4.1.3.)

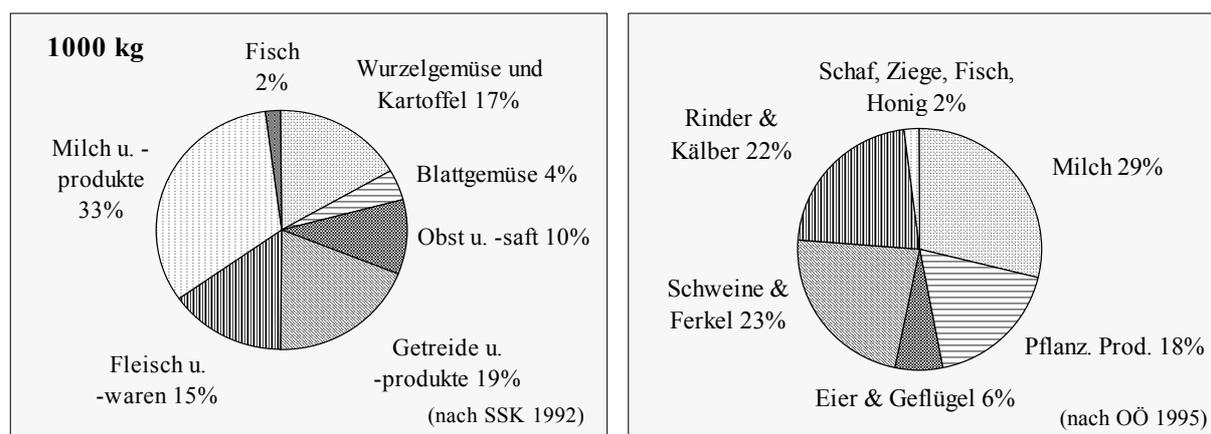


Abb. D.4.1.3: Durchschnittlicher Jahresverzehr an Lebensmitteln bei Erwachsener
Abb. D.4.1.2: Wertschöpfung aus landwirtschaftlichen Endproduktion in OÖ, 1994

Ermittlung der Exposition durch ^{137}Cs -Transfer in pflanzliche Lebensmittel:

Glg. 4.1.2:

$$E_{\text{Cs-137,ing}} = e(g)_{\text{Cs-137,ing}} I_{\text{Cs-137,ing}}$$

$$I_{\text{Cs-137,ing}} = m_v a_{\text{pfP}}$$

$$a_{\text{pfP}} = \frac{m_{\text{P,T}}}{m_{\text{P,F}}} T_{\text{BP}} a_{\text{B}}$$

$E_{^{137}\text{Cs,ing}}$	Effektivdosis durch Ingestion ^{137}Cs -belasteter Lebensmittel (mSv)
$e(g)_{^{137}\text{Cs,ing}}$	Dosisfaktor für die Ingestion ^{137}Cs -belasteter Lebensmittel einer Person mit dem Alter g ($\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$)
$I_{^{137}\text{Cs,ing}}$	Aktivitätsaufnahme ^{137}Cs über Ingestion (Bq)
M_v	verzehrte Lebensmittel-Frischmasse (kg)
a_{pfP}	frischmassenbezogene Aktivität des pflanzlichen Lebensmittels ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ FM}$)
$m_{\text{P,T}} / m_{\text{P,F}}$	Quotient Trockenmasse zu Frischmasse des pflanzl. Lebensm. ($\text{kg}_{\text{TM}}/\text{kg}_{\text{FM}}$)
T_{BP}	Transferfaktor trockenmassenbezogene Pflanzenaktivität zu trockenmassenbezogene Bodenaktivität (1)
a_{B}	trockenmassenbezogene Aktivität des Bodens ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ TM}$)

Ermittlung der Exposition durch ^{137}Cs -Transfer in tierische Lebensmittel:

Glg. 4.1.3:

$$E_{\text{Cs-137,ing}} = e(g)_{\text{Cs-137,ing}} I_{\text{Cs-137,ing}}$$

$$I_{\text{Cs-137,ing}} = m_v a_{\text{tP}}$$

$$a_{\text{tP}} = m_{\text{T,v}} F_{\text{PT}} a_{\text{pfP}}$$

$$a_{\text{pfP}} = \frac{m_{\text{P,T}}}{m_{\text{P,F}}} T_{\text{BP}} a_{\text{B}}$$

$E_{^{137}\text{Cs,ing}}$	Effektivdosis durch Ingestion ^{137}Cs -belasteter Lebensmittel (mSv)
$e(g)_{^{137}\text{Cs,ing}}$..	Dosisfaktor für die Ingestion ^{137}Cs -belasteter Lebensmittel einer Person mit dem Alter g (Sv/Bq)
$I_{^{137}\text{Cs,ing}}$	Aktivitätsaufnahme ^{137}Cs über Ingestion (Bq)
m_v	verzehrte Lebensmittel-Frischmasse (kg)

- a_{tP} frischmassenspezifische Aktivität des tierischen Lebensmittels (Bq/kg_{FM})
 $m_{T,V}$ täglich verzehrte Futtermittel-Frischmasse (kg/d)
 F_{PT} Transferkoeffizient frischmassenspezifische Aktivität im tierischen Lebensmittel zu täglicher ¹³⁷Cs-Aktivitätsaufnahme (Bq/kg / Bq/d)
 a_{pP} frischmassenspezifische Aktivität des pflanzlichen Futtermittels (Bq/kg_{FM})
 $m_{P,T} / m_{P,F}$... Quotient Trockenmasse zu Frischmasse des pflanzl. Futterm. (kg_{TM}/kg_{FM})
 T_{BP} Transferfaktor trockenmassenbezogene Pflanzenaktivität zu trockenmassenbezogene Bodenaktivität (1)
 a_B trockenmassenbezogene Aktivität des Bodens (Bq/kg_{TM})

Als Zeitraum für die so ermittelte Folge-Effektivdosis kann bei gleichmäßiger Aktivitätsaufnahme ein Jahr betrachtet werden. Dieser Berechnungszeitraum ist auch im Hinblick auf den Vergleich mit dem Jahresgrenzwert von 1 mSv notwendig.

Ermittlung der ¹³⁷Cs-Bodenbelastung nach Klärschlammaufbringung:

Glg. D.4.1.4:

$$a_{B0} = \frac{A_{F,B0}}{D \cdot s}$$

$$a_B = f_{KS} a_{KS} + f_B a_{B0} \quad \text{mit} \quad f_B = \frac{m_B}{m_B - m_{KS}} \quad \text{und} \quad f_{KS} = \frac{m_{KS}}{m_B - m_{KS}}$$

$$a_{B,na} = f_B^n a_{B0} + f_{KS} a_{KS} \sum_{i=0}^{n-1} f^i$$

- a_{B0} ¹³⁷Cs-Aktivität (TS) des Bodens vor der ersten Klärschlammausbringung (Bq/kg_{TM})
 a_B ¹³⁷Cs-Aktivität (TS) des Bodens nach der ersten Klärschlammausbringung (Bq/kg_{TM})
 $a_{B,na}$ ¹³⁷Cs-Aktivität des Bodens (TS) nach der n. Klärschlammausbringung (Bq/kg_{TM})
 $A_{F,B0}$ flächenspezifische ¹³⁷Cs-Aktivität des Bodens vor der ersten Klärschlammgabe (Bq·m⁻²)
 D Bodendichte (1400 kg·m⁻³)
 s betrachtete Bodenschichtdicke (0,2 m)
 f_B, f_{KS} ... Massenfraktion des ursprünglichen Bodens und des Klärschlammes nach der Klärschlammausbringung

In Tab. D.4.1.1 sind die Ergebnisse der nach Glg. D.4.1.4 ermittelten ¹³⁷Cs-Bodenaktivitäten zusammengestellt. Bei einmal jährlicher Klärschlammaufbringung mit einer Ausbringungsmenge von 2,5 t TM je ha und einer ¹³⁷Cs-Kontamination des Klärschlammes von 7500 Bq·kg⁻¹ TM und einer ursprünglichen Bodenaktivität von 60000 Bq·m⁻² steigt nach 10 Jahren die massenspezifische ¹³⁷Cs-Aktivität des Bodens von 214 Bq·kg⁻¹ TM (vor der ersten Klärschlammaufbringung) auf 279 Bq·kg⁻¹ TM. Ohne Klärschlammaufbringung beträgt die Bodenkontamination bei 21000 Bq·m⁻² rund 75 Bq·m⁻² und steigt nach 10 Jahren auf etwa 141 Bq·kg⁻¹ an.

Der radioaktive Zerfall von ¹³⁷Cs und die Reduktion durch Auswaschung im Boden wurde vernachlässigt, da hier eine Abschätzung der oberen Grenze des möglichen Dosisbeitrags ('konservative Abschätzung') erfolgen soll. Darüber hinaus sind gegenüber den großen Unsicherheiten der eingesetzten Werte für die Modellparameter die hauptsächlichen Reduktionsbeiträge (Zerfall, Auswaschung) vernachlässigbar gering.

Tab. D.4.1.1: ¹³⁷Cs-Kontamination des Bodens nach Klärschlammaufbringung

Cs-137										1. Jahr		10. Jahr	
a _{KS}	m _{F,KS}	m _{F,KS}	A _{F,B0}	D	s	m _{F,B}	a _{B0}	f _{KS}	f _B	a _B	Δa _B	a _{B,10a}	Δa _{B,10a}
Bq/kg _{TM}	t/ha	kg/m ²	Bq/m ²	kg/m ³	m	kg/m ²	Bq/kg _{TM}			Bq/kg _{TM}	%	Bq/kg _{TM}	%
0	0	0	10000	1400	0,2	280	36	0,000	1,000	36	0,0%		
0	0	0	21000	1400	0,2	280	75	0,000	1,000	75	0,0%		
0	0	0	60000	1400	0,2	280	214	0,000	1,000	214	0,0%		
1000	2,5	0,25	10000	1400	0,2	280	36	0,001	0,999	37	2,4%	44	24%
1000	2,5	0,25	21000	1400	0,2	280	75	0,001	0,999	76	1,1%	83	11%
1000	2,5	0,25	60000	1400	0,2	280	214	0,001	0,999	215	0,3%	221	3%
5000	2,5	0,25	10000	1400	0,2	280	36	0,001	0,999	40	12%	80	123%
5000	2,5	0,25	21000	1400	0,2	280	75	0,001	0,999	79	6%	119	58%
5000	2,5	0,25	60000	1400	0,2	280	214	0,001	0,999	219	2%	257	20%
7500	2,5	0,25	10000	1400	0,2	280	36	0,001	0,999	42	19%	102	186%
7500	2,5	0,25	21000	1400	0,2	280	75	0,001	0,999	82	9%	141	88%
7500	2,5	0,25	60000	1400	0,2	280	214	0,001	0,999	221	3%	279	30%
15000	2,5	0,25	10000	1400	0,2	280	36	0,001	0,999	49	37%	169	372%
15000	2,5	0,25	21000	1400	0,2	280	75	0,001	0,999	88	18%	208	177%
15000	2,5	0,25	60000	1400	0,2	280	214	0,001	0,999	227	6%	346	61%
55000	2,5	0,25	10000	1400	0,2	280	36	0,001	0,999	526	1374%	4922	13682%
55000	2,5	0,25	21000	1400	0,2	280	75	0,001	0,999	566	654%	4961	6515%
55000	2,5	0,25	60000	1400	0,2	280	214	0,001	0,999	705	229%	5099	2280%

(alle Massen: Trockensubstanz)

In der Tab. D.4.1.2 ist die Folge-Effektivdosis für einen einjährigen Betrachtungszeitraum für einzelne Nahrungsmittelgruppen und unterschiedliche Bodenkontaminationen nach Glg. 4.1.2 und Glg. 4.1.3 berechnet.

Dabei wurden für die Faktoren für den ¹³⁷Cs-Transfer vom Boden in die Pflanze obere Grenzwerte angenommen um a) eine konservative Abschätzung der Effektivdosis sicherzustellen, b) die intensiv landwirtschaftlich genutzten oberösterreichischen Böden durchschnittlich als kalkarm-sandig zu bewerten sind (OÖ, 1993) und c) entsprechend der ausgewerteten Literatur die Beimengung von Klärschlamm in den Boden eine Erhöhung von max. 40 % des Transfers bewirken kann.

Die Dosisfaktoren wurden aus IAEA (1996), die Verzehrsmengen aus SSK (1992) - modifiziert auf aktuelle österreichische Verhältnisse mit BMLF (1997) und OÖ (1997) - entnommen. Sämtliche anderen Faktoren (Transferfaktoren, Transferkoeffizienten, Futtermittelverzehr, etc.) stammen aus IAEA (1994).

Eine Ausbringung von Klärschlamm auf Grünland (Weide) wurde aus hygienischen und landwirtschaftlichen Überlegungen bei der Dosisabschätzung nicht in Betracht gezogen. Daher wird der Expositionspfad Weide-Milch/Milchprodukte hier vollkommen außer acht gelassen.

Tab. D.4.1.2: Ermittlung der Folge-Effektivdosis nach Ingestion ¹³⁷Cs-belasteter Nahrungsmittel für ausgewählte Bodenkontaminationswerte.

Cs-137	a _B (TM) Bq/kg _{TM}	T _{BP} 1	a _{IP, TM} Bq/kg _{TM}	m _{P, TM} /m _{P, FM} 1	a _{IP} Bq/kg _{FM}	F _{PT} d/kg	m _{Tv} kg/d	a _{IP} Bq/kg	m _v kg/a	I _{Cs-137, ing} Bq/a	e(>17a) _{Cs-137, ing} Sv/Bq	E _{Cs-137, ing} mSv/a
LEBENSMITTEL												
Getreide	75	0,026	1,95	0,86	1,7				190	319	9,60E-09	0,003
Wurzelgem. & Kartoffel	75	0,27	20,25	0,21	4,3				170	723	9,60E-09	0,007
Blattgemüse	75	0,46	34,5	0,08	2,8				40	110	9,60E-09	0,001
Schweinefleisch	75	0,29	21,75	0,31	6,7	0,24	2,4	3,9	90	350	9,60E-09	0,003
Rindfleisch	75	0,29	21,75	0,31	6,7	0,05	7,2	2,4	30	73	9,60E-09	0,001
Hühnerfleisch	75	0,29	21,75	0,31	6,7	10	0,07	4,7	20	94	9,60E-09	0,001
Eier	75	0,29	21,75	0,31	6,7	0,4	0,07	0,2	30	6	9,60E-09	0,000
SUMME									570			0,016
Getreide	82	0,026	2,132	0,86	1,8				190	348	9,60E-09	0,003
Wurzelgem. & Kartoffel	82	0,27	22,14	0,21	4,6				170	790	9,60E-09	0,008
Blattgemüse	82	0,46	37,72	0,08	3,0				40	121	9,60E-09	0,001
Schweinefleisch	82	0,29	23,78	0,31	7,4	0,24	2,4	4,2	90	382	9,60E-09	0,004
Rindfleisch	82	0,29	23,78	0,31	7,4	0,05	7,2	2,7	30	80	9,60E-09	0,001
Hühnerfleisch	82	0,29	23,78	0,31	7,4	10	0,07	5,2	20	103	9,60E-09	0,001
Eier	82	0,29	23,78	0,31	7,4	0,4	0,07	0,2	30	6	9,60E-09	0,000
SUMME									570			0,018
Getreide	221	0,026	5,746	0,86	4,9				190	939	9,60E-09	0,009
Wurzelgem. & Kartoffel	221	0,27	59,67	0,21	12,5				170	2130	9,60E-09	0,020
Blattgemüse	221	0,46	101,66	0,08	8,1				40	325	9,60E-09	0,003
Schweinefleisch	221	0,29	64,09	0,31	19,9	0,24	2,4	11,4	90	1030	9,60E-09	0,010
Rindfleisch	221	0,29	64,09	0,31	19,9	0,05	7,2	7,2	30	215	9,60E-09	0,002
Hühnerfleisch	221	0,29	64,09	0,31	19,9	10	0,07	13,9	20	278	9,60E-09	0,003
Eier	221	0,29	64,09	0,31	19,9	0,4	0,07	0,6	30	17	9,60E-09	0,000
SUMME									570			0,047
Getreide	279	0,026	7,254	0,86	6,2				190	1185	9,60E-09	0,011
Wurzelgem. & Kartoffel	279	0,27	75,33	0,21	15,8				170	2689	9,60E-09	0,026
Blattgemüse	279	0,46	128,34	0,08	10,3				40	411	9,60E-09	0,004
Schweinefleisch	279	0,29	80,91	0,31	25,1	0,24	2,4	14,4	90	1300	9,60E-09	0,012
Rindfleisch	279	0,29	80,91	0,31	25,1	0,05	7,2	9,0	30	271	9,60E-09	0,003
Hühnerfleisch	279	0,29	80,91	0,31	25,1	10	0,07	17,6	20	351	9,60E-09	0,003
Eier	279	0,29	80,91	0,31	25,1	0,4	0,07	0,7	30	21	9,60E-09	0,000
SUMME									570			0,060
Getreide	5000	0,026	130	0,86	111,8				190	21242	9,60E-09	0,204
Wurzelgem. & Kartoffel	5000	0,27	1350	0,21	283,5				170	48195	9,60E-09	0,463
Blattgemüse	5000	0,46	2300	0,08	184,0				40	7360	9,60E-09	0,071
Schweinefleisch	5000	0,29	1450	0,31	449,5	0,24	2,4	258,9	90	23302	9,60E-09	0,224
Rindfleisch	5000	0,29	1450	0,31	449,5	0,05	7,2	161,8	30	4855	9,60E-09	0,047
Hühnerfl.	5000	0,29	1450	0,31	449,5	10	0,07	314,7	20	6293	9,60E-09	0,060
Eier	5000	0,29	1450	0,31	449,5	0,4	0,07	12,6	30	378	9,60E-09	0,004
SUMME									570			1,072

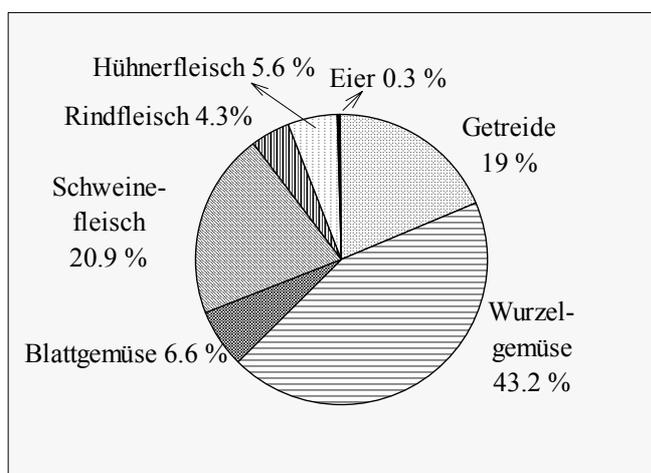
(5000 Bq/kg => 1,4 MBq/m² ~ 38 Ci/km²)

D.4.1.2 Dosisbewertung

Bei jährlicher Ausbringung (2,5 t_{TM}) von mit 7500 Bq·kg⁻¹ TM ¹³⁷Cs-belastetem Klärschlamm auf Ackerböden mit rund 21000 Bq·m⁻² ¹³⁷Cs-Basisbelastung ergibt sich eine jährliche zusätzliche Effektivdosis durch Ingestion von ca. 0,002 mSv im ersten Jahr ansteigend auf ca. 0,014 mSv im 10. Jahr.

Dieser zusätzliche Beitrag zur Effektivdosis liegt zwischen etwa **0,05 % und 0,5 %** der jährlichen durchschnittlichen natürlichen Strahlenexposition von rund 3,3 mSv·a⁻¹ in Österreich (BKA, 1997).

Erst bei einer Bodenkontamination von rund 5000 Bq·kg⁻¹ TM, was einer Klärschlammaktivität von etwa 550000 Bq·kg⁻¹ TM (Tab. D.4.1.1) entspricht, wäre der Grenzwert von 1 mSv·a⁻¹ für die Bevölkerungsexposition überschritten.



In Abb. D.4.1.4. sind die relativen Anteile einzelner Nahrungsmittelgruppen zur jährlichen Effektivdosis durch Ingestion grafisch dargestellt. Dabei wurde das lineare Modell für den ^{137}Cs -Transfer vom, mit Klärschlamm beaufschlagtem Boden in die Nahrungskette mit konservativen Transferfaktoren zugrundegelegt.

Abb. D.4.1.4: Anteile einzelner Nahrungsmittelgruppen zur jährlichen zusätzlichen Effektivdosis (Ingestion) nach Ausbringung von ^{137}Cs -belasteten Klärschlämmen auf Ackerflächen.

D.4.2 Expositionsmodell OECOSYS

Der Einfluß wiederholter Klärschlamm-Ausbringung auf die Ingestionsdosis der Bevölkerung wurde mit dem Rechenmodell OECOSYS (GERZABEK UND KUNSCH, 1990) untersucht.

D.4.2.1 Eingabeparameter - Annahmen

Folgende Parameter wurden gewählt:

- Depositionszeitpunkt: vor der Vegetationsperiode (01.01.97), anschließend homogene Verteilung der Aktivität durch Pflügung
- Nuklide: nur ^{137}Cs
- Aktivität des Klärschlammes: NÖ Grenzwert : $7400 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ TM}$ bei einer erlaubten Aufbringungsmenge von $2,5 \text{ t/ha}$ Trockensubstanz innerhalb von 24 Monaten. Dies ergibt eine zusätzliche Bodenkontamination von ca. $1000 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ($925 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$).
- Niederschlagsmenge: $4,5 \text{ mm}$
- Wachstumsbeginn und Erntezeit: nach der Klärschlammgabe
- Eine direkte Kontamination der Pflanzen wurde ausgeschlossen
- Durchwurzeltes Bodenvolumen: Pflugtiefe 25 cm
- Für Lagerzeit, Mastdauer, Fütterungspraktiken, Produktionsprozesse und alle anderen Parameter wurden die Vorgabewerte aus den Standarddateien übernommen
- Betrachteter Zeithorizont zur Dosisberechnung: 50 a
- Wiederholte Klärschlammausbringung an fünf aufeinanderfolgenden Jahren, je 1000 Bq m^{-2} .

Tab. D.4.2.1: Flächenbelegung und Aktivitätskonzentrationen in Ackerboden und Klärschlamm

	Ackerboden (0-20 cm)	Klärschlamm
Lagerungsdichte Masse in 0-20 cm	1.4 kg dm ⁻³ TS 280 kg m ⁻²	0.3 kg dm ⁻³ TS 0,125 kg m ⁻²
¹³⁷Cs-s Inventar / Konzentration	21000 Bq m ⁻² 75 Bq kg ⁻¹	1000 Bq m ⁻² 7400 Bq kg ⁻¹
	kumulativer Anteil (% Gew.) des KS am Bodenmaterial des Pflughorizontes	
Jahr 1: 1. KS-Gabe	0,05%	
Jahr 2: 2. KS-Gabe	0,09%	
Jahr 3: 3. KS-Gabe	0,13%	
Jahr 4: 4. KS-Gabe	0,18%	
Jahr 5: 5. KS-Gabe	0,22%	

D.4.2.2 Veränderung der Transferfaktoren Boden-Pflanze

Aus Literaturangaben zeigt sich, daß Klärschlammausbringung zu einer Erhöhung der Pflanzenaufnahme von ¹³⁷Cs-s führen kann (KOPP, 1989). Im folgenden wird konservativ angenommen, daß Cs im Klärschlamm um 40% höhere TF-Werte in die Pflanze aufweist als das aus dem Bodeninventar stammende Cäsium.

Tab. D.4.2.2: Transferfaktoren für einige landwirtschaftliche Produkte aus dem Programm OECOSYS und errechnete TF-Werte aus Klärschlamm (40% ige Erhöhung)

TF Substrat-Pflanze	Ackerboden (0-20 cm) (Werte aus OECOSYS)	Klärschlamm (errechnet)
TF: Mais - Korn	0,005	0,007
TF: Erdäpfel	0,005	0,007
TF: Gerste - Korn	0,02	0,028
TF: Weizen - Korn	0,01	0,014
TF: Blattgemüse	0,005	0,007
TF: Wurzelgemüse	0,008	0,011

D.4.2.3 Rechenbeispiel zur Ableitung der endgültigen TF-Werte

1. Gewichtsanteil des Klärschlammes (Gabe: 0,125 kg m⁻²) am Gesamtboden (0-20 cm): 0,05%,

TF Boden-Pflanze: 0,005; TF Boden - Klärschlamm: 0,007,

Flächenbelegung 21000 Bq m⁻², entsprechend 75 Bq kg⁻¹ TS Boden

Klärschlammgabe 1000 Bq m⁻², entsprechend 7400 Bq kg⁻¹ TS Klärschlamm

$$[99,95(\% \text{Gew. Boden}) \times 75(\text{Bq kg}^{-1}) \times 0,005 (\text{TF}) +$$

$$0,05 (\% \text{Gew. KS}) \times 7400 (\text{Bq kg}^{-1}) \times 0,007 (\text{TF erhöht})] / 100 = 0,4007 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ im Aufwuchs}$$

2. Eine einmalige KS-Ausbringung bewirkt eine Erhöhung der Cs-Konzentration im Boden von 75 auf 78,57 Bq kg⁻¹.

$$78,57 (\text{Bq kg}^{-1} \text{ Boden}) \times 0,005 (\text{TF}) = 0,393 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ im Aufwuchs}$$

Die gesamte Veränderung des TF-Wertes durch Klärschlammgabe entspricht daher im berechneten Fall einer Erhöhung um 2,0%.

Tab. D.4.2.3: Prozentwerte der errechneten TF-Werte für jährliche Klärschlammgabe und 40% Erhöhung der Cäsium-Aufnahme aus dem Klärschlamm (7400 Bq kg⁻¹ ¹³⁷Cs)

ursprüngliche Flichendeposition	21 kBq m ⁻²	60 kBq m ⁻²	10 kBq m ⁻²
ohne KS	100,0	100,0	100,0
nach 1a	102,0	100,7	104,0
nach 2 a	102,6	100,9	105,0
nach 3 a	103,1	101,1	105,8
nach 4 a	104,7	101,7	108,6
nach 5 a	105,1	101,9	109,1

Der physikalische Zerfall von ¹³⁷Cs im Boden während der 5-jährigen schrittweisen Klärschlammgabe wurde berücksichtigt. Zusätzlich wurde eingerechnet, daß es während der 5-jährigen Beaufschlagungs-Periode zu einer Auswaschung von Radiocäsium aus dem Pflughorizont kommt.

$$\lambda_{\text{Auswaschung}} = \frac{v_a}{L(1 + \frac{\rho}{\Phi} \cdot K_d)} \text{ s}^{-1}$$

Unter Annahmen von $v_a = 2 \text{ m a}^{-1} = 1,522 \times 10^{-5} \text{ cm s}^{-1}$ (Migrationsgeschwindigkeit Bodenwasser); $L = 20 \text{ cm}$ (Bodenschicht); $\rho = 1,4 \text{ g cm}^{-3}$ (Lagerungsdichte Boden); $\Phi = 20\%$ (Bodenwassergehalt); $K_d = 1000$ (K_d für Cs), ergibt das

$$\lambda_{\text{Ausw.}} = 1,522 \times 10^{-5} \text{ cm s}^{-1} / 20 \text{ cm} \times (1 + 1,4 / 0,2 \times 1000) = 1,552 \times 10^{-5} / 140020 = 1,08699 \times 10^{-10} \text{ s}^{-1}$$

Demnach nimmt die Kontamination im Oberboden während eines Jahres (31536000 Sekunden) folgendermaßen ab (phys. Zerfall + Auswaschung aus dem Pflughorizont):

$$A(t) = A_0 \times e^{-(7,276 \times E^{-10} + 1,08699 \times E^{-10}) \times 31536000} = 1 \times e^{-0,02637} = A_0 \times 0,97397 \text{ Bq m}^{-2}.$$

Die Bodendepositionswerte ab dem 2. KS-Ausbringungs-jahr aus Tab. 4 wurden mit diesem Faktor berechnet (¹³⁷Cs-Wert des Vorjahres x 0,97397 + 1000 Bq m⁻²).

Tab. D.4.2.4: Parameter für OECOSYS-Simulation bei wiederholter Klärschlammgabe

Jahr 1, Ausgangswerte vor KS - Gabe			
Flächenkontamination	21000 Bq m ⁻²	60000 Bq m ⁻²	10000 Bq m ⁻²
TF: Mais - Korn		0,005	
TF: Erdäpfel		0,005	
TF: Gerste - Korn		0,020	
TF: Weizen - Korn		0,010	
TF: Blattgemüse		0,005	
TF: Wurzelgemüse		0,008	
Jahr 1; 1. KS - Gabe 0.125 kg m ⁻² TS, 1000 Bq m ⁻²			
Flächenkontamination	22000 Bq m ⁻²	61000 Bq m ⁻²	11000 Bq m ⁻²
TF: Mais - Korn	0,0051	0,0050	0,0052
TF: Erdäpfel	0,0051	0,0050	0,0052
TF: Gerste - Korn	0,0204	0,0201	0,0208
TF: Weizen - Korn	0,0102	0,0101	0,0104
TF: Blattgemüse	0,0051	0,0050	0,0052
TF: Wurzelgemüse	0,0082	0,0081	0,0083
Jahr 2; 2. KS - Gabe 0.125 kg m ⁻² TS, 1000 Bq m ⁻²			
Flächenkontamination	22427 Bq m ⁻²	60412 Bq m ⁻²	11714 Bq m ⁻²
TF: Mais - Korn	0,0051	0,00505	0,00525
TF: Erdäpfel	0,0051	0,00505	0,00525
TF: Gerste - Korn	0,0205	0,0202	0,0210
TF: Weizen - Korn	0,0103	0,0101	0,0105

TF: Blattgemüse	0,0051	0,00505	0,00525
TF: Wurzelgemüse	0,0082	0,0081	0,0084
Jahr 3; 3. KS - Gabe 0.125 kg m⁻² TS, 1000 Bq m⁻²			
Flächenkontamination	22843 Bq m ⁻²	59839 Bq m ⁻²	12409 Bq m ⁻²
TF: Mais - Korn	0,00516	0,00506	0,0053
TF: Erdäpfel	0,00516	0,00506	0,0053
TF: Gerste - Korn	0,0206	0,0202	0,0212
TF: Weizen - Korn	0,0103	0,0101	0,0106
TF: Blattgemüse	0,00516	0,00506	0,0053
TF: Wurzelgemüse	0,00825	0,00809	0,00846
Jahr 4; 4. KS - Gabe 0.125 kg m⁻² TS, 1000 Bq m⁻²			
Flächenkontamination	23248 Bq m ⁻²	59281 Bq m ⁻²	13086 Bq m ⁻²
TF: Mais - Korn	0,00524	0,00509	0,00543
TF: Erdäpfel	0,00524	0,00509	0,00543
TF: Gerste - Korn	0,02094	0,00203	0,02172
TF: Weizen - Korn	0,01047	0,01017	0,01086
TF: Blattgemüse	0,00524	0,00509	0,00543
TF: Wurzelgemüse	0,00838	0,00814	0,00869
Jahr 5; 5. KS - Gabe 0.125 kg m⁻² TS, 1000 Bq m⁻²			
Flächenkontamination	23642 Bq m ⁻²	58738 Bq m ⁻²	13745 Bq m ⁻²
TF: Mais - Korn	0,00526	0,00510	0,00546
TF: Erdäpfel	0,00526	0,00510	0,00546
TF: Gerste - Korn	0,02102	0,02038	0,02182
TF: Weizen - Korn	0,01051	0,01019	0,01091
TF: Blattgemüse	0,00526	0,00510	0,00546
TF: Wurzelgemüse	0,00841	0,00815	0,00873

D.4.2.4 Ergebnisse

Zur Dosisberechnung wurde die PC-Version OECOSYS für Excel 1.2 verwendet.

Als Ausgangswert wurde eine Flächenbelegung von 21 kBq m⁻² ¹³⁷Cs aus dem Tschernobyl-Fallout gewählt, dies entspricht dem österreichischen Mittelwert. Es wurden nur die Dosiswerte für Erwachsene > 20 Jahre ermittelt. Weitere, zum Teil sehr konservative Annahmen bei der Dosisberechnung sind:

- Die Bevölkerung deckt ihren gesamten Bedarf an den unten betrachteten Nahrungsmitteln in der Region.
- Masttiere erhalten nur in der Region produziertes Futter, Dauergrünland wird dabei allerdings nicht mit Klärschlamm behandelt (entsprechend der KS-Verordnung).
- Alle dafür geeigneten landwirtschaftlichen Produktionsflächen werden mit Klärschlamm behandelt.
- Bei der Schweinemast wird keine Molke, sondern nur pflanzliche Nahrung verfüttert.
- Für die Berechnung der Rindfleischdosis wurden nur Mastochsen herangezogen. Fleisch von Rindern, die Gras oder Heu als Futter erhalten, wurde nicht berücksichtigt.

In D.4.2.1 sind die errechneten Beiträge zur Ingestionsdosis der Bevölkerung entsprechend durchschnittlicher Verzehrgewohnheiten dargestellt. Die kumulative Dosis aus tierischen Produkten (Fleisch von Schwein, Rind, Huhn, Eier) für 50 Jahre beträgt $4,64 \times 10^{-3}$ mSv, die berücksichtigten pflanzlichen Produkte ergeben insgesamt eine 50-Jahres - Dosis von $4,28 \times 10^{-3}$ mSv. Milchprodukte und andere Nahrungsmittel, die nicht auf klärschlamm-gedüngten Flächen erzeugt werden können, bleiben aus der Betrachtung ausgeklammert.

Verglichen mit der jährlichen Ingestionsdosis durch natürliche Radionuklide (alle Nahrungsmittel; BKA 1997) von $0,2 \text{ mSv a}^{-1}$ (50-Jahr Dosis: 10 mSv), ist dieser Beitrag sehr gering. Aufgrund der relativ hohen Konsummenge von 118 l jährlich liefert Bier einen ebenso hohen Beitrag zur ¹³⁷Cs-Ingestionsdosis für ¹³⁷Cs wie Erdäpfel oder Weizenprodukte. Da die simulierte Kontamination erst 1997 erfolgt, und zwischen Ernte und Verzehr Zeit für Nahrungsmittelproduktion bzw. Lagerung verstreicht, wird die Dosiserhöhung erst im darauffolgenden

Jahr deutlich sichtbar. Die kumulative Dosis für 50 Jahre entspricht ca. dem 7-fachen Wert der 1-Jahres-Folgedosis (Wert 1998) für Fleisch und Eier, für pflanzliche Nahrungsmittel entspricht sie dem 5-6-fachen Wert (vergl. Abb.D.4.2.1, logarithmische Skala!).

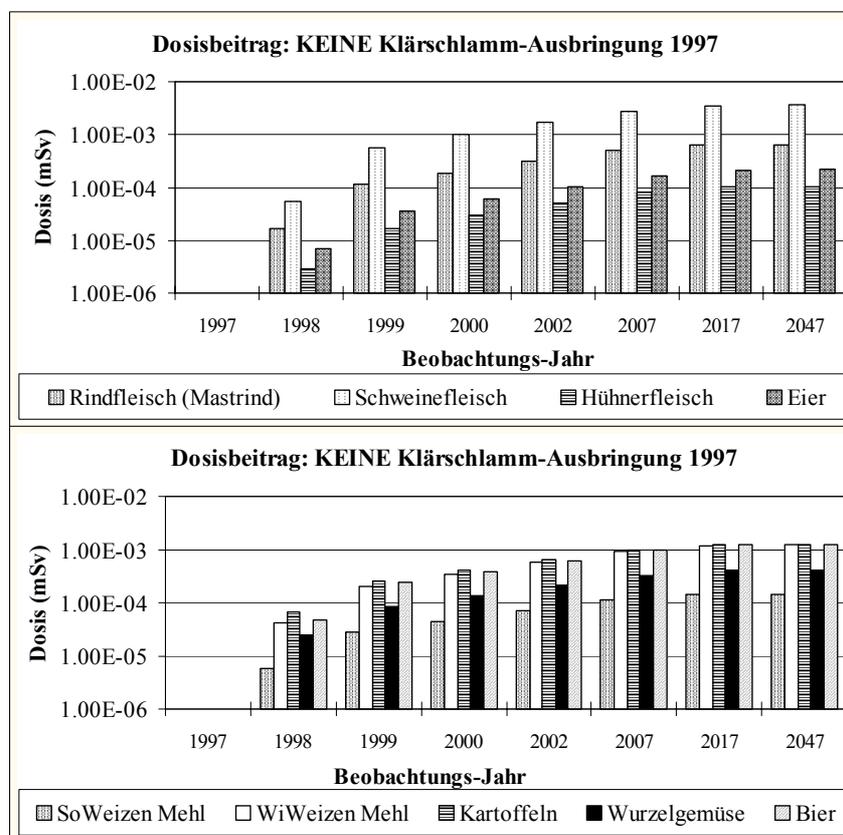


Abb. D.4.2.1: Beiträge zur Ingestionsdosis durch verschiedene Nahrungsmittel. Landwirtschaftliche Produktion ohne Klärschlammdüngung

In den Abbildungen Abb. D.4.2.2 und Abb. D.4.2.3 sind die Ergebnisse der Dosisberechnungen nach 5-maliger Klärschlammgabe dargestellt. Die Veränderung gegenüber der Situation ohne Klärschlammdüngung ist aufgrund analoger Berechnungen für alle betrachteten Produkte gleich. Einmalige KS-Gabe führt zu einer Erhöhung der Dosis um 7%, die weiteren Ausbringungen erhöhen die Dosis um 10%, 12%, 16%, und schließlich 18% (bei 5 maliger Ausbringung) verglichen mit landwirtschaftlichen Flächen ohne Klärschlammbeaufschlagung. In den Abbildungen Abb. D.4.2.4 und Abb. D.4.2.5 ist die Änderungen der Ingestionsdosen durch Konsum der ausgewählten Nahrungsmittel über den Betrachtungszeitraum in jeweils *einer* Grafik dargestellt, sowohl ohne Klärschlammdüngung als auch mit fünfmaliger Klärschlammgabe. Der Vergleich beider Abbildungen zeigt wie erwartet, daß der Einfluß durch Klärschlammdüngung gering ist.

Alle Darstellungen zeigen, daß die Anstiege der Ingestionsdosen gering sind. Da es sich außerdem um eine ohnedies sehr niedrige Ingestionsdosis handelt, ist die landwirtschaftliche Anwendung von ^{137}Cs -kontaminiertem Klärschlamm (unter Einhaltung des in der NÖ Klärschlammverordnung festgelegten Grenzwertes von $7400 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ TS) vom radiologischen Standpunkt her als unbedenklich anzusehen.

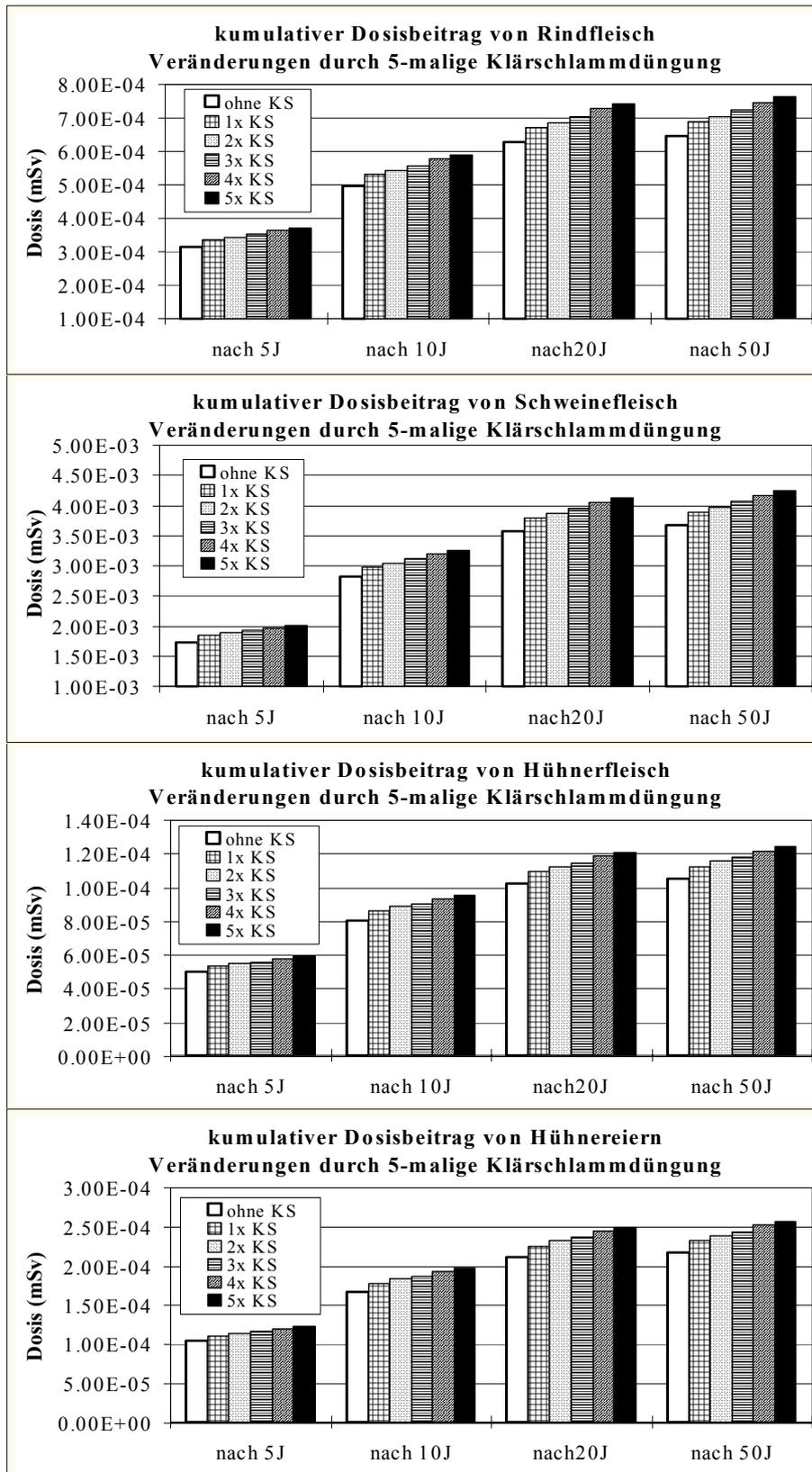


Abb. D.4.2.2 Der Einfluß wiederholter Klärschlammdüngung auf die kumulative Ingestionsdosis (50 Jahre) verschiedener Nahrungsmittel tierischer Herkunft

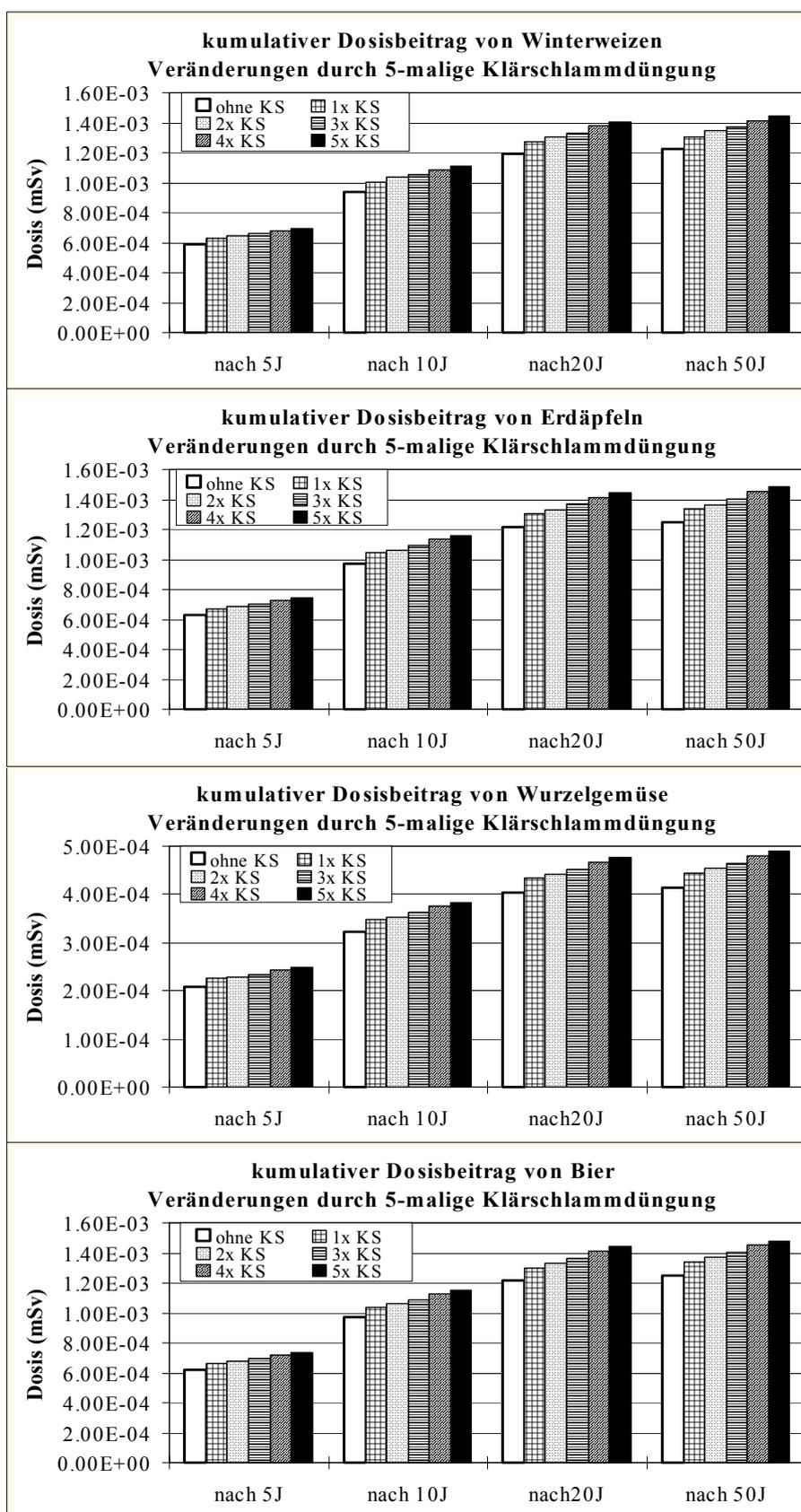


Abb. D.4.2.3: Der Einfluß wiederholter Klärschlamm Düngung auf die kumulative Ingestionsdosis (50 Jahre) verschiedener Nahrungsmittel pflanzlicher Herkunft

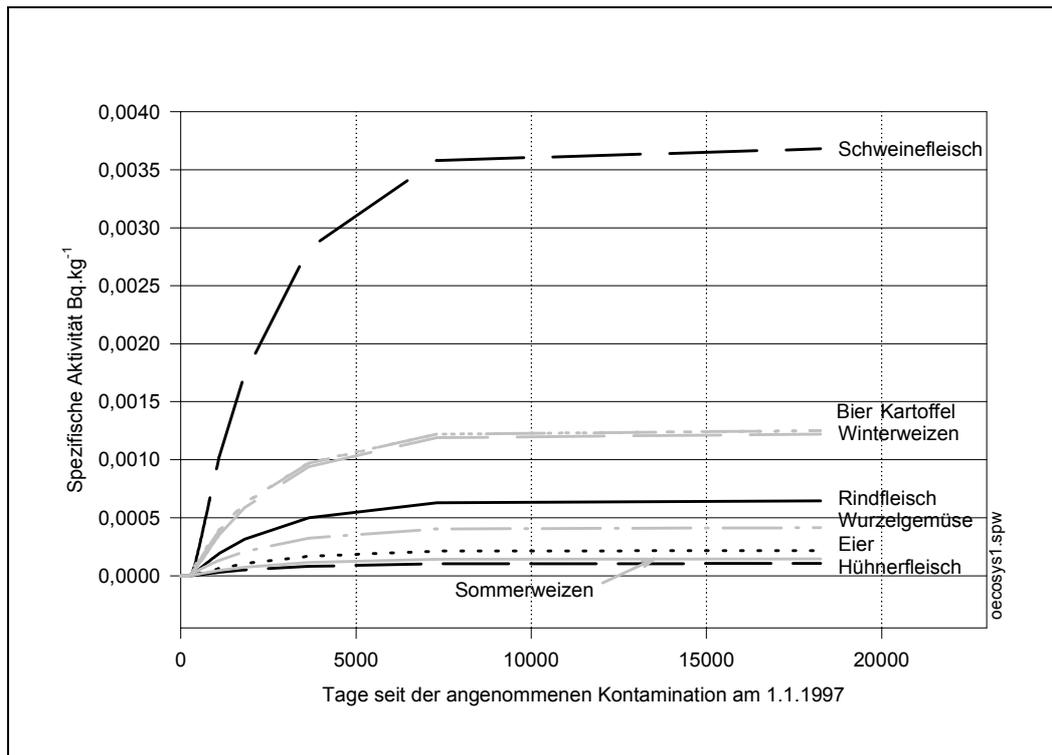


Abb. D.4.2.4: Entwicklung der Ingestionsdosis ohne Klärschlammdüngung

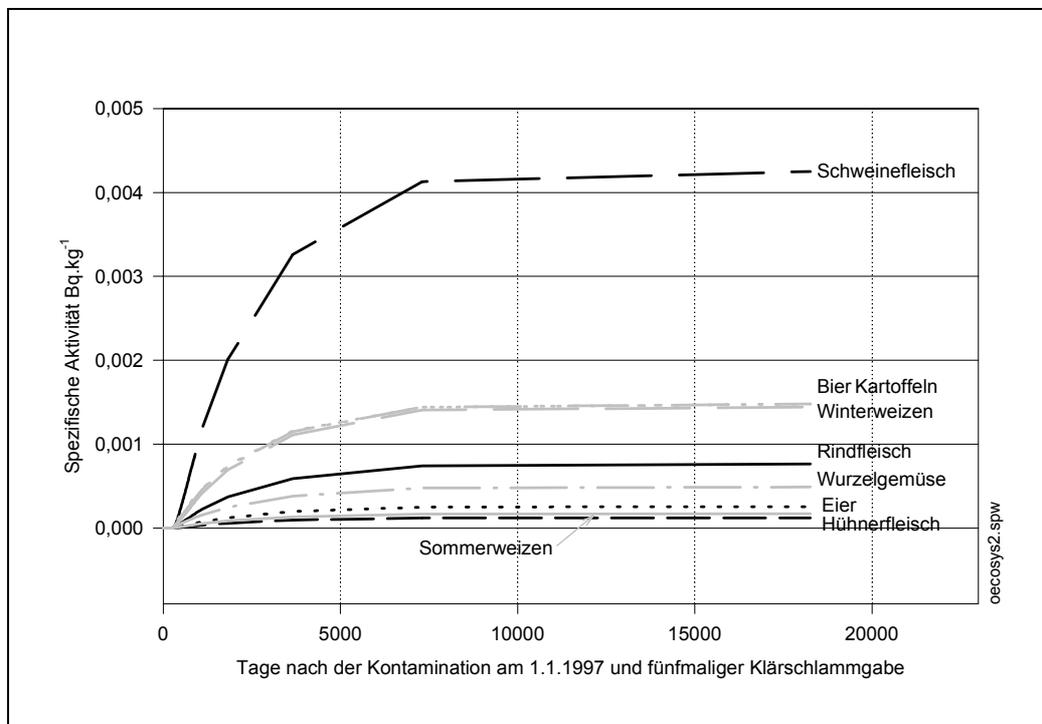


Abb. D.4.2.5: Entwicklung der Ingestionsdosis nach fünfmaliger Klärschlammdüngung

D.5 LITERATUR

- AICHBERGER, K. (1995). Die Ergebnisse einer Untersuchung von Wirtschaftsdüngern in Oberösterreich. Bundesamt für Agrarbiologie, Linz.
- AMT der NÖ Landesregierung (1994). NÖ Müllkompostverordnung, LGBl 79/1994.
- AMT der B. Landesregierung (1991). Verordnung über die Aufbringung von Klärschlamm und Müllkompost auf landwirtschaftliche Böden (Bgl. Klärschlamm- und Müllkompostverordnung), LGBl 82/1991.
- AMT der OÖ Landesregierung (1990). Verordnung über die Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Kulturflächen (OÖ Klärschlammverordnung), LGBl 10/1990.
- AMT der OÖ Landesregierung (1996), interne Mitteilung. OÖ Messungen 1994/1995.
- AMT der Steirischen Landesregierung (1987). Verordnung über die Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Böden (Klärschlammverordnung), LGBl 89/1987.
- AMT der Tiroler Landesregierung, Abt. VIh-SG Siedlungswasserwirtschaft (1993). Untersuchung der Radioaktivität in Klärschlämmen im Zeitraum 1992/93.
- AMT der Vorarlberger Landesregierung (1987). Verordnung über die Ausbringung von Klärschlamm (Klärschlammverordnung), LGBl. 31/1987.
- ARTNER, C., GERZABEK, M.H., HORAK, O., MÜCK, K. (1990). Ermittlung praxisbezogener Transferfaktoren für ¹³⁷Cs und Sr-90 aus dem Fallout des Reaktorunfalls in Tschernobyl. VDLUFA-Schriftenreihe 32/1990, 881-886.
- BALU (1995). Radioaktivitätsmessungen von Kompost und Faulschlamm - interne Mitteilung.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT für Wasserforschung (1982). Verhalten von Radionukliden in Sedimenten und Klärschlamm. München, BRD. Jahresbericht.
- BILO, M. (1991). Untersuchungen zum Transfer des durch den Reaktorunfall von Tschernobyl abgelagerten Radiocaesiums vom Boden in die Pflanze. Dissertation, Juel--2546 (Nov 1991); 129 Seiten.
- BILO, M., MITTELSTAEDT, W., STEFFENS, W., FÜHR, F. (1991). Aufnahme von Radiocäsium durch Pflanzen nach Düngung mit radioaktiv kontaminiertem Klärschlamm aus der Deposition des Tschernobyl-Unfalls. Korresp. Abwasser 38(6); 722-737.
- BKA (1997). Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1994 und 1995. Daten und Bewertung. Forschungsbericht 3/97. Wien: Bundeskanzleramt, Sekt. VI (Strahlenschutz).
- BMGK (1995): Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1992 und 1993; Daten und Bewertung. Beiträge Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung, Strahlenschutz 5/95
- BMGSK, Amt der OÖ Landesregierung (1992). Beweissicherung Kraftwerk Temelin, Zwischenbericht 1992.
- BMGU (1993). Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1992 und 1993, Daten und Bewertung. Forschungsberichte-Sektion III.
- BMLF (1997). Bericht über die Lage der österreichischen Landwirtschaft 1996. 38. Grüner Bericht. Wien: Bundesministerium für Land- u. Forstwirtschaft.
- BOSTON, H.L., VAN MIEGROET, H., LARSEN, I.L., WALZER, A.E., CARLTON, J.E. (1990). The fate of radionuclides in sewage sludge applied to land. Oak Ridge National Lab, CONF-901036--1(1990); 6 Seiten.
- BÜNGER, TH., VIERTEL, H., RÜHLE, H. (1994). Radioaktive Stoffe in Abwasser und Klärschlamm. Bundesamt für Strahlenschutz, BRD.
- CAWSE, P.A. (1990). Influence of organic and inorganic fertiliser on soil to plant transfer of radioactive caesium and K-40 to ryegrass in W. Cumbria (post-Chernobyl). Proceedings of the workshop held at Udine (IT), 11-15 September 1989, EUR--12448. London (UK). Elsevier Applied Science. 1990; 411-418.
- DIERKES, L.; SCHUECKLER, M.; UNTUCHT, M., (1988). Aktivitätskonzentrationen im Austrag eines Kläerwerkes. European congress and 13. regional congress of IRPA, OEVS-Mitteilung--1988 (Nov 1988); 846-854.
- ERLANDSSON, B., BJURMAN B., MATTSSON, S. (1989). Calculation of radionuclide ground deposition by means of measurements on sewage sludge. Water, Air, and Soil Pollution 45; 329-344.

- ERLANDSSON, B., ISAKSSON, M., MATTSSON, S., BJURMAN, B., ERIKSSON, R.; VESANEN, R. (1990). Urban radionuclide contamination studied in sewage water and sludge from Lund and Gothenburg; 42 Seiten.
- GANS, I., ABELMANN S., BÜNGER TH., FUSBAN H.-U., RÜHLE, H., RUGHÖFT, S., VIERTEL, H. (1992). Langfristige Auswirkung des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf Abwasser und Klärschlamm in der Bundesrepublik Deutschland. Korresp. Abwasser 38(6); 711-721.
- GERZABEK, M.H. (1996). Soil-to-plant transfer of Cs and Sr in Austria after the Chernobyl accident. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges. H. 53, 111-117.
- GERZABEK, M.H., KUNSCH, B. (1990). OECOSYS - Modellierung des Radionuklidtransfers in der Nahrungskette. OEFZS-Bericht 4548. Seibersdorf: Österr. Forschungszentrum Seibersdorf.
- GERZABEK, M.H., MOHAMAD, S.A., MÜCK, K. (1992). Cesium-137 in soil texture and its impact on cesium-137 soil-to-plant transfer. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 23 (3&4), 321-330.
- GERZABEK und STREBL: Kapitel Radionuklide. In : BLUM, E.H., KLAGHOFER, E., KÖCHL, A., RUCKENBAUER, P. (Hrsg): Bodenschutz in Österreich. Wien 1997
- GTI (1996a). Radiometrische Analysen an Ascheproben aus Biomasseheizanlagen. Endbericht einer Studie im Auftrag des Amt der OÖ Landesregierung. A.Nr. G4852/96.05 (unveröffentlicht).
- GTI (1996b). 1. Zwischenbericht A.Nr. G4856/96.60. (unveröffentlicht).
- GTI (1996c). Interner Bericht: Radioaktivität von Holzproben aus Österreich. (unveröffentlicht)
- GUNDERSON, C.A.; LARSEN, I.L.; BOSTON, H.L.; BRADBURN, D.M., VAN MIEGROET, H., MORRIS, J.L., LARSEN, I.L., WALZER, A.E., ADLER, T.C., BRADBURN, D.M., HUQ, M. (1995). Sludge application and monitoring program on the Oak Ridge Reservation, 1986 - 1993; 140 Seiten.
- HEDVALL, R., ERLANDSSON, B., MATTSSON, S. (1995). ¹³⁷Cs in fuels and ash products from bio-fuel power plants. J. Environ. Radioactivity, v. 31(1), 103 - 117.
- IAEA (1982). Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases. Exposure of critical Groups. Safety Series No. 57. Wien: Internat. Atomic Energy Agency.
- IAEA (1989). Evaluating the Reliability of Predictions Made Using Environmental Transfer Models. Safety Series No. 57. Wien: Internat. Atomic Energy Agency.
- IAEA (1994). Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments, Technical Reports Series no. 364.
- IAEA (1996). Internat. Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. Safety Series No. 115. Wien: Internat. Atomic Energy Agency.
- IMHOFF, K. R.; KOPPE, P.; DIETZ, F (1988). Investigations on the concentration of radionuclides in sewage sludges of Ruhrverband wastewater treatment plants 1960 through to 1986. Wat. Res. Vol. 22 (8); 1059-1067.
- KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG (1992). (AbfKlärV) vom 15. April 1992, BRD; BGBl. I S. 912.
- KOPP, P., GOERLICH, W., BURKART, W. (1989). The transfer of cesium-134 and -137 from sewage sludge to plants. Proceedings of the workshop held at Udine (IT), 11-15 September 1989, EUR--12448. London (UK). Elsevier Applied Science. 1990; 583-590.
- LI, J.G., GERZABEK, M.H., MÜCK, K. (1994). An experimental study on massloading of soil particles on plant surfaces. Die Bodenkultur, 45 (1), 15-24.
- MALM, J., RANTAVAARA, A., UUSI-RAUVA, A., PAAKKOLA, O. (1991). Uptake of ¹³⁷Cs from peat and compost mould by vegetables in a greenhouse experiment. J. Environ. Radioactivity 14, 123-133.
- MIEGROET, H. VAN; BOSTON, H. L.; JOHNSON, D. W. (1990). Environmental and plant effects of sewage sludge application to forests and pastures. Proceedings - Annual Madison Waste Conference (No. 12); 329-352.
- MILLER, W.H., KUNZE, J.F., BANERIJ, S.K., LI, Y.-C., GRAHAM, C., STRETCH, D. (1996). The determination of Radioisotope levels in municipal sewage sludge. Health Phys. 71(3); 286-289.
- OAKES, T.W.; OHNESORGE, W.F.; DANIELS, K.L.; BRAUNSTEIN, H.M.; KITCHINGS, J.T.; ALEXANDER, W.A (1984). Report on the Oak Ridge sewage sludge land-farming experience. Part II. Pathways analysis, ORNL--6062/P2. Aug 1984; 21 Seiten.
- OHNO, T., HESS, C.T. (1994). Levels of ¹³⁷Cs and K-40 in wood ash-amended soils. Sci. Total Environ. 152; 119-123.
- OÖ (1993). Oberösterreichischer Bodenkataster Bodenzustandsinventur 1993. Linz: Amt der OÖ Landesregierung, Agrar- u. Forstrechtsabt.

- OÖ (1995). Bericht über die wirtschaftliche und soziale Lage der oberösterreichischen Land- und Forstwirtschaft im Jahr 1995. Agrar-010054. Linz: Amt d. OÖ Landesregierung, Agrar- und Forstrechtsabt.
- OÖ (1996). Bericht über die wirtschaftliche und soziale Lage der oberösterreichischen Land- und Forstwirtschaft im Jahr 1996. Agrar-010055. Linz: Amt d. OÖ Landesregierung, Agrar- und Forstrechtsabt.
- PUHAKAINEN, M., YLÄRANTA, T. (1992). Uptake of radionuclides by spring wheat and barley from cultivated soils supplemented by contaminated sewage sludge. *Agric. Sci. Finl.* 1: 27-36.
- RAVILA, A., HOLM, E. (1992). Radioactive elements in the forest industry. The sixth Nordic radio-ecological seminar; 1-28.
- SACHS, L. (1988): *Statistische Methoden: Planung und Auswertung*. Verlag Springer, 6. Aufl. 1988
- SSK (1992). Modelle, Annahmen und Daten mit Erläuterungen zur Berechnung der Strahlenexposition bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Luft oder Wasser zum Nachweis der Einhaltung der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrSchV. Veröffentl. der Strahlenschutzkommission Bd. 17. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.
- TEHERANI, D.K. (1987). Radionuclide concentration in sewage sludge at several locations in Austria after the Chernobyl accident. *J. Radioanal. Nucl. Chem. Letters* 118(6); 421-426.
- UBA, Wien (1995). Analytische Untersuchung von Klärschlamm. UBA-BE-046.
- VIERTEL, H., BÜNGER, TH., RÜHLE, H. (1994). Radioaktive Stoffe in Reststoffen und Abfällen. Bundesamt für Strahlenschutz, BRD.

E SCHLUSSFOLGERUNGEN AUS DEN ERGEBNISSEN

Im vorliegenden Projekt wurden Austragsraten für ^{137}Cs aus drei sehr unterschiedlichen Wassereinzugsgebieten bestimmt. Die mittleren Werte sind in Tabelle E.1 zusammengefaßt. Generell unterliegen die Raten für einzelne Teileinzugsgebiete innerhalb der Untersuchungsgebiete bzw. für einzelne Wasserläufe großen Schwankungen.

Der Weinsberger Wald wurde für dieses Projekt ausgewählt, weil in dieser walddreichen Granitlandschaft mit besonders ungünstigen Bedingungen in Hinblick auf die Sorptionsfähigkeit der Böden für Radiocäsium gerechnet werden kann. Die Oberflächengewässer sind reich an gelöster organischer Substanz (DOC), in den ungestörten, sauren Wald- und Wiesenböden ist die Pflanzenverfügbarkeit von Cäsium hoch, der Tschernobyl-Fallout befindet sich noch immer zu einem großen Teil in den obersten Bodenschichten. Die Ergebnisse in Tab. E.1 zeigen, daß vergleichsweise große Mengen an ^{137}Cs gelöst im Wasser aus dem Gebiet abfließen. Die Schwebstoff-Fracht der Bäche ist dagegen sehr gering, da nur wenige landwirtschaftlich genutzte Flächen, die durch das Fehlen einer Grasnarbe zu Bodenerosion neigen, im Untersuchungsgebiet liegen. In Quellwasser (Trinkwasser) konnte kein Cäsium nachgewiesen werden.

Das Trauneinzugsgebiet ist durch flachgründige Böden auf Kalkgestein gekennzeichnet. Im Wasser gelöst findet kaum ein Radiocäsiumaustrag aus dem Untersuchungsgebiet statt, was aufgrund der geringen Löslichkeit von Cäsium in kalkhaltigem Wasser zu erwarten ist. Hier ist der Verlust von ^{137}Cs mit der Schwebstoff-Fracht der Bäche und Flüsse vorherrschend, die Wasserläufe dieses Gebietes transportieren viel größere Mengen an Sediment als die Bäche des Weinsberger Waldes. Zusätzlich befindet sich ein beträchtlicher Anteil ackerbaulich genutzter Flächen im Einzugsgebiet der Traun.

Die in Tab. E.1 angeführte Austragsrate (der Anteil des Gesamtinventars ^{137}Cs , der pro Jahr abgetragen wird) aus dem Einzugsgebiet der Kläranlage Lambach ist deutlich höher als die der oben genannten Untersuchungsgebiete. Im Gegensatz zu jenen wurde diese Austragsrate nicht direkt errechnet, sondern als Differenzbetrag aus der bekannten Eintragsmenge in die Kläranlage abzüglich der Mengen verschiedener bekannter Eintragspfade (siehe E.1). Es ist daher nicht auszuschließen, daß nicht berücksichtigte Pfade die berechnete Austragsrate nach oben hin verfälschen. Ein weiterer prinzipieller Unterschied liegt in der vergleichsweise intensiven landwirtschaftlichen Nutzung des Untersuchungsgebietes um Lambach, wodurch mit höheren Bodenerosionsraten zu rechnen ist.

Tab. E.1: Vergleich der errechneten ^{137}Cs -Austragsraten

Projektteil		Austragsrate $\times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$
A - Weinsberger Wald	^{137}Cs gelöst in Wasser	70
	^{137}Cs in der Schwebstofffracht	40
B - Trauneinzugsgebiet	^{137}Cs gelöst in Wasser	8
	^{137}Cs in der Schwebstofffracht	30
C - Umgebung Lambach	Eintrag in die Kläranlage	690

Insgesamt ist der ^{137}Cs -Austrag in allen drei Untersuchungsgebieten verglichen mit der Abnahme durch physikalischen Zerfall (23000×10^{-6}) unbedeutend.

Die im Rahmen des Projektes gemessenen Klärschlammproben wiesen folgende mittlere ^{137}Cs -Gehalte (bezogen auf das Probenahmedatum) auf:

Lambach:	229 ± 91 Bq/kg TS (Maximum: 550)
Asten/Linz:	150 ± 56 Bq/kg TS
Mattig/Hainbach:	188 ± 29 Bq/kg TS

Die Reinigungswirkung der untersuchten Kläranlagen in Bezug auf ^{137}Cs kann anhand des Verhältnisses zwischen den ^{137}Cs Konzentrationen in Zu- und Ablauf ersehen werden. In Lambach schwankt dieses Verhältnis zwischen 1 : 0.04 bei Regen und 1 : 0.7 bei niederschlagsfreiem Wetter, ein Mittelwert über alle Daten liefert als typisches Verhältnis 1 : 0.15, damit werden in der Kläranlage Lambach durchschnittlich 85% des im Zulauf enthaltenen Radiocäsiums aus dem Wasser entfernt. Der entsprechende Wert für die Anlage Asten/Linz beträgt 1 : 0.5. Aus dieser Wetterabhängigkeit der Reinigungswirkung, sowie anderen Ergebnissen konnte deutlich gezeigt werden, daß die Hauptmenge der ^{137}Cs -Kontamination des Zulaufes in Lambach aus erodiertem Bodenmaterial stammt.

Wie im Projektteil D gezeigt werden konnte, führt auch die die Ausbringung von höher kontaminiertem Klärschlamm (1000 Bq/kg) im Rahmen der gesetzlich vorgeschriebenen Höchstmenge zu einer nur mäßigen Erhöhung der menschlichen Ingestionsdosis (50-Jahresdosis) von ca. 18%. Die im Rahmen dieses Projektes ermittelten ^{137}Cs -Konzentrationen im Klärschlamm sind somit als völlig unbedenklich zu bewerten.

Da die untersuchten Kläranlagen zu jenen mit vergleichsweise hohen ^{137}Cs -Gehalten im Klärschlamm zählen, kann dieses Ergebnis auch auf die gesamtösterreichische Situation übertragen werden.

Die hier vorgestellten Daten beziehen sich nur auf die Situation 10 Jahre nach der Deposition durch den Tschernobyl-Unfall. Die Ergebnisse zeigen aber, daß im Anlaßfall der Klärschlammausbringung auf landwirtschaftliche Flächen besonderes Augenmerk gewidmet werden muß. Der hier aufgezeigte Weg einer Bewertung kann in einem solchen Fall von Nutzen sein.

ANHANG

A WEINSBERGER WALD

Anh.A.2 Bodenkontamination des Weinsberger Waldes

Anh. A.2.1 Probenaufbereitung und -messung

Ein Teil der Bodenproben wurde in der Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung analysiert, die Aufbereitung dieser 54 Proben erfolgte im Forschungszentrum Seibersdorf. Die verbleibenden 131 Proben wurden vom Ökologieinstitut aufbereitet und gemessen.

Die Böden wurden bei 105°C getrocknet. Nach Bestimmung des Trockengewichtes wurden die Proben sorgfältig homogenisiert und größere Steine (> 2 cm) ausgesiebt. Ein Aliquot wurde für die Messung in 1 l Marinelli-Becher (Ökologieinstitut: einige auch in 0.5 l-Marinelli) eingewogen. Für die Radiumbestimmung war ein sorgfältiges Verschließen bzw. Abdichten der Becher mit Silikon erforderlich (BALUF). Die Messung konnte erst nach einer dreiwöchigen Gleichgewichtseinstellung für ^{226}Ra und seine Folgeprodukte durchgeführt werden.

In der BALUF steht für die Gammaskpektrometrie ein Vielkanalanalysatorsystem des Typs Canberra S 100 mit mehreren Halbleiterdetektoren (Ge-Li und HP-Ge) zur Verfügung. Die relative efficiency beträgt 25-35 %. Peakerkennung und Auswertung erfolgen automatisch mit der Software Genie-PC der Fa. Canberra.

Tab. Anh.A.2.1.1: Korrekturen bei der Auswertung der Gammaskpektren

Nuklid	Energie (keV)	Korrektur
^{134}Cs	604.7	Summe
	795.0	Summe, Beitrag ^{228}Ac
^{40}K	1460.8	Hintergrund
^{226}Ra	186	Hintergrund, ^{235}U rechnerisch
^{214}Pb	295.2	Hintergrund
	351.9	Hintergrund
^{214}Bi	609.3	Hintergrund
	1120.3	Hintergrund
^{234}Th	63.3	Hintergrund
	92.4 + 92.8	Hintergrund, Röntgenlinie
^{228}Ac	911.1	Hintergrund
^{212}Pb	238.6	Hintergrund
^{208}Tl	583.1	Hintergrund

Im Ökologieinstitut erfolgen die gamma-spektrometrischen Analysen auf einem 19% HPGe-Detektor (Canberra). Auswertung mit PC-CEBAS-Software von Canberra und eigener.

Auswertung der Spektren (Ökologieinstitut): Energien und Übergangswahrscheinlichkeiten nach REUS & WESTMEIER (1983); es wurde dabei für alle Linien eine rechnerische Dichtekorrektur durchgeführt, weitere Korrekturen siehe Tab. Anh.A.2.1.1. ^{134}Cs : Summenkorrektur rechnerisch (BOSSEW 1993), gewichtetes Mittel der korrigierten Linien 604.7 und 795.0 keV; ^{226}Ra : gewichtetes Mittel der korrigierten Linien 295.2, 351.9, 609.3, 1120.3 keV, zur Kontrolle die Linie 186 keV, korrigiert rechnerisch nach ^{235}U . ^{228}Ra : gewichtetes Mittel der korrigierten Linien 911.1, 238.6, 583.1 keV; ^{234}Th : analog. Hintergrund: aus Leerwertmessungen ermittelt. Alle genannten Korrekturen erfolgten automatisch mit PC-Software.

Anh. A.2.2 Prozeßstandardabweichung

Tab. Anh.A.2.2.1: Beiträge zur Prozeßstandardabweichung

Quelle	1 Stecher	5 Stecher (Mischprobe)
<i>stochastisch</i>		
Deformation des Stechers und des Bohrlochs	5 %	2.2 %
Wägefehler der Mischprobe		0.01 %
Aliquotierungsfehler		< 4.5 %
Inhomogenität der Probe		< 4 %
Falschpositionierung auf dem Detektor		< 2.7 %
Zählstatistik (¹³⁷ Cs)		1 %
Summe		< 7 %
<i>systematisch</i>		
Abschneiden des Profils bei 15 cm		- 5 % ??
Masseverlust		- 0.5 %
Efficiencykalibrierung (¹³⁷ Cs)		+0.6 ... -5 %
Fehler bei der Dichtekorrektur ¹³⁷ Cs		< ± 1 %
Deformation des Stechers, systematischer Anteil	bis 5 % ?	bis 5 % ?

Für das Probenahme- und Auswertverfahren können aus der Erfahrung und aus früheren Untersuchungen (UBA 1994, UBA 1996) die Fehler geschätzt werden. Tabelle Anh. A.2.2.1 faßt stochastische und systematische Fehlerquellen zusammen. Die Zahlen gelten für das Verfahren wie es vom Ökologieinstitut angewandt wird.

Da die Annahmen über die stochastischen Einzelfehler konservativ sind, liegt der tatsächliche stochastische Fehler wahrscheinlich bei 5 %.

Anh. A.2.3 Räumliche Variabilität

Semivarianzanalyse

Die Semivarianz ist folgendermaßen definiert:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} AM \left[(z(x+h) - z(x))^2 \right] = \frac{1}{2N(h)} \sum_{N(h)} (z(x+h) - z(x))^2$$

$z(x)$ = Meßwert am Punkt x .

Die Summe erstreckt sich über alle Punkt-Paare mit Abstand (lag) h . Aus statistischen Gründen werden für die Interpretation nur $\gamma(h)$ -Werte mit $N(h) \geq 30$ verwendet. Die Genauigkeit von $\gamma(h)$ ist umso größer (SD von γ umso kleiner), je größer $N(h)$ ist. Der Abstand (lag) h ist auf 1 % genau definiert, d. h. Punkte gelten als ein Paar mit Abstand h , wenn ihr berechneter Abstand $h \pm 1\%$ beträgt.

$\gamma(h)$ ist ein Maß dafür, wie stark benachbarte Punkte (Abstand h) korreliert sind.

Das empirische Variogramm wird an theoretische Modelle angepaßt. Gemäß ZIRSCHKY (1985) oder SURFER (1994) (p. 5-33) werden 2 Modelle ausgewählt, und zwar das gaußische und das exponentielle.

Gaußisch: $\gamma(h) = C_0 + C (1 - e^{-(h/a)^2})$

Exponentiell: $\gamma(h) = C_0 + C (1 - e^{-(h/a)})$

$C_0 = \gamma(0)$ = "Nugget", $C_0 + C = \lim_{h \rightarrow \infty} \gamma(h)$ = "Sill".

Einheiten: γ , C , C_0 : (kBq/m²)²; h , a : (m)

Der "Nugget" gibt die Restvarianz für kleine Abstände $h \rightarrow 0$ an, der "Sill" die Sättigungsvarianz, d. h. die Varianz nicht-korrelierter Meßpunkte. Die Begriffe werden weiter unten anhand der Ergebnisse weiter erklärt.

Theoretisch, gemäß der Definition der Semivarianz, sollte $\gamma(0) = 0$ sein; die empirischen Daten zeigen aber i. a. bei Extrapolation $h \rightarrow 0$ (für $h = 0$ kann es keine empirischen Daten geben) $\gamma(0) > 0$. Dies ist auf die prozeßbedingte Varianz (Abschnitt 2.4) zurückzuführen, sowie auf die "Mikrovarianz", d. i. die Varianz der Variablen (= Flächendeposition) innerhalb eines räumlichen Bereiches der kleiner als der Abstand der Meßpunkte ist (WEBSTER & OLIVER 1990 (p. 223 f.), SURFER 1994 (p. 5-35), ZIRSCHKY 1985).

In Tabelle Anh.A.2.3.1 sind die Parameter der Anpassung der beiden Modelle an die Daten zusammengestellt. Für beide Modelle wurde die Analyse für mehrere N_{\min} durchgeführt (d.h. für die Ausgleichsrechnung werden nur $\gamma(h)$ verwendet, für die $N(h) \geq N_{\min}$ ist). Für das Gaußmodell sind die Ergebnisse sehr ähnlich, d.h. fast unabhängig von N_{\min} . In der Tabelle sind die Ergebnisse für $N_{\min} = 30$ und 150 gezeigt. Abb. Anh.A.2.3.1 zeigt die empirischen Werte $\gamma(h) \sim h$ als Streudiagramm und die Ausgleichslinien.

Besonders wichtige Größen sind relativer Nugget und Sill, definiert als $\sqrt{(C_0)/AM}$ und $\sqrt{(C_0+C)/AM}$ ($AM = AM(z(x)) = 53.25 \text{ kBq/m}^2$).

Tab. Anh.A.2.3.1: Parameter der Semivariogramme

Die Parameter sind als Schätzwert \pm SE (Standardfehler) angegeben

	Gauß, $N_{\min}=30$	Gauß, $N_{\min}=150$	exponentiell, $N_{\min}=30$	exponentiell, $N_{\min}=150$
Anzahl der $\gamma(h)$	149	55	149	55
C_0	176.4 \pm 7.3	144.5 \pm 9.3	160 \pm 13	103 \pm 19
C	101 \pm 17	110.0 \pm 9.2	336 \pm 556	168 \pm 15
a	2378 \pm 520	1430 \pm 139	9030 \pm 18903	1291 \pm 339
r^2	0.36	0.73	0.37	0.72
rel. Nugget	25%	23%	24%	19%
rel. Sill	31%	30%	42%	31%

Der *Nuggeteffekt* ist gemäß diesen Semivarianzmodellen mit 19 - 25% relativ hoch und offensichtlich nicht nur auf den prozeßbedingten Anteil der Varianz (CV_{proc}) zurückzuführen. Gründe können außerdem sein:

1. Hohe kleinräumige Schwankungen (d. h. innerhalb weniger m);
2. Anisotropie der Variabilität: die gewählten Modelle unterstellen isotrope Variabilität; ist dies in der Realität nicht der Fall, trägt dies im isotropen Modell zu vergrößerter Restvarianz bei.
3. Die gewählten Semivarianzmodelle sind im Bereich $< \text{ca. } 500 \text{ m}$ nicht adäquat.

Zu 1: Hinweise auf sehr kleinräumige (Bereich 1 m) hohe Schwankungen der ^{137}Cs -Deposition haben Untersuchungen auf einer Wiese in Salzburg und auf einem Wiesenstück am Traunstein bei Gmunden geliefert (UBA 1994). Im Wald sind besonders hohe kleinräumige Schwankungen überdies deshalb zu erwarten, weil die Deposition stark von der "Interzeption" des Fallout durch den Kronenraum abhängt, dessen Dichte naturgemäß kleinräumig stark schwankt.

Andererseits hat ein Versuch im Rahmen des Waldprojekts des UBA gezeigt, daß die Streuung der Bodenbelastung in einem Nadelwald (mit relativ homogen dachtem Dach) im 5 m - Bereich nicht signifikant von der im 20 m - Bereich verschieden ist (UBA-WALD). Im gleichen Projekt wurden allerdings hohe Unterschiede der Bodenbelastung in Proben gefunden, die unter einem einzeln stehenden Baum in verschiedenen Abständen vom Stamm genommen wurden (7.6 bis 131 kBq/m^2 innerhalb ca. 2 m).

Zu 3: Die "händische" Extrapolation $h \rightarrow 0$ würde auch $C_0 \approx 70$ als plausibel erscheinen lassen. Die hier gerechneten Modelle sind *nicht* theoretisch begründet, sondern nur aus praktischen Gründen ausgewählt worden, um das Variogramm mit einem einfachen Modell eini-

germaßen zu beschreiben. Das "wahre" Variogramm muß (und wird i. a.) nicht einem einfachen Modell folgen; WEBSTER & OLIVER (1990) (p. 233 f.) zeigen an einem Beispiel, daß die Kombination einfacher Modelle zu einem gut passenden (aber nicht mehr einfachen) Modell führen kann.

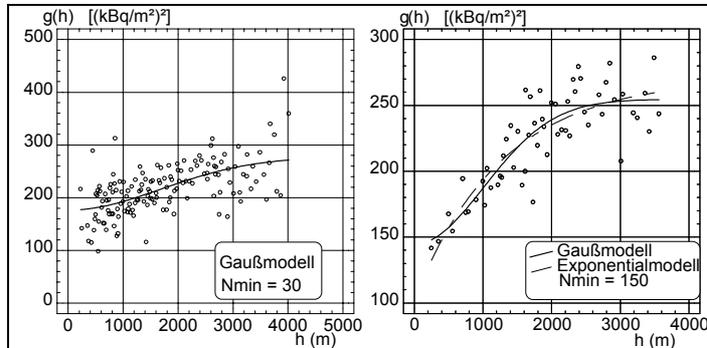


Abb. Anh. A.2.3.1: Semivariogramme und Ausgleichskurven

Die mittlere Varianz ist $SD^2 = 14.47^2 = 209$

Der Silleffekt (Sättigungsgröße der Varianz) beträgt rund 30% und gibt den Wert der Varianz an, der (innerhalb des Untersuchungsgebiets, ca. 5 km Durchmesser) von der räumlichen Lage der Meßpunkte nicht mehr abhängt. Im hier diskutierten Beispiel wird dieser Wert bei einer Entfernung von $h \approx 3$ km erreicht (genannt range, Grenze der räumlichen Abhängigkeit der Varianz). Ab etwa 3 km Entfernung sind also Meßwerte nicht mehr korreliert. Das Streudiagramm zeigt allerdings, daß die Varianz ab $h > \approx 3.5$ km wieder anwächst, was darauf zurückzuführen sein könnte, daß die Bodenbelastung im Osten des Gebiets deutlich niedriger ist als im Westen (siehe Abb. A.2.3.1), d. h. daß der Erwartungswert der Variablen Bodenbelastung mit ^{137}Cs nicht räumlich stationär ist. Diese Drift der Werte $z(x)$ "verwischt" das Variogramm und senkt die Aussagekraft für größere lags h . Der mit der Drift verbundene Verstoß gegen die "intrinsic hypothesis" der Semivarianzanalyse ist bei Depositionsverläufen (und daraus resultierenden Mustern) wie im Fall des Tschernobyl-Fallouts klarerweise unvermeidlich.

Der mittlere Variationskoeffizient $CV = 27\%$ (Tab. A.2.2.1) liegt etwas unter dem Sill-CV (30%), da er sozusagen den Raum-unabhängigen Anteil (Sill) mit dem niedrigeren abhängigen Teil mischt.

Multifraktalanalyse

Hier wird die sogenannte correlation- oder cluster-Fraktaldimension berechnet, siehe z.B. TESSIER et al. (1994), p.1573 oder LOVEJOY et al. (1986).

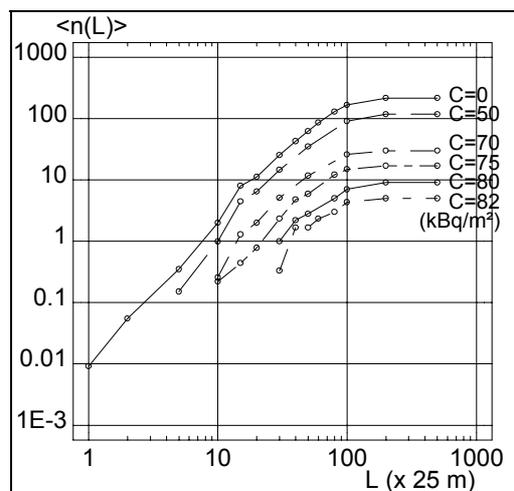


Abb. Anh. A.2.3.2: $\langle n(L) \rangle / L$ - Diagramm für die ^{137}Cs -Meßwerte des Weinsberger Waldes

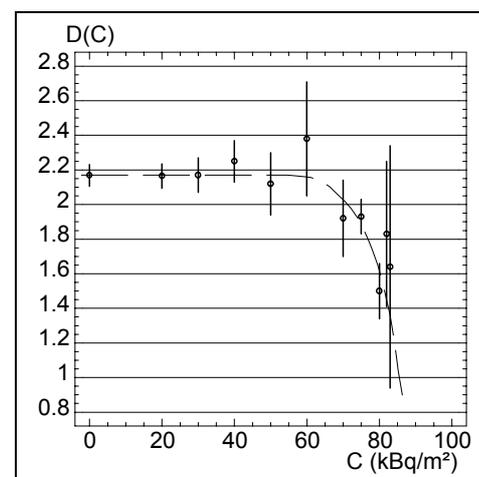


Abb. Anh. A.2.5.2.2: Fraktaldimension in Abhängigkeit von Schwellenwert

Für den Datensatz ^{137}Cs , kBq/m^2 (alle 218 Punkte) zeigen sich folgende Beziehungen $\langle n(L) \rangle$ gegen L für verschiedene C (Abb. Anh.A.2.3.2): Der höchste Schwellenwert C , für den eine Fraktaldimension gerade noch definierbar erscheint, ist 83 kBq/m^2 . Die Kurven flachen für große L ab, da das Meßnetz endliche Ausdehnung hat; $L = 100$ entspricht der Entfernung 2.5 km .

Tab. Anh.A.2.3.2: Ergebnisse der Multi-fraktalanalyse ($D \pm$ Standardfehler)

C	D	r^2	p
0	2.169 ± 0.063	0.992	< 0.05
20	2.165 ± 0.070	0.995	< 0.05
30	2.17 ± 0.10	0.992	< 0.05
40	2.25 ± 0.25	0.99	< 0.05
50	2.12 ± 0.18	0.97	< 0.05
60	2.38 ± 0.33	0.91	< 0.05
70	1.92 ± 0.22	0.95	< 0.05
75	1.93 ± 0.10	0.98	< 0.05
80	1.50 ± 0.16	0.97	< 0.05
82	1.83 ± 0.42	0.83	< 0.05
83	1.64 ± 0.70	0.64	0.10

Die mittels Regression ermittelten Fraktaldimensionen $D(C)$ sind in Tab. Anh.A.2.3.2 zusammengestellt. r^2 ist der Korrelationskoeffizient der Regression, p die Irrtumswahrscheinlichkeit für die Nullhypothese $D=0$. Die Punkte mit $L > 100$ (Ende des linearen Bereiches wegen der Endlichkeit des Netzes; "upper length scale") werden zur Regressionsrechnung weggelassen.

Daß einige Dimensionen > 2 sind, ist auf folgende Gründe zurückzuführen:

1. Das Netz ist "überkomplett", d.h. (weitgehend) homogen quadratisch mit zusätzlichen Zwischengitterpunkten;
2. Die Aktivitätskonzentrationen sind sehr homogen verteilt, ohne stark ausgeprägte Maxima.

Ab ca. $C = 70 \text{ kBq/m}^2$ ist das Absinken der Dimension $D(C)$ zu beobachten (Abb. Anh.A.2.3.2, "Multifraktalspektrum"), weil die Depositionsmaxima als solche naturgemäß verstreut verteilte Zonen sind.

Lineare Ausdehnung von Extrema

Aus den Meßwerten $C(x)$ der ^{137}Cs -Deposition (kBq/m^2) am Punkt x werden folgende Größen berechnet:

$$r_0(x_0, C) := \max_x \left\{ r: AM_x(C(x): |x - x_0| \leq r \wedge C(x) > C) \right\} \quad F(C) := AM_{x_0} \left(r_0(x_0, C)^2 \right)$$

$F(C) \cdot \pi$ ist also die größte Fläche mit Radius r um jeden Punkt x_0 , innerhalb der das AM der Belastung größer als der Schwellenwert C ist, gemittelt über alle Meßpunkte. $F(C) \cdot \pi$ läßt sich als die mittlere Fläche eines Depositionsmaximums mit $AM(\text{Deposition}) \geq C$ deuten. (In AM kann auch ein gewichtetes Mittel verwendet werden, ähnlich wie bei 2-dimensionaler Interpolation, dies scheint aber keinen Vorteil zu bringen.)

$N(C) := AM_{x_0} \left(\text{Anzahl} \{ x: |x - x_0| \leq r_0 \} \right)$, ist die mittlere Anzahl der Meßpunkte innerhalb der Fläche $F(C)$. Die Wahrscheinlichkeit, ein Extremum mit einem Meßnetz zu entdecken, d.h. es nicht deshalb zu übersehen, weil seine Ausdehnung kleiner als die Maschenweite des Netzes ist, ist ungefähr

$p(C) := F(C) / F_0$, wobei F_0 eine charakteristische Fläche des Netzes ist. Dafür bietet sich

$F_0 = AM_{x_0} \left(\min_x |x - x_0| \right)^2$ an, also das mittlere Quadrat des Mindestabstands zwischen Meßpunkten.

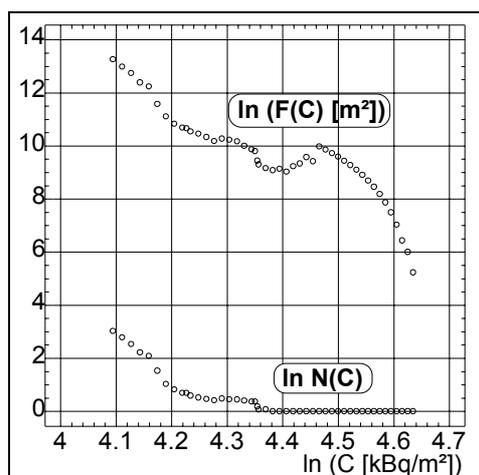


Abb. Anh.A.2.3.3: $F(C)$ und $N(C)$ in Abhängigkeit von C

Tabelle Anh. A.2.3.3 faßt die Ergebnisse zusammen. Für die Regression $F \sim C$ wurden die abhängigen Variablen mit $1/(SD\%)^2$ gewichtet, um den stark unterschiedlichen Schwankungsbreiten Rechnung zu tragen. (Bei $N \sim C$ ist das nicht notwendig).

Die mittlere Fläche eines Maximums mit $C > 80$ kBq/m² beträgt danach etwa 8270 m², mit $C > 100$ kBq/m² etwa 440 m², die eines Maximums $C > 150$ kBq/m²: 2 m² und die eines hypothetischen Maximums $C > 200$ kBq/m²: 0.05 m².

Tab. Anh.A.2.3.3: Parameter der Regressionen $F, N \sim C$; \pm Standardfehler

	alle C	$C < 81$ kBq/m ²
$F[m^2] \sim C[kBq/m^2]$		
a	51.4 ± 2.9	66.6 ± 3.3
b	-9.53 ± 0.66	-13.14 ± 0.77
r	-0.82	-0.96
p	$< 5 \cdot 10^{-6}$	$< 5 \cdot 10^{-6}$
$N \sim C[kBq/m^2]$		
a	18.2 ± 2.0	40.8 ± 3.8
b	-4.05 ± 0.46	-9.39 ± 0.90
r	-0.80	-0.92
p	$< 5 \cdot 10^{-6}$	$< 5 \cdot 10^{-6}$

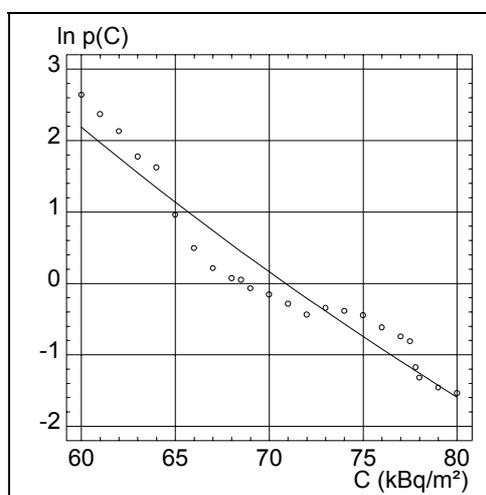


Abb. Anh.A.2.3.4: Zusammenhang zwischen $p(C)$ und C

Abbildung Anh.A.2.3.3 zeigt den Zusammenhang von $F(C)$, $N(C)$ und C als Streudiagramm. Die Standardabweichungen von $F(C)$ und $N(C)$ nehmen mit wachsendem C stark zu. Da $F(C)$ zu jedem C mindestens einen Punkt enthält, kann die Funktion $N(C)$ nicht unter 1 fallen. Im Fall der vorliegenden Kontaminationsdaten ist dies ab $C = 80$ kBq/m² der Fall, d.h. $N(C \geq 80) = 1$. Bei $C > 83$ steigt zudem die SD von $F(C)$ auf über 100%, sodaß für die weitere Auswertung nur die Daten bis $C < 81$ verwendet werden.

Mittels Regression können die Beziehungen $F, N \sim C$ analytisch beschrieben werden:

$$\ln(F, N) = a + b \ln(C)$$

Zum Vergleich können die gleichen Flächen durch Interpolation (kriging) mit Surfer Software berechnet werden. Für $C > 80$ erhält man 7660 m² (Mittel von 10 Flächen), für $C > 100$ ergeben sich 620 m². Diese Werte passen gut zu den oben berechneten.

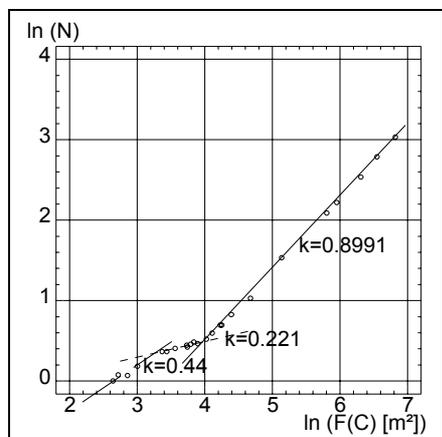
Für F_0 ergeben die Datenpunkte $4.09 \cdot 10^4$ m². (Mittlerer Minimalabstand: $AM \pm SD = 191.0 \pm 4.5$ m). Daraus läßt sich die Entdeckungswahrscheinlichkeit für ein Kontaminationsmaximum, $p(C)$ errechnen. Abb. Anh.A.2.3.4 zeigt die Abhängigkeit von $p(C)$ von C als Streudiagramm sowie die Regressionsgerade (s. weiter unten).

Es ist zu erkennen, daß für $C = \text{ca. } 68$ kBq/m² (empirisch) oder 71 kBq/m² (berechnet) die Entdeckungswahrscheinlichkeit für ein Maximum unter 1 fällt. Für $C = 89$ kBq/m² fällt die (extrapolierte) Wahrscheinlichkeit schließlich unter 0.05. Ein Maximum von über 89 kBq/m² würde infolge der Maschenweite des Meßnetzes mit über 95 % Wahrscheinlichkeit übersehen. (Tatsächlich wurde ein Meßwert 103 kBq/m² gefunden, der nächstkleinere ist 86 kBq/m²).

Die Parameter der Regression lauten:

$$\ln(p) = (56.0 \pm 3.3) - (13.1 \pm 0.8) \ln(C),$$

mit $r = -0.96$ (C mit $(SD\%(F))^2$ gewichtet, nur Punkte entsprechend $C < 81$)



Bemerkenswert ist der Zusammenhang von $F(C)$ und $N(C)$, in Abb. Anh.A.2.3.5 als Streudiagramm.

Für die Bereiche $F(C) > 3 \cdot 10^4 \text{ m}^2$; $1.5 \cdot 10^4 < F(C) < 3 \cdot 10^4$ und $F(C) < 1.5 \cdot 10^4 \text{ m}^2$ läßt sich der Zusammenhang jeweils sehr gut linear (log-log) approximieren.

Abb. Anh.A.2.3.5: Zusammenhang $F \sim N$

Tab. Anh.A.2.3.4: Regression: Zusammenhang zwischen Flächengröße und Anzahl der Beobachtungen

	Regression	r	p
$F(C) > 3 \cdot 10^4 \text{ m}^2$	$\ln(N) = (-8.910 \pm 0.085) + (0.8991 \pm 0.0073) \ln(F)$	0.9997	< 0.05
$1.5 \cdot 10^4 < F(C) < 3 \cdot 10^4$	$\ln(N) = (-1.81 \pm 0.28) + (0.221 \pm 0.028) \ln(F)$	0.95	< 0.05
$F(C) < 1.5 \cdot 10^4$	$\ln(N) = (-3.97 \pm 1.18) + (0.44 \pm 0.13) \ln(F)$	0.92	0.075
alle	$\ln(N) = (-7.00 \pm 0.33) + (0.739 \pm 0.030) \ln(F)$	0.98	< 0.05

Für $F(C) > 3 \cdot 10^4$ läßt sich die Beziehung auch schreiben:

$$N = 0.000135 \cdot F^{0.8991} = 0.000135 \sqrt{F^{1.80}}$$

Der Exponent 1.80 erinnert aufgrund seiner Herleitung an die Fraktaldimension.

Anh.A.3.2 Bestimmung der Wasserabflußmengen

Ermittlung der mittleren Abflußspende durch Regression

Zusätzliche Information bei der durchgeführten Regressionsanalyse gibt die Aufschlüsselung der verfügbaren Eingangsdaten nach Gebietstypen. Tabelle Anh.A.3.2.1 zeigt die Parameter der Regressionen für vier verschiedene Gebietstypen.

Tab. A.3.2.1: Regression Abflußspende (Mq , $l/s.km^2$) - Niederschlag (N , mm/a):
 $Mq = a + b N$; Werte: arithmetisches Mittel \pm Standardabweichung

Gebietstyp	n	a	p(a=0)	b (x 1000)	p(b=0)	r
alle	35	-16.4 ± 4.6	0.0011	38.4 ± 3.6	$< 5 \cdot 10^{-6}$	0.88
Alpenrand	13	-16.5 ± 9.5	0.11	34.5 ± 6.4	$2.3 \cdot 10^{-4}$	0.85
Alpen	9	1.3 ± 9.7	0.89	34.3 ± 6.6	0.0013	0.89
Hügelland	10	-12.9 ± 1.2	$< 5e-6$	30.6 ± 1.3	$< 5 \cdot 10^{-6}$	0.99
Flachland	3	10.9 ± 3.2	0.18	-17.9 ± 6.2	0.21	-0.94
alle außer Flachland	33	-15.4 ± 5.5	0.0086	37.7 ± 4.2	$< 5 \cdot 10^{-6}$	0.86

Die beste Korrelation wird für den Gebietstyp Hügelland erzielt ($p < 5 \cdot 10^{-6}$), die schlechteste (nämlich gar keine, $p = 0.21$) für Flachland. Nur für Hügelland ist a (Intercept) sicher < 0 . Der Anstieg b ist für alle Typen außer Flachland (nicht sign.) etwa gleich.

Für Bärnkopf mit $N = 915$ mm; Gebiet = Hügelland, ergibt sich daraus: $Mq = 15.1 \pm 1.7$ l/s km².

Anh.A.3.3 Bestimmung von Kd-Faktoren

An einer Stelle im Untersuchungsgebiet des Weinsberger Waldes wurde versucht, den Verteilungskoeffizient verschiedener Radionuklide zwischen Sediment und Wasser zu bestimmen. Dazu wurde eine Stelle ausgewählt, an der Grundwasser aus dem Waldboden austritt, sich in einer flachen Grube sammelt und dann als Bach abläuft. Solche sumpfigen Quellbereiche mit langem Kontakt des Grundwassers mit dem Oberboden sind im Weinsberger Wald typisch. Da im Grundwasser selbst die ¹³⁷Cs-Aktivitätskonzentration offensichtlich sehr gering ist - ein Meßwert einer Grundwasserprobe aus einem Brunnen nahe w0 (15.10.1997) hat eine ¹³⁷Cs-Konzentration < 2.4 mBq/l ergeben, also deutlich weniger als im Mittel im Bachwasser, ist anzunehmen, daß die Kontamination des Bachwassers im Bereich des intensiven Kontakts des austretenden Grundwassers mit kontaminierten oberen Schichten des Waldbodens zustandekommt.

Tab. Anh.A.3.3.1: Radionuklide in Wasser und Sediment, Kd-Werte. Fehler: 1.65σ

	Wasser mBq/l	Sediment Bq/kg TS	Kd l / kg TS
¹³⁴ Cs	$1.15 \pm 30\%$	$4.66 \pm 14 \%$	$4054 \pm 33 \%$
¹³⁷ Cs/Bomben	$37.6 \pm 57\%$	$86.4 \pm 86 \%$	$2297 \pm 103\%$
⁴⁰ K	$35.6 \pm 27\%$	$65.1 \pm 18 \%$	$1827 \pm 32\%$
⁷ Be	$28.6 \pm 51\%$	$43.0 \pm 55 \%$	$1502 \pm 75\%$

Zur Berechnung der Kd-Faktoren wurden aus der genannten Grube Wasser und Sediment (Schlamm, reich an organischen Anteilen) entnommen. Das Wasser wurde zentrifugiert und das gereinigte Wasser und das Sediment gamma-spektrometrisch gemessen. Die Ergebnisse sind in Tabelle Anh.A.3.3.1 zu finden.

Die Cs-Konzentration im Wasser ist bemerkenswert hoch: ¹³⁷Cs-gesamt: 104 mBq/l, also eine Größenordnung mehr als in den sonstigen Bachwässern. Möglicherweise wird ein großer Teil der gelösten Radionuklide später wieder desorbiert.

Die Unsicherheit des Kd-Faktors von Bomben-¹³⁷Cs ist sehr hoch wegen der fehlerfortpflanzung aus den Unsicherheiten der Meßwerte von ¹³⁷Cs/gesamt und ¹³⁴Cs, aus denen es berechnet wird (¹³⁷Cs : ¹³⁴Cs = 57.5 zum Bezugszeitpunkt).

ANH. A.5 VERZÖGERTE DEPOSITION

Anh. A.5.1 Daten

Die Rohdaten stammen aus einer Datei der BALUF. Die verwendeten Parameter sind: N, F, C, wobei:

N = Niederschlagsmenge in Liter im Sammelzeitraum (ca. 1 Monat)

F = Fläche des Sammlers (m²)

C = Aktivitätskonzentration ¹³⁷Cs im gesammelten Niederschlag, Bq/l

Daraus werden berechnet:

D = Deposition $\text{Bq/m}^2 \text{ roh} = C N / F$

$D_0 = D$, normiert auf 30 Tage ($30 * D / \text{Sammelzeitraum}$), bezogen auf 1.1.86

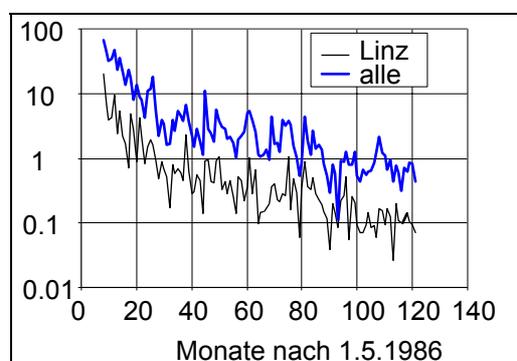
$D_1 = D_0 / AM(D_0)$, zur Vergleichbarkeit der Zeitreihen zu den verschiedenen Meßstellen

Daten W_g (großer Sammler Wien): verschiedene Fraktionen werden addiert, daraus N , C neu berechnet. Aus W_g und W_k (kleiner Sammler Wien) wird W gebildet = W_k bis Ende 1988, ab dann W_g . Ein Wert aus Salzburg (1/88) wurde als Ausreißer entfernt. Starker Regen während untypisch kurzem Sammelzeitraum ergab einen unrealistisch hohen normierten Wert D_0 .

Anh. A.5.2 Zeitverlauf der normierten Deposition

Anh. A.5.2.1 Abklingverhalten

Untersucht werden zwei Zeitreihen: D_1 für Linz und Summe aller Meßstellen vs. Monat nach 1.1.86. Der Meßort Linz wurde gewählt, weil dort die vollständigste Zeitreihe zur Verfügung steht. Abb. Anh. A.5.2.1.1 zeigt den Zeitverlauf der normierten Depositionen D_1 .



Der physikalische Zerfall des ^{137}Cs ist hier eliminiert, d.h. die Deposition sinkt mit der Zeit auch unabhängig vom physikalischen Zerfall. Wie deutlich zu erkennen ist, fällt sie in den ersten 2 Jahren stärker ab als danach.

Dieses Verhalten wird mit zwei Methoden analysiert:

(a) Lineare Regressionen, getrennt für die beiden Zeitabschnitte;

(b) Nichtlineare Regression mit einem kombinierten Modell

Abb. Anh.A.5.2.1.1: Zeitverlauf der normierten Depositionen

(a) Lineare Regression, $\ln(D_1) = a + k t$

Erste 2 Jahre: $D_1 \sim \exp(-k_1 t)$ danach: $D_1 \sim \exp(-k_2 t)$ dabei sind:

k_1 : Anstieg $\ln(D_1) - t$, Monate 0 - 27

k_2 : Anstieg $\ln(D_1) - t$, Monate 21 - 113

k : Anstieg $\ln(D_1) - t$, Monate 0 - 113

Tabelle Anh.A.5.2.1.1 zeigt die Ergebnisse der Rechnung. In weiteren Zeilen der Tabelle sind angegeben:

Summe: addierte Meßwerte D_0 Bq/m^2 (1.5.86)

$$\text{Int: } \int_0^{25} D_0(t; k_1) dt + \int_{25}^{113} D_0(t; k_2) dt, \text{ in } \text{Bq/m}^2 \text{ (1.5.86); alle: Summe aller } D_1$$

Tab. Anh.A.5.2.1.1: Gestückelte lineare Regression

B = Bregenz, G = Graz, I = Innsbruck, K = Klagenfurt, L = Linz, R = Retz, S = Salzburg, W = Wien.

	B	G	I	K	L	R	S	W	AM	SD	SD%	alle
-k (E-2)	2.76	3.64	4.75	2.85	3.13	2.14	2.81	2.97	3.31	0.73	23	3.11
r ²	0.57	0.87	0.75	0.77	0.82	0.68	0.73	0.75				0.83
-k ₁ (E-2)	7.13	12.0	11.1	12.4	10.7	8.50	8.60	5.49	9.50	2.30	24	11.7
r ²	0.53	0.65	0.69	0.86	0.83	0.63	0.67	0.86				0.90
-k ₂ (E-2)	0.75	2.23	1.62	1.78	2.25	1.89	1.72	2.28	1.82	0.57	31	2.13
r ²	0.17	0.64	0.41	0.58	0.70	0.61	0.54	0.56				0.71
Summe	412.2	179.3	351.0	591.7	573.6	100.5	727.3	80.1				
Int	479.6	425.0	599.5	1132.3	902.2	236.2	1062.4	104.7				

Der optische Eindruck (Abb. Anh.A.5.2.1.1), daß die monatliche Deposition in der zweiten Phase deutlich schwächer absinkt, wird durch das Ergebnis (-k₂) < (-k₁) bestätigt.

(b) Nichtlineare Regression

Für die mittlere normierte Deposition, das arithmetrische Mittel der D₁ aller Meßstellen, wird die Regression nach folgenden beiden Modellen durchgeführt:

- (1) D₁ = a + b exp(-k t)
- (2) D₁ = b₁ exp(-k₁ t) + b₂ exp(-k₂ t)

Tabelle Anh. A.5.2.1.2 zeigt die Ergebnisse der Rechnung.

Tab. Anh. A.5.2.1.2: Nichtlineare Regression

	D ₁ (t > 1/87)	D ₁ (t > 12/87)
a	0.226 ± 0.045	0.143 ± 0.043
b	7.95 ± 0.35	1.21 ± 0.13
-k	0.136 ± 0.009	0.058 ± 0.012
r ²	0.90	0.54
b ₁	7.79 ± 0.42	0.93 ± 0.28
-k ₁	0.161 ± 0.018	0.132 ± 0.082
b ₂	0.73 ± 0.32	0.62 ± 0.28
-k ₂	0.018 ± 0.008	0.018 ± 0.008
r ²	0.91	0.56

Das 2. Modell scheint besser zu passen, d.h. ein mit der Zeit konstanter Fallout-Anteil (= a) scheint nicht nachweisbar zu sein. Abb. Anh. A.5.2.1.2 zeigt die Ausgleichskurve des Modells (2). Die nach (a) und (b.2) berechneten Regressionskonstanten k₁ und k₂ passen größenordnungsmäßig gut zusammen, nämlich -k₁ = 0.117 bzw. 0.161, -k₂ = 0.0213 bzw. 0.018.

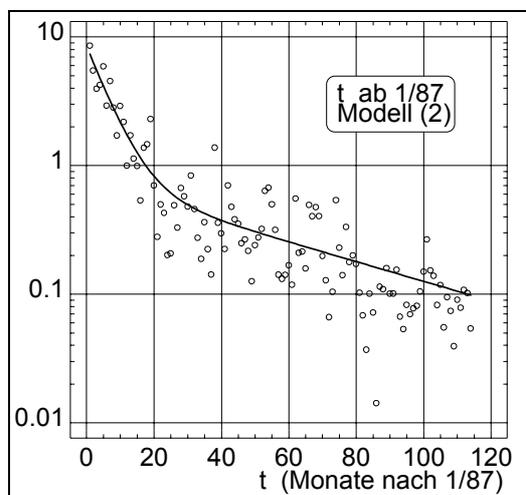


Abb. Anh. A.5.2.1.2: Nichtlineare Regression von normierter Deposition nach Zeit

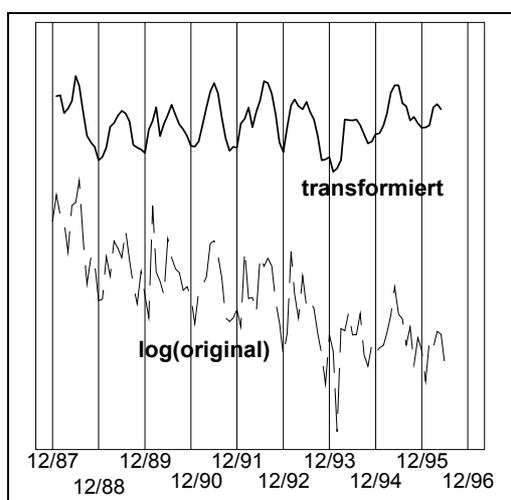
Man kann annehmen, daß verschiedene Mechanismen für das unterschiedliche Verhalten in den beiden Phasen verantwortlich sind. Die Resuspensionsrate nimmt bei ungestörten Böden mit der Zeit exponentiell ab (GARLAND & PATTENDEN, 1989), weil die Aktivitätskonzentration an der Bodenoberfläche mit der Zeit in grober Näherung exponentiell abnimmt (abgesehen vom physikalischen Zerfall) (BOSSEW 1997).

In BMGSK (1994) wurden aus den Daten der Aerosol- und Bodenbelastung an 6 Orten jährliche Mittelwerte der Resuspensionsfaktoren von ¹³⁷Cs berechnet (unterstellt ist dabei, daß die Belastung der Aerosole Ergebnis von resuspendierten Boden- oder Pflanzenteilchen ist); diese Faktoren sinken zwischen 1987 und 1991 mit

einer effektiven Halbwertszeit von 572 ± 58 d. Unter Berücksichtigung des physikalischen Zerfalls ergibt sich daraus eine ökologische Halbwertszeit von 603 d oder eine Zerfallskonstante von 0.035 Monat^{-1} . Dieser Wert paßt ausgezeichnet zum analog ermittelten $-k = 0.033$ (Tabelle Anh.A.5.2.1.1; 2. Zeile).

Anh. A.5.2.2 Periodizität der Deposition

Um eine allfällige Periodizität im Zeitverhalten der verzögerten Deposition zu untersuchen, müssen die Daten aufbereitet werden. Zur Analyse werden im folgenden die Daten D_1 , Summe der Meßstellen, verwendet. Folgende Filter werden angewendet (in dieser Reihenfolge):



- erste 11 Monate weggelassen;
- log;
- linearer Trend entfernt (entspricht dem expon. Abfall);
- Glättung (gleitender Mittelwert, 3-Punkt)

Abb. Anh. A.5.2.2.1 zeigt die ursprüngliche und die transformierte Datenreihe. Die Periodizität ist daraus schon zu erkennen.

Die Periodizität kann mittels Autokorrelation (Abb. Anh. A.5.2.2.2) oder Fourieranalyse (Abb. Anh. A.5.2.2.3) untersucht werden. In beiden Fällen ist die 1-Jahr-Periode gut zu erkennen. Die höchsten Depositionen finden im Mai und Juni statt. Im Gegensatz dazu treten die höchsten Werte der Aerosolbelastung im Winter auf (BMGSK 1994, BMGK 1995).

Abb. Anh.A.5.2.2.1: Ursprüngliche und transformierte Depositionsdaten für die Summe aller Meßstellen

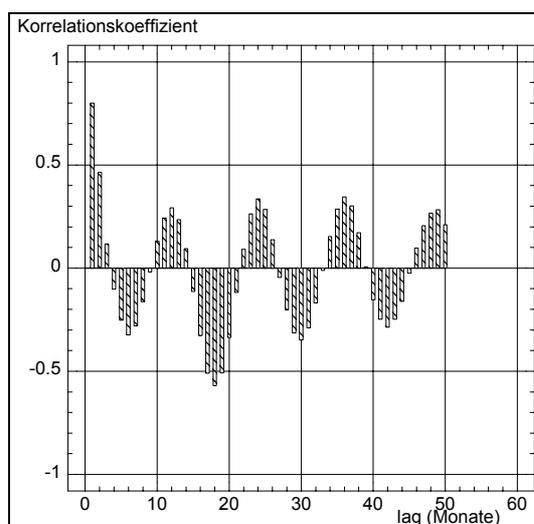


Abb. Anh.A.5.2.2.2: Autokorrelation der Zeitreihe von Abb. Anh.A.5.2.2.1

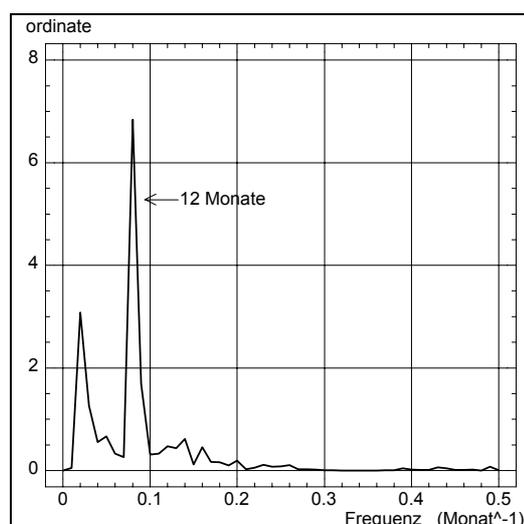


Abb. Anh.A.5.2.2.3: Periodogramm (Fourieranalyse) der Zeitreihe von Abb. Anh.A.5.2.2.1

Der erste Peak entspricht einer Periode von etwa 4 Jahren. (Vermutlich Zufall oder Artefakt)

Anh. A.5.3 Bodenbelastung - Deposition

Der Zusammenhang zwischen Bodenbelastung B (kBq/m²), verzögerter Deposition D (Bq/m²) und Niederschlag N (l/Monat) in Abhängigkeit vom Meßort x, wird zunächst mit Korrelationsanalyse der Datenreihen B(x), D(x) und N(x) untersucht.

Daten: N: normierte (30 d) Niederschlagsmenge, davon AM des Berechnungszeitraums (Phase 1, Phase 2, beide), dies multipliziert mit der Anzahl der Monate in diesem Zeitraum.

B: Aus den Daten der Datenbank zur Cs-Karte wurde die mittlere (AM) ¹³⁷Cs-Belastung der Umgebung der Meßpunkte berechnet.

D: Verzögerte Deposition nach Tabelle Anh. A.5.2.2.1.

Die Tabelle Anh.A.5.3.1 zeigt das Ergebnis der Korrelationsanalyse.

Tab. Anh.A.5.3.1 Korrelationsmatrizen (Ergebnisse: r², (p) = Irrtumswahrscheinlichkeit für r² > 0)

	B	N		B	N Phase1		B	N Phase2
B		0.53 (0.18)	B		0.49 (0.22)	B		0.56 (0.15)
D	0.92 (0.001)	0.50 (0.21)	D Phase1	0.91 (0.002)	0.41 (0.31)	D Phase2	0.83 (0.011)	0.60 (0.12)

Es zeigt sich also: In Phase 1 ist die verzögerte Deposition (D) von der Bodenbelastung (B) stärker abhängig als in Phase 2, d.h. die Ortsabhängigkeit der verzögerten Deposition nimmt mit der Zeit ab. In Phase 2 ist dagegen die verzögerte Deposition (D) vom Niederschlag (N) stärker abhängig als in Phase 1 (wenn auch nie signifikant).

Da B und N untereinander nicht korreliert sind, wie aus den Tabellen Anh.A.5.3.1 zu erkennen ist, kann man eine multiple Regression

$$D = a_0 + a_1 B + a_2 N$$

durchführen. Die Rechnung zeigt, daß in keiner Phase und auch nicht im gesamten Zeitintervall ein signifikantes a₂ identifizierbar ist (F-Test). Wegen der nicht signifikanten Korrelation D ~ N (Tab. Anh. A. 5.3.1) ist dieses Ergebnis zu erwarten.

Da a₀ und a₁ signifikant > 0 sind, wird als nächster Schritt die Variable N aus der Regression eliminiert und eine einfache Regression D = a₀ + a₁ B durchgeführt. Als Daten werden dieselben wie oben verwendet. In Tabelle Anh.A.5.3.2 sind die Ausgangswerte zusammengestellt.

Tab. Anh.A.5.3.2: Bodenbelastung (AM ± SD) und verzögerte Deposition

Meßstelle	Meßpunkte aus Umkreis (km)	Bodenbelastung, kBq/m ² , bez.1.1.1986	berechnete Deposition, Bq/m ² , 1/87-6/96, bez. 1.1.86	berechnete Deposition, Bq/m ² , 1/87-1/89, bez. 1.1.86	berechnete Deposition, Bq/m ² , 1/89-6/96, bez. 1.1.86
Bregenz (B)	5	14.1 ± 7.4	480	344	136
Graz (G)	5	16.4 ± 4.1	425	370	55
Innsbruck (I)	10	7.5 ± 3.4	600	516	83
Linz (L)	5	32.1 ± 11.7	1132	970	162
Klagenfurt (K)	10	31.8 ± 10.4	902	755	148
Retz (R)	10	5.1 ± 0.7	236	132	104
Salzburg (S)	10	38.1 ± 8.0	1062	862	201
Wien (W)	5	4.6 ± 1.8	105	75	30

Die Bodenbelastung aus der Umgebung der Meßpunkte ist nur relativ ungenau bekannt. Mittels linearer Regression wird der Zusammenhang von verzögerter Deposition (D) und Bodenbelastung (B) untersucht. Das Modell lautet: $D = a + b B$. Die zwei Phasen (1/87 - 6/89; 1/89 - 6/96) und die gesamte Periode (1/87 - 6/96) werden wieder separat untersucht.

Die Tabellen Anh.A.5.3.3.a-c zeigen die Ergebnisse der Regressionsrechnung.

Tab. Anh.A.5.3.3.a: Zusammenhang zwischen Deposition 1/87-6/96 und Bodenbelastung

Parameter	Estimate	p
a	131 ± 101	.24
b	26.0 ± 4.5	.0012

$r^2 = 0.85$

Intercept $a = 131 \text{ Bq/m}^2 > 0$ ($p = 0.24$; nicht signifikant). Abb. Anh.A.5.3.1 zeigt die Ausgleichsgerade.

Tab. Anh.A.5.3.3.b: Zusammenhang zwischen Deposition 1/89-6/96 und Bodenbelastung

Parameter	Estimate	p Level
a	48.5 ± 22.1	.070
b	3.54 ± 0.98	.011

$r^2 = 0.69$

Intercept $a = 48.5 \text{ Bq/m}^2 > 0$ ($p = 0.07$; nicht signifikant)

Daraus ergibt sich ein "echter", d.h. nicht von der Bodenbelastung abhängiger, d.h. nicht auf Resuspension aus dem Nahbereich zurückzuführender Fallout von $48.5 / 89 = 0.54 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{Monat}$ (= Mittelwert aller Meßstellen und Mittelwert über die Zeitperiode).

Tab. Anh.A.5.3.3.c: Zusammenhang zwischen Deposition 1/87-6/89 und Bodenbelastung

Parameter	Estimate	p Level
a	82 ± 95	.42
b	22.5 ± 4.2	.0095

$r^2 = 0.83$

D.h. hier ist Intercept $a > 0$ ($p = 0.42$, nicht signifikant).

Die Regression ist also in der zweiten Phase flacher (= kleinerer Anstieg b) als in der ersten, der Zusammenhang zwischen Deposition und Bodenbelastung daher in der ersten Phase stärker ausgeprägt als in der zweiten, im Einklang mit den Ergebnissen aus den Tabellen Anh.A.5.3.1.

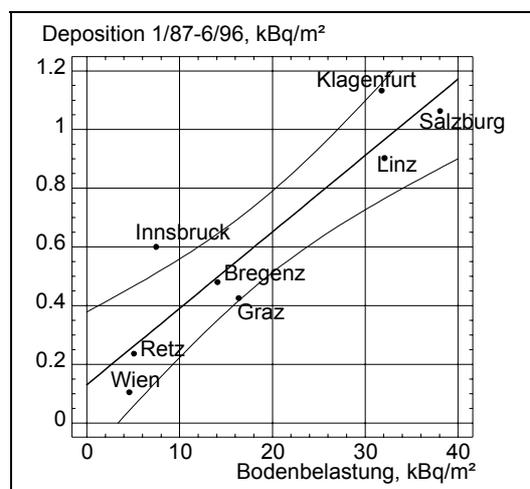


Abb. Anh.A.5.3.1: Regression Bodenbelastung - verzögerte Deposition

Für die Regression in der Phase 2 (1/89-6/96), der einzigen, bei der sich ein einigermaßen signifikanter Intercept $a > 0$ ergibt, kann man den Beitrag des ortsunabhängigen Anteils (a) zur Deposition ($a + b B$, $B = \text{Bodenbelastung}$) berechnen. Dieser Beitrag liegt zwischen 30% (Klagenfurt) und 75% (Wien), im Mittel (GM) 46%.

In Tabelle Anh.A.5.3.4 sind nun die Ergebnisse der Regression Deposition ~ Bodenbelastung jenen der Untersuchung des Zeitverhaltens, Abschnitt Anh.A.5.2, Modell (b.2) gegenübergestellt. Dabei bedeuten "Beitrag 1" bzw. "Beitrag 2" die Beiträge der durch (b_1, k_1) bzw. (b_2, k_2) beschriebenen Anteile der Funktion $D_1(t)$ zum Zeitintegral von D_1 , d.h.,

$$\text{Beitrag 1} = \frac{\int_{t_1}^{t_2} b_1 e^{-k_1 t} dt}{\int_{t_1}^{t_2} (b_1 e^{-k_1 t} + b_2 e^{-k_2 t}) dt}, \text{ Beitrag 2 analog, } t_1 \text{ und } t_2 \text{ jeweils Grenzen der Phasen.}$$

Tab. Anh.A.5.3.4: Vergleich der Phasen der verzögerten Deposition

	Phase 1: 1/87 - 6/89	Phase 2: 1/89 - 6/96	Phase 1+2: 1/87 - 6/96
Beitrag 1	74 %	4.6 %	58 %
Beitrag 2	26 %	95.4 %	42 %
Intercept a	82	48.5	131
Anstieg b	22.5	3.54	26.0
r ²	0.83	0.69	0.85

Dies zeigt, daß offensichtlich vor allem der durch Beitrag 1 beschriebene und in der ersten Phase dominierende Depositionsmechanismus für die Ortsabhängigkeit der verzögerten Deposition verantwortlich ist (hoher Anstieg b, hohes r²), während der in der zweiten Phase dominierende, durch Beitrag 2 beschriebene Mechanismus, weit weniger ortsabhängig ist.

Dies würde zu der unwahrscheinlichen Interpretation führen, daß die Deposition in der zweiten Phase, also auch heute, vor allem durch echten Fallout oder von langstreckentransportierten resuspendierten Partikeln verursacht wird, wohingegen die Resuspension aus der näheren Umgebung nur noch wenig Rolle spielt, im Gegensatz zur ersten Phase, in der diese dominiert hat. Zu erwarten ist jedoch, daß heute Umgebungs-Resuspension mindestens die gleiche Rolle spielt und "echter" Fallout vernachlässigbar ist.

Oben wurde berechnet, daß im Mittel über die 8 Meßstellen 46% der Deposition während Phase 2 auf den ortsunabhängigen Teil zurückzuführen ist. Unter der Annahme, daß der Mechanismus 2 mit dem ortsunabhängigen Teil zu identifizieren ist, steht dieser Wert im Widerspruch zu den 94.5 %, die Mechanismus 2 in dieser Phase beiträgt.

Es wird angenommen, daß Mechanismus 2 selbst aus einem ortsunabhängigen und einem ortsabhängigen Teil besteht. Es ist auch zu bedenken, daß die Parameter (b₁, k₁) und (b₂, k₂) im Modell b.2 (Abschnitt Anh.A.5.2) aus den über die Meßstellen gemittelten Depositionsdaten berechnet wurden; falls die Identifizierung (b₁, k₁) - ortsabhängiger Depositionsanteil zutrifft, sind auch (b₁, k₁) ortsabhängig; (b₂, k₂) sind zwar (falls die Hypothese der Identifizierung stimmt) ortsunabhängig, aber sicher nicht identisch mit den hier aus einem Mittelwert berechneten. Für ortsspezifisch berechnete Parameter (b, k) würde der oben gezeigte Widerspruch möglicherweise nicht bestehen.

Aus diesen vorläufigen Beziehungen kann die derzeitige monatliche Deposition im Weinsberger Wald grob abgeschätzt werden. Die Bodenbelastung mit ¹³⁷Cs beträgt 55.3 kBq/m², daher die berechnete Deposition 1/89 - 6/96:

$$D = 48.5 + 3.54 \times 55.3 = 244 \text{ Bq/m}^2.$$

Da Beitrag 1 in dieser Phase nur wenig Rolle spielt, folgt

$$244 = \int_{24}^{113} b_2 e^{-0.018 t} dt, \text{ daraus } b_2 = 8.48 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{Monat, und}$$

$D(t = 1.5.1996) = 8.48 e^{-0.018 \times 120} = 0.98 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{Monat}$ (120 = Monate seit 1.5.1986). Davon sind $48.5/244 = 20\%$ ortsunabhängig, d.h. echter Fallout und Fernanteil der Resuspension = $0.19 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{Monat}$. Im Lauf des Jahres 1996 beträgt die Deposition 13 Bq/m^2 (durch Integration berechnet), oder 2.6 Bq/m^2 ortsunabhängiger, "echter" Fallout oder ferntransportierte Resuspension.

Für die Fläche des Untersuchungsgebietes (9.22 km²) bedeutet das einen jährlichen Eintrag von ca. $9.22 \times 10^6 \times 2.6 = 24 \cdot 10^6$ Bq/a = 24 MBq/a, oder einen jährlichen Zuwachs des Inventars (510 GBq, siehe Tabelle 2.2.2) von 0.0047 %, also eine verschwindende Größe.

Anh. A.5.4 Niederschlagsmenge - Deposition

Die Daten an jedem Meßort werden zur Analyse in folgender Form verwendet:

N2 = Normierte (30 d) monatliche Niederschlagsmenge (l), ab 10/88

C2 = normierte (30 d) und auf 1.5.86 bezogene Aktivitätskonzentration (Bq/l), ab 10/88

res(C2) = Elimination des Trends von C2 = Residuen von C2 um die Regressionslinie

D2 = Deposition, normiert (30 d), bez. 1.5.86 (Bq/m²), ab 10/88

res(D2) = analog res(C2)

n = Anzahl der Daten.

(Hier 10/88 statt 1/89 wie oben gewählt, da einerseits der erste (< ≈ 2 Jahre) exponentielle Abfall zwecks einfacherer Trendelimination abgeschnitten werden soll, andererseits möglichst viele Daten (n) übrigbleiben sollen).

Tabelle Anh. A.5.4.1 faßt die Ergebnisse der Korrelationsrechnung zusammen, die für jeden Standort einzeln durchgeführt wurde; folgende Korrelationen wurden berechnet:

(a) für $\log(N) - \log(C)$ (bzw. $\log(D)$),

(b) für $N - \text{res}(C)$ (bzw. $\text{res}(D)$).

Beide haben Vor- und Nachteile: (a) glättet Extreme, berücksichtigt aber (durch Elimination) den Trend von C (bzw. D) nicht; (b) umgekehrt.

Korrelationskoeffizienten und Irrtumswahrscheinlichkeit p ($r = 0$):

$r := \text{cov}(x,y) / \sigma_x \sigma_y$; p mit der Annahme, daß $r \sqrt{(n-2)/(1-r^2)}$ der t-Verteilung mit n-2 FG folgt.

Tab. Anh. A.5.4.1: Korrelation Niederschlag - Deposition

n	31 (I) bis 91 (L)
N2 - res(C2): r	-0.10 (B) bis -0.60 (R)
N2 - res(C2): p	0.0093 (L) bis 0.27 (B)
$\log(N2) - \log(C2)$: r	-0.21 (S) bis -0.73 (G)
$\log(N2) - \log(C2)$: p	$2.1 \cdot 10^{-4}$ (W) bis 0.062 (S)
N2 - res(D2): r	+0.19 (L) bis 0.65 (G)
N2 - res(D2): p	$4.8 \cdot 10^{-23}$ (G) bis 0.25 (W)
$\log(N2) - \log(D2)$: r	+0.070 (W) bis +0.51 (I)
$\log(N2) - \log(D2)$: p	$4.4 \cdot 10^{-12}$ (K) bis 0.31 (R)

Es zeigt sich, daß

(a) N und C in den meisten Fällen gut negativ korrelieren; das ist ein Hinweis auf trockene Deposition (siehe Abschnitt A.5.5);

(b) N und D in den meisten Fällen gut positiv korrelieren, ein Hinweis auf nasse Deposition.

Die oft guten Korrelationen scheinen allerdings z. T. auf Extremwerte (möglicherweise Ausreißer) zurückzuführen sein; Abb. Anh.A.5.4.1 zeigt zwei Beispiele (Linz und Klagenfurt).

Die weitere Analyse zeigt, daß die Korrelation $N \sim D$ signifikant umso stärker ausgeprägt ist, je größer die Bodenbelastung ist ($p = 0.014$), während die Korrelation $N \sim C$ von der Bodenbelastung unabhängig ist ($p = 0.87$). Dagegen ergibt sich, daß die negative Korrelation $C \sim N$ umso ausgeprägter ist, je niedriger die gesamte über den Beobachtungszeitraum integrierte Niederschlagsmenge ist (Daten gemäß Variable N aus Abschnitt Anh.A.5.3; $p = 0.017$).

Dies läßt sich dadurch erklären, daß die Resuspensionsfaktoren prinzipiell mit steigender Depositionshöhe abnehmen (GARLAND & PATTENDEN, 1989). Die Ursache ist wahr-

scheinlich die unterschiedliche Tiefenverteilung von Radiocäsium, die sich aus den verschiedenen Anteilen von trockener und nasser Deposition ergeben. Bei starken Naßdepositionen zeigten sich in der Anfangsphase sehr große Migrationsgeschwindigkeiten in der Größenordnung cm/Stunde (SCHIMMACK et al., 1989). Dies deshalb, da offenkundig zu wenig Zeit war um die Einstellung des Gleichgewichts zwischen Bodenwasser und Bodenmatrix zu ermöglichen. Später erfolgte die Migration mit jener Geschwindigkeit, die aus der Literatur bekannt ist (STREBL et al., 1996). Dies bedeutet, daß von Anfang an in Hochdepositionsgebieten der resuspendierbare Anteil an der Gesamtkontamination geringer war als in Gebieten mit niedriger Deposition.

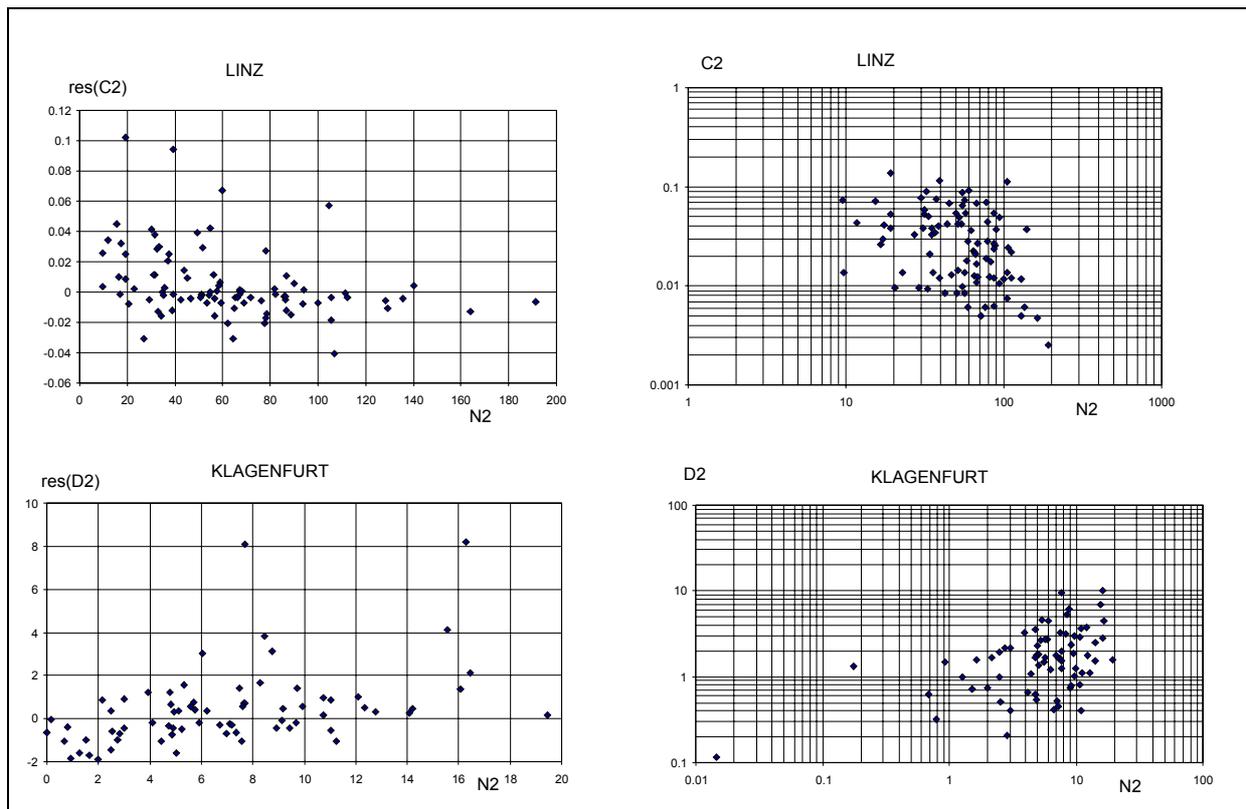


Abb. Anh.A.5.4.1: Korrelation Niederschlag - Deposition

Zusammenfassung

- (1) Die Analyse des Zeitverhaltens zeigt eine Periodizität der verzögerten Deposition mit Maxima im Frühsommer.
- (2) Das Zeitverhalten zeigt zwei Phasen etwa exponentiellen Abklingens der verzögerten Deposition, nämlich 1: 1/87 bis ca. 1/89 und 2: ab ca. 1/89. Die beiden Phasen unterscheiden sich deutlich in der Abklingkonstante.
- (3) Die zeitintegrierte verzögerte Deposition ist signifikant ortsabhängig. In Phase 1 ist die Ortsabhängigkeit viel stärker ausgeprägt als in Phase 2.
- (4) Das führt zu der Annahme, den Mechanismus, der zum Zeitverhalten von Phase 1 führt, mit dem ortsabhängigen, den zu Phase 2 gehörenden Mechanismus mit dem ortsunabhängigen Teil zu identifizieren.
- (5) Niederschlagsmenge (l/m².Monat) und verzögerte ¹³⁷Cs-Deposition (Bq/m².Monat) sind positiv korreliert, ¹³⁷Cs-Aktivitätskonzentration in der monatlich gesammelten Niederschlagsmenge (Bq/l) und verzögerte ¹³⁷Cs-Deposition (Bq/m².Monat) sind negativ korreliert.
- (6) Die positive Korrelation Niederschlagsmenge - Deposition ist umso stärker ausgeprägt, je höher die Bodenbelastung ist, die negative Korrelation Niederschlagsmenge - Aktivitätskonzentration umso stärker, je höher der Gesamtniederschlag.
- (7) Aus den vorläufigen Schlüssen aus (2) bis (4) läßt sich für das Jahr 1996 grob ein ¹³⁷Cs-Eintrag durch Fallout oder ferntransportierte Resuspension in das Untersuchungsgebiet Weinsberger Wald von 24 MBq schätzen oder 0.0047% des Inventars.

C UNTERSUCHUNG ÖSTERR. KLÄRANLAGEN - SCHWERPUNKT LAMBACH

Anh.C.1.5 Masseströme in der Kläranlage Lambach - Ableitung von Parametern

Anh.C. 1.5.1 Zulauf in die Kläranlage: Korrelation zwischen Feststoffgehalt, Zuflußmenge und Niederschlagsmenge im Untersuchungsgebiet der Kläranlage Lambach in Abhängigkeit von der Wetterlage

Die Zusammenhänge lassen sich analytisch näherungsweise so beschreiben:

$$C \sim Z^{-0.354 \pm 0.019} \quad (r = -0.40, p < 0.05)$$

$$M \sim Z^{+0.646 \pm 0.018} \quad (r = 0.62, p < 0.05)$$

$$C \sim M^{+0.396 \pm 0.018} \quad (r = 0.46, p < 0.05)$$

Multiple Regression M, C ~ Z, N₁:

$$M \sim Z^{+0.557 \pm 0.047} N_1^{+0.068 \pm 0.019}, (\sqrt{r^2_{adj}} = 0.64, p < 0.05)$$

$$C \sim Z^{-0.443 \pm 0.047} N_1^{+0.068 \pm 0.019}, (\sqrt{r^2_{adj}} = 0.38, p < 0.05)$$

Tab. Anh.C.1.5.1.1: Regression M ~ Z^a

W	n	a	r	p
1 (trocken)	1182	0.438 ± 0.068	0.18	<0.05
>1	609	0.571 ± 0.039	0.51	<0.05
2 (Regen)	479	0.601 ± 0.044	0.53	<0.05
3 (Gewitter)	42	0.591 ± 0.153	0.52	<0.05
4 (Schnee)	86	0.397 ± 0.093	0.42	<0.05

Tabelle Anh.C.1.5.1.1 zeigt den analytischen Zusammenhang der Variablen M und Z sortiert nach Wetterlagen: Für W=1 ist der Zusammenhang möglicherweise ein Artefakt, hervorgerufen durch einige influential points. Für W=2 und 3 (Regen und Gewitter) sind die Koeffizienten a praktisch gleich (in der Tabelle fett). Für W=4 (Schnee, Schneeschmelze?): viel weniger Feststofftransport mit dem Zufluß.

Anh.C.1.5.2 Trend und Periodizität des Zuflusses

Tab. Anh.C.1.5.2.1: Zufluß bei Trockenwetter (Mittelwert±Standardabweichung in m³/d)

	Z ₁	Z ₂
n	735	1178
AM	2056	2108
SD	235	241

Verwendete Variable:

Z₁ := Z für N = 0, Daten bis 31.12.1995, Z < 3000 m³/d

Z₂ := Z für w = 1 (trocken), Daten bis 31.12.1996, Z < 3000 m³/d

1) Linearer Trend:

$$Z_1 = (1960 \pm 16) + (0.138 \pm 0.020) t \quad (t = \text{Tage ab 1.1.92}), r = 0.25, p < 0.05$$

$$Z_2 = (1967 \pm 13) + (0.157 \pm 0.013) t, \quad r = 0.35, p < 0.05$$

Der mittlere Wasserverbrauch steigt signifikant mit der Zeit.

Für Mitte 1997 ergibt sich $Z_1 = 2240 \text{ m}^3/\text{d}$, $Z_2 = 2280 \text{ m}^3/\text{d}$; es ist also für Mitte 1997 mit einem mittleren täglichen Trockenwetterzulauf von $2260 \text{ m}^3/\text{d}$ zu rechnen.

2) Periodizität:

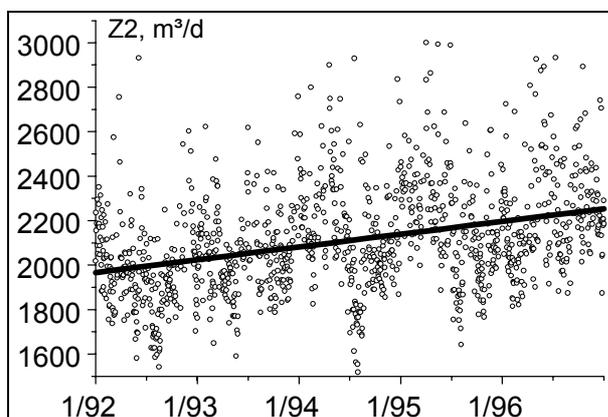


Abb. Anh.C.1.5.2.1: Linearer Trend des Trockenwetterzulaufs Z_2

Linearen Trend entfernen:

$Z_{1t} := Z_1 - 1960 - 0.138 t$, Z_{2t} analog, danach sin anpassen.

$$Z_{1t} = (97 \pm 54) \sin(\pi(t + (132 \pm 94))/(203.9 \pm 2.3))$$

$$Z_{2t} = (99.0 \pm 9.0) \sin(\pi(t + (124 \pm 13))/(203.6 \pm 2.2))$$

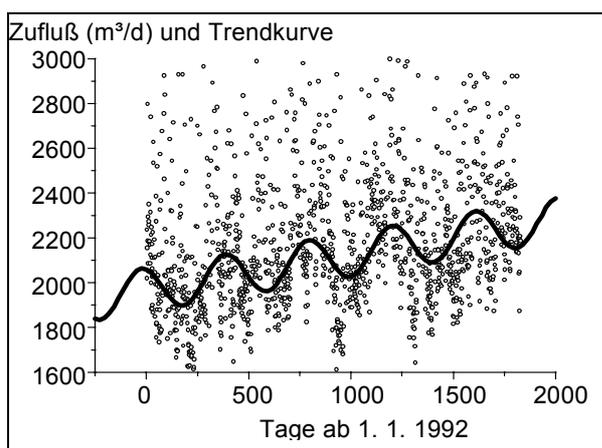


Abb. Anh.C.1.5.2.2 Periodizität des Zuflusses Z_2

Besonders hohe Werte des Trockenwetterzuflusses treten danach im Frühjahr auf (möglicherweise infolge der Schneeschmelze), besonders niedrige im Herbst. Die Abweichung der Periode = $2 \times 204 = 408 \text{ d}$ weicht von 365 ab, dies liegt vermutlich am zu kurzen Beobachtungszeitraum, in dem die gleichen meteorologischen Bedingungen nicht ganz regelmäßig auftreten.

Anh.C.2.1 Flächenbestimmung des Einzugsgebietes der KA Lambach

Anh.C.2.1.1 Niederschlags- und Zuflußpeaks

Tage mit Niederschlag $N(t) > 0$ werden zu Perioden N_i zusammengefaßt (bis zu über 1 Monat lang, Median 3 Tage), parallel dazu werden Spitzen Z_i des Zuflusses $Z(t)$ identifiziert. Insgesamt sind im Zeitraum 1.1.92 - 31.12.95 (Niederschlagsdaten des HZB) 151 solcher Peaks zu beobachten.

Die netto-Peakfläche der Zuflußspitzen wird berechnet als:

$$Z_i = Z_{i,int} - k \text{ HG},$$

$Z_{i,int}$ = Summe der $Z(t)$ über die Niederschlagsperiode;

k = Anzahl der Kanäle = Länge der Niederschlagsperiode in Tagen;

HG = Hintergrund von Z , berechnet aus der Trendanalyse, also = $Z_0(t)$; letzter Wert im Bereich der Periode i (Länge T_i) (innerhalb der Periode ändert sich $Z_0(t)$ wegen deren Kürze praktisch nicht).

Regression:

$Z_i = (-1927 \pm 420) + (0.0442 \pm 0.0011) N_i$, $n = 151$, $r = 0.96$, $p < 0.05$, signifikant.

Danach gelangen ca. 4.4 % des Niederschlags in die Kläranlage.

Anh.C.2.1.2 Berechnung der Fläche des Einzugsgebietes

Für starke Niederschläge verwendet man als Beziehung zwischen Niederschlag, Fläche des Einzugsgebietes und Abfluß:

$$Z = N \psi F$$

mit Z = Zufluß zur Kläranlage (l/s), N = Niederschlag (l/ha.s), F = Fläche des Einzugsgebietes (ha) und ψ = Spitzen-Abflußbeiwert (dimensionslos). Der Niederschlag wird über die Zeit gerechnet, die der Fließzeit im Kanalnetz entspricht (LECHER 1982)

Als Projekt-Spitzenniederschlag wird für die Kläranlage 120 l/ha.s angenommen, als Spitzen-Abflußbeiwert im Projekt $\psi = 0.3$, realistischer ist aber 0.2 (PACHINGER, SPERRER 1997).

Zur Berechnung der Fläche des Einzugsgebietes werden hier folgende Annahmen gemacht:

1) da keine Meßdaten für Spitzenniederschlag und entsprechende Abflusssmengen zur Verfügung stehen und die Fließzeit im Kanalnetz wegen seiner weiten Verzweigung nicht einfach anzugeben ist, werden Tages-Regenmengen und Kläranlagen-Tageszulaufmengen für Gewitterregenereignisse verwendet. Die Regenmengen stammen aus Angaben des Hydrologischen Zentralbüros (HZB; nur Niederschläge $N > 1.5$ mm/d verwendet), die Zulaufmengen aus den Statistiken der Kläranlage. Zwischen 1992 und April 1994 sind in den Statistiken Gewitterregentage separat ausgezeichnet.

2) Ein nicht berechenbarer Faktor besteht darin, daß bei starkem Niederschlag ein Teil des im Einzugsgebiet der Kanalisation gefallenen Regens über Regenüberläufe an andere Vorfluter abgegeben wird, d.h. daß der Regeneintrag die Kapazität der Kanalisation übersteigt. Die Überläufe sind so konstruiert, daß der enthaltene Schmutz und (auch das erodierte Material) größtenteils in der Kanalisation bleibt. Für hohe Niederschläge - für die der Planwert des ψ gilt - ist aber dadurch das Verhältnis Z_{hoch}/N_{hoch} kleiner als für geringere oder die Tagessumme der Niederschläge, Z_{Summe}/N_{Summe} , in dem der Anteil des "abgeworfenen" (übergelaufenen) Wassers sehr klein ist. Durch diesen Effekt wird die Fläche systematisch unterschätzt.

3) Für den Abflußbeiwert wird 0.25 ± 0.05 verwendet.

Eine Abschätzung der Größenordnung der Fließzeit T (h) kann mit der sogenannten Kirpich-Formel (LECHER 1982) gewonnen werden. Danach ist, mit L = Länge des Vorfluters (km) und h = Höhendifferenz (m): $T = (0.868 L^3/h)^{0.385}$

Für den Kanal VS3 ($h \approx 50$ m, $L \approx 6$ km): erhält man damit $T = 1.66$ h = 100 min und daraus eine mittlere Fließgeschwindigkeit von 1 m/s. Abb. Anh.C.2.1.2.1 zeigt die Korrelation von Zufluß (m^3/d) und Niederschlag (mm/d) an Gewittertagen:

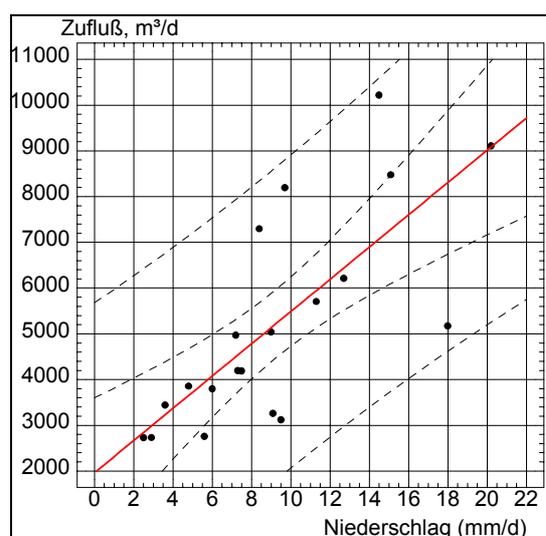


Abb. Anh.C.2.1.2.1: Zusammenhang von Zufluß und Niederschlag bei Gewitter

Die Regression lautet

$$Z \text{ [m}^3\text{/d]} = (1962 \pm 779) + (352.6 \pm 75.0) N \text{ [mm/d]},$$

$n = 22, p < 0.05, r = 0.74$, hoch signifikant

Daraus ergibt sich aus der obigen Beziehung als Fläche des Einzugsgebietes:

$$F = 1.41 \pm 0.41 \text{ km}^2$$

Der Spitzen-Abflußbeiwert $\psi = 0.25$ entspricht nach LECHER (1982) bei einer mittleren Hangneigung von 1-4% einem Anteil an befestigter Fläche am gesamten Einzugsgebiet von ca. 15%.

Dieselbe Überlegung kann auch mit Niederschlag insgesamt oder mit den einzelnen Regenperioden angestellt werden, wobei jeweils nur hohe Niederschläge berücksichtigt werden.

Für den Niederschlag insgesamt ergibt sich dabei als Regressionskoeffizient k von Zuflußmenge ($\text{m}^3\text{/d}$) und Niederschlag ($\text{m}^3\text{/d} \cdot \text{Fläche des Untersuchungsgebiets}$) der Wert 0.031 ± 0.002 , und daraus wie oben die Fläche des Einzugsgebietes $F = 10.8 k / \psi$:
 $F = 1.34 \pm 0.28 \text{ km}^2$

Für die Regenperioden erhält man $k =$ Regressionskoeffizient von Zuflußmenge ($\text{m}^3\text{/Periode}$) und Niederschlag ($\text{m}^3\text{/Periode} \cdot \text{Fläche des Untersuchungsgebiets}$) den Wert 0.052 ± 0.001 , und daraus wie oben $F = 2.25 \pm 0.45 \text{ km}^2$. Dieser Wert ist vielleicht deshalb deutlich höher, weil die Verwendung des gleichen ψ möglicherweise nicht gerechtfertigt ist, da im Verlauf einer Regenperiode (oft mehrere Tage) Boden und Vegetation so gesättigt werden, daß mit einer Erhöhung des mittleren ψ zu rechnen ist. Das arithmetische Mittel der drei berechneten Werte beträgt: Fläche des Einzugsgebietes der Kläranlage $F = 1.7 \pm 0.5 \text{ km}^2$, also deutlich weniger als der Projektwert (4.15 km^2).

Anh.C.2.1.3 Berechnung des Anteils unbefestigter Flächen

Dazu wird das in Abb. C.2.1.4 dargestellte Modell verwendet.

Der Verlust von Regenwasser bei hohem Niederschlag in die anderen Vorfluter (Flüsse, Bäche) durch die Regenüberläufe wird in diesem Modell ignoriert. Die Niederschlagsmenge N (Daten vom hydrogr. Dienst) auf das Untersuchungsgebiet (10.8 km^2) teilt sich folgendermaßen auf:

$$N = N_B + N_K,$$

N_K : Menge auf das Einzugsgebiet der Kläranlage, N_B : auf das Einzugsgebiet anderer Vorfluter (Bäche). Die Menge N_K teilt sich wiederum so auf:

$$N_K = N_D + N_F \quad \text{D: befestigte Flächen (Dächer, Straßen), F: unbefestigt (Felder usw.)}$$

$$N_D = \psi_D Z_D \quad Z_F = \text{Zufluß zur Kläranlagen von befestigten Flächen}$$

$$N_F = \psi_F Z_F \quad Z_D = \text{von den unbefestigten Flächen.}$$

ψ_D und $\psi_F =$ entsprechende mittlere Abflußbeiwerte für befestigte bzw. unbefestigte Flächen.

Weiters seien

$b := N_D / N_K < 1$, also der Anteil des Niederschlags, der auf befestigte Flächen fällt und

$a := N_B / N_K$, also der Verteilungsquotient des Niederschlags zwischen den Einzugsgebieten der Kläranlage und anderer Vorfluter (Bächen). Der Anteil des Niederschlags auf das Einzugsgebiet der Kläranlage ist damit $N_K / N = 1/(a+1)$.

Bei geringer Niederschlagsmenge N_B ist anzunehmen, daß der größte Anteil des Niederschlags auf unbefestigten Flächen versickert und der Anteil Z , der in die Kläranlage gelangt, im wesentlichen von Dächern und Straßenablauf stammt, d.h. = Z_D .

Daher ist in diesem Fall die meßbare Größe Z/N :

$$\frac{Z}{N} = \frac{Z_D}{N_B + N_K} = \frac{\psi_D N_D}{aN_K + N_K} = \frac{\psi_D b N_K}{(a+1)N_K} = \frac{\psi_D b}{a+1} =: A < 1$$

Bei steigender Regenmenge läuft zunehmend auch Wasser von unbefestigten Flächen ab, d.h. es ist aus der Erfahrung anzunehmen, daß erst bei stärkerem Regen erhebliche Wassermengen von Feldern und Wiesen abfließen (und Erosion stattfindet). Der Bruch Z/N lautet dann:

$$\frac{Z}{N} = \frac{Z_D + Z_F}{N_B + N_K} = \frac{\psi_D N_D + \psi_F N_F}{aN_K + N_K} = \frac{\psi_D b N_K + \psi_F (1-b)N_K}{(a+1)N_K} = \frac{b(\psi_D - \psi_F) + \psi_F}{a+1} =: A + B < 1$$

Die Werte A und $A+B$ können durch Regression von Niederschlags- und Zulaufwerten bei niedrigen (A) und hohen Niederschlägen ($A+B$) ermittelt werden und daraus die gesuchten Koeffizienten a und b berechnet werden (siehe Abb. Anh.C.2.1.3.1)

$$\frac{1}{a+1} = \frac{B}{\psi_F} + \frac{A}{\psi_D}, \quad \frac{1}{b} = \frac{\psi_D}{\psi_F} \frac{B}{A} + 1.$$

Es zeigt sich, daß die Ermittlung der Größe A (Regression $Z \sim N$ für kleine N) statistisch schwierig ist, dagegen die von $A+B$ (große N) verhältnismäßig einfach.

N = gesamter Niederschlag auf das Untersuchungsgebiet (10.8 km²) laut HZB; $\psi_D = 0.95$ (von festen Flächen fließt fast alles ab; nach LECHER 1982), $\psi_F = 0.2$ für unbefestigte Flächen. Dieser letzte Wert kann nur sehr grob geschätzt werden. Nach LECHER (1982) ist für Grasflächen in Hügelland und sandigen Boden $\psi_F = 0.22$ typisch.

Berechnung der Regressionen auf zwei Arten:

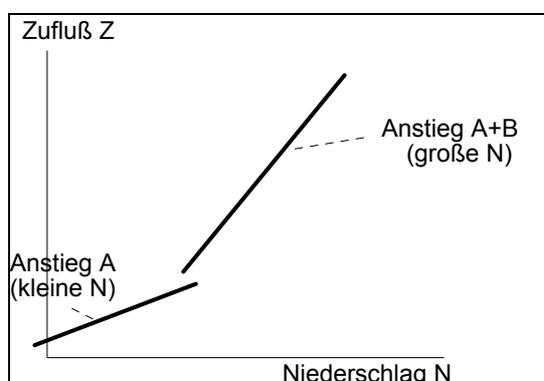


Abb. Anh.C.2.1.3.1: Regression: Zusammenhang zwischen Zufluß in die Kläranlage und Niederschlagsmenge im Einzugsgebiet

1) Die täglichen Zuflußmengen zur Kläranlage laut Statistik (m³/d) werden Trendkorrigiert und die Regression der resultierenden Werte Z_t mit den N berechnet. Als Regressionskonstanten ergeben sich $A = 0.018 \pm 0.005$, $A+B = 0.031 \pm 0.002$ und daraus:

$F = 10.8 / (a+1) = 0.91$ km² und $b = 23$ % befestigter Anteil

2) Die Regenmengen der Regenperioden werden mit den entsprechenden Zuflußmengen korreliert. Die Regressionskonstanten sind $A = 0.023 \pm 0.003$, $A+B = 0.052 \pm 0.001$ und daraus

$F = 1.83$ km² und $b = 14$ %

Die F und b sind sehr sensitiv gegenüber dem Beiwert ψ_F , der aber nur schwer zu bestimmen ist. Der Anteil der befestigten Flächen (b), um den es in diesem Abschnitt vor allem geht, ist daher nur ungenau bestimmbar; bis auf weiteres wird hier **b = 20 ± 5 %** angenommen. Der Wert unterscheidet sich deutlich von den ca. 85 % aus den Projektunterlagen. Die erodierbare (unbefestigte) Fläche im Einzugsgebiet der Kläranlage beträgt damit $4.15 \times (1 - 0.2) = 3.3 \pm 0.2 \text{ km}^2$ = Grundlage zur Berechnung der Erosionsrate.

LITERATUR

- BISCHOFBERGER W. (1982), TEICHMANN, H.: Abwassertechnik. In: H. Bretschneider, K. Lechner, M. Schmidt (Hg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft, 6. Aufl., Paul Parey-Verlag 1982, Kapitel 19
- BMGSK (1994): Bundesministerium für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz, Sektion 3 (Hg.): Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1990 und 1991; Daten und Bewertung. Beiträge 1/94.
- BMGK (1995): Bundesministerium für Gesundheit und Konsumentenschutz, Sektion 3 (Hg.): Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1992 und 1993; Daten und Bewertung. Beiträge 5/95.
- BOSSEW, P. (1993): Bestimmung der Dichte- und Summenkorrektur mittels Monte Carlo-Verfahren. Unveröffentlicht.
- BOSSEW, P. (1997): Analyse von Bodenprofilen; in Arbeit
- GARLAND, J.A., PATTENDEN, N.J. (1989): Resuspension and the Chernobyl Accident - A Preliminary Review. Validation of Model Predictions (VAMP) Joint Meeting. Dec. 5-8, 1989, Vienna
- LECHER M. (1982): In: BRETSCHEIDER, H., LECHNER, K., SCHMIDT, M. (Hrsg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft, 6. Aufl., Paul Parey-Verlag 1982, Kapitel 6.3.1
- LOVEJOY, S., SCHERTZER, D., LADOY, P. (1986): Fractal characterization of inhomogenous geophysical measuring networks. Nature 319, 2.1.1986, p. 43
- PACHINGER F. (Leiter der Kläranlage Lambach), SPERRER J. (Kulturtechniker Lambach): Persönliche Mitteilungen, 2. 10. 1997
- RAES, F., DeCORT, M., GRAZIANI, G. (1991): Multi-Fractal Nature of Radioactivity Deposition on Soil after the Chernobyl Accident. Health Physics 61, 2 (1991) 271-274
- REUS, U., WESTMEIER, W. (1983): Catalog of Gamma Rays from Radioactive Decay. Atomic Data and Nuclear Data Tables, 29, 2
- SCHIMMACK, W., BUNZL, K., ZELLES, W. (1989): Initial Rates of Migration of Radionuclides from the Chernobyl Fallout in Undisturbed Soils. Geoderma 44, 211-218.
- SPERRER J. (1997): Erhebung der Größe des Einzugsgebietes der Kläranlage Lambach. Auftrag der Universität Salzburg vom 12.12.1997
- STREBL, F., GERZABEK, M., KARG, V. (1996): Time Dependent Vertical Distribution of ^{137}Cs in an Acid Forest Soil. Mittl. Österr. Bodenk. Gesell. 53, 77-84.
- SURFER (1994): Surfer for Windows User's Guide, Golden Software, Inc.
- TESSIER, Y., LOVEJOY, S., SCHERTZER, D. (1994): Multifractal Analysis and Simulation of the Global Meteorological Network. Journal of Applied Meteorology, 33,12(1994)1572-1586.
- UBA (1994): LETTNER, H., BOSSEW, P., HUBMER, A.: Kontamination durch radioaktiven Fallout im Bundesland Salzburg und in angrenzenden Teilen von Oberösterreich. Hg. Umweltbundesamt, Report UBA-94-101
- UBA (1996): BOSSEW, P., DITTO, M., FALKNER, T., HENRICH, E., KIENZL, K., RAPPENBERGER, U.: Cäsiumbelastung der Böden Österreichs. Hg. Umweltbundesamt, Monographien Band 60.
- UBA-WALD: Radionuklide im Waldökosystem, unveröffentlicht
- R. WEBSTER, M. A. OLIVER (1990): Statistical Methods in Soil and Land Resource Survey. Oxford University Press
- ZIRSCHKY, J. (1985): Geostatistics for Environmental Monitoring and Survey Design. Environment International Vol. 11, pp. 515 - 524

D *RISIKOABSCHÄTZUNG UND BEWERTUNG DER ¹³⁷CS - KONTAMINATION VON KLÄRSCHLÄMMEN*

D.1 Arbeitsvorschrift für die Veraschung von Holzproben

Für die radiometrische Analytik (Gammaskpektrometrie) ist es notwendig, die Radionuklide in den Holzproben anzureichern.

Sofern es sich bei den Proben um Baumstämme bzw. Äste handelt, müssen die Holzproben mittels Kreissäge und Hobel zerkleinert werden.

Etwa 250 g bis 350 g Holzspäne je Probe werden bei 95 °C bis 100 °C getrocknet und die (Trocken)Einwaagen bestimmt.

Der Veraschungsprozeß erfolgt unter kontrollierter Luftzufuhr in einem luftdichten Ofeneinsatz mit je einer Zu- und Abluftöffnung. Die einströmende Luft wird durch eine Pumpe auf ca. 6 l/min eingestellt.

Zuerst wird die Holzprobe bei rund 220 °C langsam (innerhalb ca. 2 Stunden) inkohlt ('abgeschmaucht'). Anschließend - nach Beendigung der Schwelgasbildung - wird die Temperatur auf eine Endtemperatur von ca. 360 °C erhöht. Nach einer etwa 6- bis 8-stündigen langsamen Oxidation wird die Masse der abgekühlten Asche bestimmt. Zur gammaskpektrometrischen Analytik werden die Aschen quantitativ in entsprechende Meßdosen eingefüllt.

D.2 Relevante Literaturstellen aus den Recherchen

- A01** Million, J.B. Sartain, J.B.; Gonzalez, R.X.; Carrier, W.D. III., Univ. of Hawaii, Hilo, HI.: Radium-226 and calcium uptake by crops grown in mixtures of sand and clay. *Journal of environmental quality*. July/Aug 1994. v. 23 (4) p. 671-676. dzt. nur Abstract vorhanden
- A02** Essington, M.E. Mattigod, S.V.: Element partitioning in size- and density-fractionated sewage sludge and sludge-amended soil. *Soil Science Society of America Journal*. Mar/Apr 1990. v. 54 (2) p.385-394. dzt. nur Abstract vorhanden
- A08** Leschber, R.; Pernak, K. D.: Behaviour and fate of pollutants in rainwater seepage. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* vol. 59 (1): p.33-41;1995 dzt. nur Abstract vorhanden
- A09** Horill, A.D., Clint G.: Caesium cycling in heather moorland ecosystems. Publisher: John Wiley & Sons Ltd Chichester, UK
- A10** Aichberger, K.: Soil damage and soil conservation. (Bodengefährdungen und Bodenschutz). Bundesanstalt für Agrarbiologie, Linz, Austria. *Forderungsdienst* vol. 41 (6): p.33-40; 1993
- A11** Miegroet, H. van; Boston, H. L.; Johnson, D. W.: Environmental and plant effects of sewage sludge application to forests and pastures. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN 37831-6038, USA.
- A12** Puhakainen, M.; Ylaranta, T.: Uptake of radionuclides by spring wheat and barley from cultivated soils supplemented by contaminated sewage sludge. *Agricultural Science in Finland* vol. 1 (1): p.27-36; 1992
- A14** Bilo, M.; Mittelstaedt, W.; Steffens, W.; Fuhr, F.: Uptake of radiocaesium by plants following fertilization with radioactively contaminated sewage caused by the deposition of substances released during the Chernobyl accident. *Korrespondenz Abwasser* vol. 38 (6): p.722, 724, 726, 735-737;1991
- A15** Gans, I.; Abelmann, S.; Bungler, T.; Fusban, H. U.; Ruhle, H.; Rughoft, T.: Long-term effect of the Chernobyl nuclear accident on sewage and sewage sludges in the Federal Republic Germany. *Korrespondenz Abwasser* vol. 38 (6): p.711-712, 714, 716-721; 1991.
- A17** Steinhausler, F.; Hofmann, W.; Daschil, F.; Reubel, B.: Chernobyl and its radiological and socio-economic consequences for the Province of Salzburg, Austria. *Environment International* vol. 14 (2): p.91-111; 1988
- A19** Imhoff, K. R.; Koppe, P.; Dietz, F.: Investigations on the concentration of radionuclides in sewage sludges of Ruhrverband wastewater treatment plants 1960 through to 1986. *Water Research* vol. 22 (8): p.1059-1067; 1988
- A21** Gerritse, R. G.; Vriesema, R.; Dalenberg, J. W.; Roos, H. P. de: Effect of sewage sludge on trace element mobility in soils. *Journal of Environmental Quality* vol. 11 (3): p.359-364; 1982
- A27** Mbagwu J.S.C.; Piccolo A.; Spallacci P.: Effect of field applications of organic wastes from different sources on chemical rheological and structural properties of some Italian surface soils. *Bioresour. technol.* 37 (1), 71-78; 1991
- A28** Essington, M.E.; Mattigod, S.V.: Element partitioning in size-fractionated and density-fractionated sewage sludge and sludge-amended soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54 (2), 385-394; 1990
- A29** Erlandsson, B.; Bjurman B.; Mattsson S.: Calculation of radionuclide ground deposition by means of measurements on sewage sludge. *Water air soil pollut.* 45 (3-4); 329-344; 1989
- A31** Parkhurst, M.A.; Rhoads, K.C.; Martin, J.B.; McCormack, W.D.; Neuder, S.M.: Potential doses to the public from radionuclides in municipal sewage sludge. *Health Phys.* 56 (Suppl. 1),13; 1989
- A36** Tischler, Monica Lee, Science Applications International Corp, Oak Ridge: Landfarming of Municipal Sewage Sludge at Oak Ridge, Tennessee. *Applied Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons* v6, p489(7); 1995 dzt. nur Abstract vorhanden
- A43** Dowdy, R.H.; Bray, B.J.; Goodrich, R.D.: Trace metal and mineral composition of milk and blood from goats fed silage produced on sludge amended soil. *J. Environ. Qual.* Vol. 12, NO. 4, pp. 473-477; 1983
- I03** Hedvall, R., Erlandsson, B.: ¹³⁷Cs in fuels and ash products from biofuel power plants in Sweden. *Journal of Environmental Radioactivity* (1996); v. 31(1). p. 103-117.

- I06** Gunderson, C.A.; Larsen, I.L.; Boston, H.L.; Bradburn, D.M., Van Miegroet, H.: Sludge application and monitoring program on the Oak Ridge Reservation, 1986--1993. ORNL/TM--11601. Sep 1995. 140 p.
- I10** Staede, W.: Radioactivity data of Lower Saxony's waters 1976-1991. Radioaktivitaetsdaten der Gewaesser Niedersachsens 1976-1991. Mitteilungen aus dem Niedersaechsischen Landesamt fuer Wasser und Abfall (Nov 1991); v. 3; p. 97-246. dzt. nur Abstract vorhanden
- I11** Ohno, T., Hess, C.T.: Levels of ¹³⁷Cs and K-40 in wood ash-amended soils. Science of the Total Environment. (Jun 1994); v. 152(2). p. 119-123.
- I16** Ravila, A.; Holm, E.: Radioactive elements in the forest industry. The sixth Nordic radio-ecological seminar 1992; p. 1-28.
- I18** Kennedy, W.E. Jr., Parkhurst, M.A, Aaberg, R.L., Rhoads, K.C., Hill, R.L., Martin, J.B.: Evaluation of exposure pathways to man from disposal of radioactive materials into sanitary sewer systems. NUREG/CR--5814. PNL--7892 (May 1992); 217 p. dzt. nur Abstract
- I19** Bilo, M.: Investigations of soil-plant transfer of radiocesium after deposition from the Chernobyl reactor accident. Dissertation, Juel--2546 (Nov 1991); 129 p.
- I20** Puhakainen, M., Rahola, T.: Radioactivity of sludge in Finland in 1988-1990. Supplement 5 to Annual Report SYUK-A89. Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety, STUK-A--93 (Jun 1991); 22 p. dzt. nur Abstract vorhanden
- I21** Malm, J. Uusi-Rauva, A. Paakkola, O. , Rantavaara, A.: Uptake of caesium-137 from peat and compost mould by vegetables in a greenhouse experiment. J. Environ. Radioact. (1991); v.14(2) p. 123-133.
- I22** Erlandsson, B., Isaksson, M. ,Mattsson, S., Bjurman, B., Eriksson, R.; Vesanen, R.: Urban radionuclide contamination studied in sewage water and sludge from Lund and Gothenburg. SSI-P--344.86. (Jul 1990); 42 p
- I25** Kopp, P., Goerlich, W., Burkart, W.: The transfer of caesium-134 and -137 from sewage sludge to plants. Proceedings of the workshop held at Udine (IT), 11-15 September 1989, EUR--12448. London (UK). Elsevier
- I26** Cawse, P.A.: Influence of organic and inorganic fertiliser on soil to plant transfer of radioactive caesium and K-40 to ryegrass in W. Cumbria (post-Chernobyl). Proceedings of the workshop held at Udine (IT), 11-15 September 1989, EUR--12448. London (UK). Elsevier
- I27** Fuhrmann, M., Pietrzak, R.F., Heiser, J., Franz, E.M. Colombo, P.: Accelerated leach test development program. Annual report. Brookhaven National Lab., BNL--52270 (Nov 1990); 65 p.
- I28** Burrows, B.A., Chalmers, T.C.: Cesium-137/potassium-40 ratios in firewood ashes as a reflection of worldwide radioactive contamination of the environment. Ann. N.Y. Acad. Sci. (1990); v. 609, p. 334-337. Discussion 337-339. dzt. nur Abstract vorhanden
- I29** Boston, H.L., Van Miegroet, H., Larsen, I.L., Walzer, A.E.: The fate of radionuclides in sewage sludge applied to land. Oak Ridge National Lab, CONF-901036--1(1990); 6 p.
- I31** Becker, D.E.: The possible radiation exposure by the residual materials of a power plant burning a mixture of coal and sewage sludge. The radioecology of natural and artificial radionuclides. Proceedings., FS--89-48-T. Koeln (Germany, F.R.).
- I32** Puhakainen, M., Rahola, T.: Radioactivity of sludge in Finland in 1987. Supplement 10 to annual report STUK-A-74. Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety (STUK), STUK-A--84 (May 1989); 27 p. dzt. nur Abstract vorhanden
- I34** Fuhrmann, M., Pietrzak, R.F., Franz, E.M., Heiser, J.H. III, Colombo, P.: Optimization of the factors that accelerate leaching. Brookhaven National Lab, BNL--52204 (Mar 1989); 138 p. dzt. nur Microfiche
- I35** Eder, E.: Effects of the Chernobyl reactor accident on Bavarian territory. Die Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf Bayern. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz. no. 80, p. 24-44 (1989). dzt. nur Abstract vorhanden
- I36** Dierkes, L.; Schueckler, M.; Untucht, M.: Activity concentration in the discharge of a sewage purification plant. Aktivitaetskonzentrationen im Austrag eines Klärwerkes. European congress and 13. regional congress of IRPA, OEVS-Mitteilung--1988 (Nov 1988); p. 846-854
- I48** Teherani, D.K.: Radionuclide concentration in sewage sludge at several locations in Austria after the Chenobyl accident. Radioanal. Nucl. Chem. Letters (1987); v. 118(6) p. 421-426

- I51** Soeder, C.J.; Zanders, E.; Raphael, T.: Radioactive contamination of sewage sludge. Preliminary data. Zur radioaktiven Belastung von Klärschlamm. Korresp. Abwasser (1986); v. 33(6), p. 472-473. dzt. nur Abstract vorhanden
- I52** Eder, E.: Measuring programmes for determining contamination levels after the Chernobyl reactor accident. Messprogramme zur Erfassung der Kontamination durch den Reaktorunfall in Tschernobyl. Gesund.-Ing., Haustech.-Bauphys.-Umwelttech (Oct 1986), v. 107(5), p. 274-289. dzt. nur Abstract vorhanden
- I57** Gans, I.; Rühle, H.; Buenger, T.; Beckmann, D.: Monitoring of radioactivity in sewage and sewage sludge - the Chernobyl reactor accident. Bundesgesundheitsblatt (Oct 1986); v. 29(10), p. 305-314. dzt. nur Abstract vorhanden
- I75** Oakes, T.W.; Ohnesorge, W.F.; Daniels, K.L.; Braunstein, H.M.; Kitchings, J.T.: Report on the Oak Ridge sewage sludge land-farming experience. Part II. Pathways analysis. Oak Ridge National Lab, ORNL--6062/P2. Aug 1984; 21 p.
- I76** Oakes, T.W.; Braunstein, H.M.; Daniels, K.L.; Ohnesorge, W.F.; Kitchings, J.; Alexander, W.A.: Report on the Oak Ridge sewage sludge land-farming experience. Part 1. Data presentation. Oak Ridge National Lab, ORNL--6062/P1. Aug 1984; 116 p. dzt. nur Microfiche
- S01** Amt der steirischen Landesregierung: Steiermärkisches landwirtschaftliches Bodenschutzgesetz. LGBl 66/1987
- S02** Amt der NÖ Landesregierung: NÖ Klärschlamm- und Müllkompostverordnung. LGBl 13/1989
- S03** Amt der NÖ Landesregierung: NÖ Gesetz über die Aufbringung von Klärschlamm und Müllkompost auf landwirtschaftliche Böden. LGBl 58/1988
- S04** Amt der OÖ Landesregierung: OÖ Klärschlammverordnung 1990. LGBl 10/1990
- S05** Amt der Vorarlberger Landesregierung: V Klärschlammgesetz. LGBl 41/1985 wird novelliert
- S06** ÖWWV: Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm. Regelblatt 17
- S07** NÖ Landesregierung: Einschränkungen beim Verkauf von... und über Klärschlamm. LGBl ?
- S08** HAKANSON, L., et al.: Modelling of Radiocesium in Lakes - the VAMP Model.
- S09** VIERTEL, H., et. al.: Radioaktive Stoffe in Reststoffen und Abfällen. Bundesamt f. Strahlenschutz
- S10** BÜNGER, Th., et al.: Radioaktive Stoffe in Abwasser und Klärschlamm. Bundesamt für Strahlenschutz
- S11** Jahresbericht 1982. Verhalten von Radionukliden in Sedimenten und Klärschlamm. Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung
- S12** Amt der OÖ Landesregierung: OÖ Messungen 1994/1995. interne Mitteilung
wie S18, jedoch nicht anonymisiert
- S13** UBA, BALU, Nachmessungen 1996 Messergebnis interne Mitteilung
- S14** TAUBER, K., MAIR, W.: Klärschlamm
- S15** BM für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: ...Strahlenexposition bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser..SSK Band 17
- S16** BM für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Radionuklide in Wasser-Schwebstoff-Sediment-Systemen. SSK Band 9
- S17** IAEA: Int. Basic Safety Series For Protection against Ionizing Radiation...Safety Series No. 115
- S18** UBA, Wien: Analytische Untersuchung von Klärschlamm. UBA-BE-046; 1995
- S19** BMGSK, Amt der OÖ Landesregierung: Beweissicherung Kraftwerk Temelin. Zwischenbericht 1992
- S20** Amt der NÖ Landesregierung: NÖ Bodenschutzgesetz. LGBl 119/1994
- S21** Amt der NÖ Landesregierung: NÖ MüllkompostVO. LGBl 79/1994
- S22** Amt der NÖ Landesregierung: NÖ KlärschlammVO. LGBl 134/1994
- S23** Amt der St. Landesregierung: St. Bodenschutzgesetz
- S24** Amt der St. Landesregierung: St. KlärschlammVO. LGBl 89/1987
- S25** Amt der S. Landesregierung: S Klärschlammrichtlinie. angefordert
- S26** Amt der B. Landesregierung: Bgld. Bodenschutzgesetz. GBl 40/1992
- S27** Amt der B. Landesregierung: B. KlärschlammVO. LGBl 82/1991
- S28** Amt der K. Landesregierung: K. Gemeindekanalisationsgesetz. LGBl 52/1994
- S29** Amt der V. Landesregierung: V. KlärschlammVO. LGBl. 31/1987 wird novelliert

- S30** Aichberger, K.: Die Ergebnisse einer Untersuchung von Wirtschaftsdüngern in OÖ. Bundesamt für Agrarbiologie, Linz
- S31** Obernberger, I.: Statistische und betriebliche Kenndaten der österreichischen Biomassefernhelzwerke. Inst. f. Verfahrenstechnik, TU Graz
- S32** MAIR, W., TAUBER, K.: Klärschlamm - Anfall und Verwertung. Amt der OÖ Landesregierung
- S33** JÄGER, U., STEINER, A.: Kompostierung in Oberösterreich. Amt der OÖ Landesregierung
- S34** JONAS, A., GÜRTLER, F.: Zahlenmäßige Entwicklung der modernen Holz- und Rindenfeuerungen in Österreich. NÖ Landes-Landwirtschaftskammer
- S35** Amt der K. Landesregierung: Kärntner Abfallwirtschaftsordnung. LGBl 34/1994
- S36** Miller, W.H., Kunze, J.F., Banerij, S.K., Li, Y-C., Graham, C., Stretch, D.: The determination of Radioisotope levels in municipal sewage sludge. *Health Phys.* 71(3):286-289;1996
- S37** Faber, S.A., Hodgdon, A.D.: ¹³⁷Cs in woodash - results of nationwide survey. *Health Phys. Soc.* 60, Suppl. 2; 76;1991
- S38** Murdock, R.N., Johnson, M.S., Hemingway, J.D., Jones, S.R.: The distribution of radionuclides between the dissolved and particulate phases of a contaminated freshwater stream. *Environ. Technol.* vol. 16, 1-12; 1995
- S39** Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. VIh-SG Siedlungswasserwirtschaft: Untersuchung der Radioaktivität in Klärschlamm im Zeitraum 1992/93.
- S40** BM für Gesundheit und Umweltschutz: Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1992 und 1993. Forschungsberichte-Sektion III
- S41** Othmann, I., Yassine, T.: Transfer of radiocaesium from soil to some crops in semi-arid areas of Syria. Proceedings of a Symposium, Environmental impact of radioactive releases, Vienne 8-12 May 1995
- S42** Allen, P.: Persönliche Mitteilungen der NÖ Landesregierung. unveröffentlicht
- S43** Karg, V.: Persönliche Mitteilungen des BALUF Wien und BALU Graz. unveröffentlicht
- S44** Gerzabek und Strebl: Kapitel Radionuklide. In : Blum.E.H., Klaghofer, E., Köchl, A., Ruckebauer, P.(Hrsg): Bodenschutz in Österreich. Wien 1997
- S45** Artner, C., Gerzabek, M.H., Horak, O., Mück, K.: Ermittlung praxisbezogener Transferfaktoren für ¹³⁷Cs und Sr-90 aus dem Fallout des Reaktorunfalls in Tschernobyl. VDLUFA-Kongress, 17.-22.9.1990, Berlin; Kongreßberichte, 881-886
- S46** Li, J., Gerzabek, M.H., Mück, K.: An experimental study on mass loading of soil particles on plant surfaces. *Die Bodenkultur* 45 (1), 15-20; 1994
- S47** Gerzabek, M.H.: Soil-to-plant transfer of Cs and Sr in Austria after the Tschernobyl accident. *Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges.* (53), 111-117; 1996
- S48** Gerzabek, M.H., Mohamad, S.A., Mück, K.: Cesium-137 in soil texture fractions and its impact on ¹³⁷Cs soil-to-plant transfer. *Commun. soil sci. plant anal.*, 23(3&4), 321-330 (1992)
- S49** Gerzabek, M.H., Kunsch, B.: OECOSYS - Modellierung des Radionuklidtransfers in der Nahrungskette. OEFZS -- 4548
- S50** Gerzabek, M.H.: Modellierung des Radionuklid-Transfers zum Menschen unter besonderer Berücksichtigung des radioökologischen Modells OECOSYS. *Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark* 121, 51-63; 1991

Lit Nr.	Datum	Bundesland	Ort	Schlammtyp, Anmerkungen	Spezifische ¹³⁷ Cs Aktivität [Bq/kg]					Bezug	
					Messwert	Mittelwert (Anzahl)	Fehler	Median	min		max
S43	13.12.95/1995	B	Bruck a/d Leitha	Klärschlamm Stab.d.Kalkzusatz gepreßt, Probe unverändert gemessen	5,0		20,0				TS
S43	13.12.95/1995	B	Bruck a/d Leitha	Belebtschlamm II.Stufe	20,9		46,0				TS
S43	13.12.95/1995	B	Bruck a/d Leitha	Belebtschlamm I.Stufe	-22,6		0,0				TS
S43	26.4.95/1995	B	Bruck a/d Leitha	Faulschlamm, Faulschlamm aus Eind.vor Prssg	13,8		12,0				TS
S43	26.4.95/1995	B	Bruck a/d Leitha	Belebtschlamm, Belebtschlamm II TrM 9.30% v.Z	15,9		62,0				TS
S43	27.10.94/1994	B	Bruck a/d Leitha	Klärschlamm eingedickt, Kein Faulschlamm !	2,4		12,0				TS
S12	1995	B	Eisenstadt		1403,5		25,0				TS
S43	15.11.94/1994	B	Eisenstadt	Belebtschlamm	59,2		21,0				TS
S43	15.11.94/1994	B	Eisenstadt	Faulschlamm	59,9		9,0				TS
S43	24.7.95/1995	B	Eisenstadt	Rücklaufschlamm	43,2		10,0				TS
S43	24.7.95/1995	B	Eisenstadt	Klärschlamm, aerob stabil., v. Voreindicker	42,9		12,0				TS
S43	24.7.95/1995	B	Eisenstadt	Belebtschlamm, Abdekanf. Fl. w. extra unters.	63,2		9,0				TS
S43	4.6.96/1996	B	Eisenstadt	Belebtschlamm I.Stufe	35,0		10,0				TS
S43	4.6.96/1996	B	Eisenstadt	Klärschlamm stabilisiert, eingedickt	30,7		14,0				TS
S43	4.6.96/1996	B	Eisenstadt	Belebtschlamm II.Stufe	41,0		9,0				TS
S43	4.6.96/1996	B	Eisenstadt	Rücklaufschlamm	43,1		12,0				TS
S43	1.12.94/1994	B	Neufeld	Faulschlamm	117,8		8,0				TS
S43	1.12.94/1994	B	Neufeld	Rücklaufschlamm	13,7		20,0				TS
S43	1.12.94/1994	B	Neufeld	Belebtschlamm	132,2		30,0				TS
S43	20.7.95/1995	B	Neufeld	Klärschlamm gepreßt	65,0		9,0				TS
S43	20.7.95/1995	B	Neufeld	Belebtschlamm, D.dekanf.Fl.wurde extra unters	70,0		13,0				TS
S43	16.11.95/1995	B	Neusiedl am See	Rücklaufschlamm	6,4		26,0				TS
S43	16.11.95/1995	B	Neusiedl am See	Belebtschlamm	14,4		24,0				TS
S43	26.4.95/1995	B	Neusiedl am See	Belebtschlamm, Belebtschlamm TrM. 10.3% v.Z.	36,5		15,0				TS
S43	26.4.95/1995	B	Neusiedl am See	Faulschlamm, Faulschlamm (gepreßt)TrM 13.9%	26,3		8,0				TS
S43	13.7.94/1994	B	Oberpullendorf	Faulschlamm, sehr flüssig !	104,2		10,0				TS
S43	13.7.94/1994	B	Oberpullendorf	Belebtschlamm, dekantiert !	242,4		21,0				TS
S43	16.10.96/1996	B	Oberpullendorf	Belebtschlamm	86,6		15,0				TS

Radioaktivität (Literaturwerte) von Klärschlamm - Österreich 1986 - 1997											
Anmerkung: Bei den unter den Literaturnummern S12, S13, S42 und S43 angeführten Radioaktivitätsdaten handelt es sich um Werte aus unveröffentlichten Berichten. Diese Werte dürfen nur in anonymisierter Form und nur nach Rücksprache mit den Autoren veröffentlicht werden.											
Lit Nr.	Datum	Bundesland	Ort	Schlammtyp, Anmerkungen	Spezifische ¹³⁷ Cs Aktivität [Bq/kg]					Bezug	
					Messwert	Mittelwert (Anzahl)	Fehler	Median	min		max
S43	16.10.96/1996	B	Oberpullendorf	Faulschlamm (eingedickt)	256,3		13,0				TS
S43	16.10.96/1996	B	Oberpullendorf	Rücklaufschlamm	78,0		8,0				TS
S43	20.7.95/1995	B	Oberpullendorf	Belebtschlamm, Abdektant.FI.extra untersucht.	83,5		12,0				TS
S43	20.7.95/1995	B	Oberpullendorf	Faulschlamm	97,2		5,0				TS
S43	15.11.94/1994	B	Wulkaprodersdorf	Belebtschlamm	176,1		12,0				TS
S43	15.11.94/1994	B	Wulkaprodersdorf	Klärschlamm vor Pressung, nicht gefaul	64,2		10,0				TS
S43	17.6.96/1996	B	Wulkaprodersdorf	Klärschlamm stabilisiert, gepreßt	54,5		9,0				TS
S43	17.6.96/1996	B	Wulkaprodersdorf	Rücklaufschlamm	64,9		9,0				TS
S43	17.6.96/1996	B	Wulkaprodersdorf	Belebtschlamm	54,5		7,0				TS
S43	24.7.95/1995	B	Wulkaprodersdorf	Klärschlamm, aerob stabilis., v. Eindrcker	89,6		10,0				TS
S43	24.7.95/1995	B	Wulkaprodersdorf	Belebtschlamm, Abdektant.FI.w.extra untersucht	89,0		8,0				TS
S40	1993	K	Klagenfurt Feuerbach			-12,0				50,2	TS
I48	1986	K	St. Veit		11,0						FS
S12	06/16/05	NÖ	Amstetten		142,9		17,0				TS
S42	1/1995	NÖ	Amstetten		87,0		8,0				TS
S42	1/1996	NÖ	Amstetten		63,0		6,0				TS
S42	10/1995	NÖ	Amstetten		191,0		4,0				TS
S43	12.4.95/1995	NÖ	Amstetten	Faulschlamm gepreßt	33,1		8,0				TS
S43	12.4.95/1995	NÖ	Amstetten	Faulschlamm flüssig	139,4		8,0				TS
S43	12.4.95/1995	NÖ	Amstetten	Belebtschlamm	132,4		10,0				TS
S43	20.7.94/1994	NÖ	Amstetten	Belebtschlamm	101,1		22,0				TS
S43	23.5.96/1996	NÖ	Amstetten	Faulschlamm gepreßt	117,1		4,0				TS
S43	23.5.96/1996	NÖ	Amstetten	Belebtschlamm	111,7		9,0				TS
S42	3/1997	NÖ	Amstetten		35,0		4,0				TS
S42	5/1995	NÖ	Amstetten		152,0		6,0				TS
S42	6/1996	NÖ	Amstetten		139,0		5,0				TS
S42	6/1996	NÖ	AV "An der Traisen"		36,4						TS
S42	11/1995	NÖ	AV Piestingtal-Sollenau		25,0						TS
S42	11/1994	NÖ	AV Trumau-Schönanu		53,0		11,0				TS
S42	11/1995	NÖ	AWV Groß Kadolz		21,0						TS
S42	11/1996	NÖ	Bad Schönanu		60,0		17,0				TS
S42	2/1997	NÖ	Bad Schönanu		55,0		15,0				TS
S12	1995	NÖ	Bad Vöslau		684,2		27,0				TS
S43	1.9.94/1994	NÖ	Baden	Belebtschlamm	-104,5		0,0				TS

Radioaktivität (Literaturwerte) von Klärschlamm - Österreich 1986 - 1997										
Anmerkung: Bei den unter den Literaturnummern S12, S13, S42 und S43 angeführten Radioaktivitätsdaten handelt es sich um Werte aus unveröffentlichten Berichten. Diese Werte dürfen nur in anonymisierter Form und nur nach Rücksprache mit den Autoren veröffentlicht werden.										
Lit Nr.	Datum	Bundesland	Ort	Schlammtyp, Anmerkungen	Spezifische ¹³⁷ Cs Aktivität [Bq/kg]					Bezug
					Messwert	Mittelwert (Anzahl)	Fehler	Median	min	
S43	1.9.94/1994	NÖ	Baden	Faulschlamm gepreßt	31,5		10,0			TS
S43	13.7.95/1995	NÖ	Baden	Belebschlamm, Abdek. Flüss.w.extra untersucht	11,2		43,0			TS
S43	13.7.95/1995	NÖ	Baden	Faulschlamm gepreßt	36,0		8,0			TS
I48	1986	NÖ	Bruck/Leitha		337,0					FS
S42	11/1996	NÖ	Bruck/Leitha		12,0		42,0			TS
S42	4/1996	NÖ	Drasenhofen		8,0					FS
S42		NÖ	Eggenburg		200,0		50,0			TS
S42	4/1995	NÖ	Furth		92,0					TS
S42	8/1993	NÖ	GAV St. Andrá-Wördern		854,0					TS
S43	15.6.94/1994	NÖ	Gloggnitz	Faulschlamm	77,0		13,0			TS
S43	15.6.94/1994	NÖ	Gloggnitz	Belebschlamm	50,3		30,0			TS
S43	5.7.95/1995	NÖ	Gloggnitz	Belebschlamm	35,9		33,0			TS
S43	5.7.95/1995	NÖ	Gloggnitz	Faulschlamm, Pr.nicht zentrif.	62,1		11,0			TS
S43	5.7.95/1995	NÖ	Gloggnitz	Belebschlamm	33,5		34,0			TS
S43	1.12.94/1994	NÖ	Grimmenstein	Faulschlamm	101,0		7,0			TS
S43	13.7.94/1994	NÖ	Grimmenstein	Faulschlamm, ca. 3 Monate alt	196,1		9,0			TS
S43	12.1.95/1995	NÖ	Groß-Enzersdorf	Belebschlamm	-28,2		0,0			TS
S43	12.1.95/1995	NÖ	Groß-Enzersdorf	Faulschlamm eingedickt	10,6		8,0			TS
S43	13.12.95/1995	NÖ	Groß-Enzersdorf	Faulschlamm eingedickt, dekantiert	11,3		34,0			TS
S43	13.12.95/1995	NÖ	Groß-Enzersdorf	Belebschlamm	8,9		79,0			TS
S43	15.9.94/1994	NÖ	Groß-Enzersdorf	Faulschlamm	26,4		10,0			TS
S43	20.4.95/1995	NÖ	Hollabrunn	Faulschlamm	15,5		15,0			TS
S43	20.4.95/1995	NÖ	Hollabrunn	Belebschlamm	14,6		68,0			TS
S43	22.6.94/1994	NÖ	Hollabrunn	Klärschlamm, am 22.6.entnommen	16,5		29,0			TS
S43	23.6.94/1994	NÖ	Hollabrunn	Rücklaufschlamm	-78,5		0,0			TS
S43	28.10.96/1996	NÖ	Hollabrunn	Faulschlamm, (ausgefällt, ungepreßt)	13,4		40,0			TS
S43	28.10.96/1996	NÖ	Hollabrunn	Rücklaufschlamm	10,7		60,0			TS
S43	28.10.96/1996	NÖ	Hollabrunn	Belebschlamm	-29,1		0,0			TS
S12	06/16/05	NÖ	Horn		66,8		20,0			TS
S43	20.11.95/1995	NÖ	Horn	Belebschlamm	7,1		27,0			TS
S43	20.11.95/1995	NÖ	Horn	Faulschlamm gepreßt, Frisch gepreßt	32,4		9,0			TS
S43	28.12.94/1994	NÖ	Horn	Belebschlamm, Schneeschmelze; hoher Durchsatz	33,3		68,0			TS
S43	28.12.94/1994	NÖ	Horn	Faulschlamm gepreßt	44,0		4,0			TS
S43	28.6.94/1994	NÖ	Horn	Belebschlamm	29,2		59,0			TS

Radioaktivität (Literaturwerte) von Klärschlamm - Österreich 1986 - 1997											
Anmerkung: Bei den unter den Literaturnummern S12, S13, S42 und S43 angeführten Radioaktivitätsdaten handelt es sich um Werte aus unveröffentlichten Berichten. Diese Werte dürfen nur in anonymisierter Form und nur nach Rücksprache mit den Autoren veröffentlicht werden.											
Lit Nr.	Datum	Bundes-land	Ort	Schlammtyp, Anmerkungen	Spezifische ¹³⁷ Cs Aktivität [Bq/kg]					Bezug	
					Messwert	Mittelwert (Anzahl)	Fehler	Median	min		max
S43	28.6.94/1994	NÖ	Horn	Faulschlamm	33,2		10,0				TS
S42	8/1993	NÖ	Horn		1,0						TS
S43	21.12.94/1994	NÖ	Judenau	Faulschlamm gepreßt	51,1		3,0				TS
S43	21.12.94/1994	NÖ	Judenau	Belebschlamm	32,6		54,0				TS
S43	3.8.95/1995	NÖ	Judenau	Rücklaufschlamm, Abde- kant.Flüss.getrennt unters Fl.getr.unters.	45,9		13,0				TS
S43	3.8.95/1995	NÖ	Judenau	Belebschlamm, Abdekantierte	46,9		32,0				TS
S43	3.8.95/1995	NÖ	Judenau	Faulschlamm gepreßt, unmittl.b.frisch gepreßt!	48,1		8,0				TS
S43	12.10.95/1995	NÖ	Klosterneuburg	Faulschlamm gepreßt, frisch gepr.; entn. um 14:00	22,9		10,0				TS
S43	12.10.95/1995	NÖ	Klosterneuburg	Belebschlamm, abdekant.Flüss. auch unters.	13,9		40,0				TS
S43	23.6.94/1994	NÖ	Klosterneuburg	Faulschlamm	27,6		6,0				TS
S43	11.5.95/1995	NÖ	Korneuburg	Faulschlamm gepreßt, TrM 18,8% v. Z.	19,5		16,0				TS
S43	11.5.95/1995	NÖ	Korneuburg	Belebschlamm, TrM 30,5% v. Z.	6,2		26,0				TS
I48	1986	NÖ	Krems		111,0						FS
S12	06/16/05	NÖ	Krems		150,0		17,0				TS
S43	30.6.94/1994	NÖ	Krems	Rücklaufschlamm	-120,9		0,0				TS
S43	4.5.95/1995	NÖ	Krems	Faulschlamm, Gepreßt! TrM 39,3%	62,7		9,0				TS
S43	4.5.95/1995	NÖ	Krems	Belebschlamm, TrM 10,4% v. Z.	26,7		16,0				TS
S42	2/1996	NÖ	Matzendorf-Höllles		15,0		20,0				FS
S43	1.9.94/1994	NÖ	Mödling	Faulschlamm gepreßt	44,5		6,0				TS
S43	11.9.94/1994	NÖ	Mödling	Belebschlamm	44,3		19,0				TS
S43	11.9.94/1994	NÖ	Mödling	Rücklaufschlamm	53,7		19,0				TS
S43	13.7.95/1995	NÖ	Mödling	Klärschlamm aerob stabilis., gepreßt	46,9		9,0				TS
S43	13.7.95/1995	NÖ	Mödling	Belebschlamm, Abdekant.Fl.extra untersucht.	50,9		13,0				TS
S42	4/1996	NÖ	Mödling		30,0		30,0				TS
S42	6/1995	NÖ	Mödling		40,0		25,0				TS
S42	6/1996	NÖ	Mödling		84,0		6,0				TS
S42	8/1996	NÖ	Mödling		49,0		10,0				TS
S42	9/1995	NÖ	Mödling		57,0		11,0				TS
S43	3.8.95/1995	NÖ	Neulengbach	Faulschlamm, Vom Faulturm.	64,8		11,0				TS
S43	3.8.95/1995	NÖ	Neulengbach	Belebschlamm, Abde- kant.Flüss.getrennt unters	59,7		21,0				TS

Radioaktivität (Literaturwerte) von Klärschlamm - Österreich 1986 - 1997										
Anmerkung: Bei den unter den Literaturnummern S12, S13, S42 und S43 angeführten Radioaktivitätsdaten handelt es sich um Werte aus unveröffentlichten Berichten. Diese Werte dürfen nur in anonymisierter Form und nur nach Rücksprache mit den Autoren veröffentlicht werden.										
Lit Nr.	Datum	Bundesland	Ort	Schlammtyp, Anmerkungen	Spezifische ¹³⁷ Cs Aktivität [Bq/kg]					Bezug
					Messwert	Mittelwert (Anzahl)	Fehler	Median	min	
S43	31.10.94/1994	NÖ	Neulengbach	Faulschlamm	95,2		7,0			TS
S43	31.10.94/1994	NÖ	Neulengbach	Belebschlamm	4,5		19,0			TS
S43	19.10.95/1995	NÖ	Pernitz	Belebschlamm	-28,1		0,0			TS
S43	19.10.95/1995	NÖ	Pernitz	Klärschlamm aerob stabilis., gepreßt	4,6		27,0			TS
S43	24.11.94/1994	NÖ	Pernitz	Faulschlamm	15,3		48,0			TS
S43	24.11.94/1994	NÖ	Pernitz	Faulschlamm eingedickt	6,7		14,0			TS
S43	28.6.95/1995	NÖ	Pöchlarn	Belebschlamm	174,0		9,0			TS
S43	28.6.95/1995	NÖ	Pöchlarn	Faulschlamm	306,4		9,0			TS
S43	30.8.94/1994	NÖ	Pöchlarn	Belebschlamm	438,6		11,0			TS
S43	30.8.94/1994	NÖ	Pöchlarn	Faulschlamm	399,4		5,0			TS
S42	11/1995	NÖ	Retz		29,0		10,0			TS
I48	1986	NÖ	Scheibbs		1025,0					FS
S42	10/1996	NÖ	Sigmundsherberg		16,4					TS
S42	3/1996	NÖ	Sitzendorf		3,7					TS
S43	24.11.94/1994	NÖ	Sollenau	Klärschlamm eingedickt	42,8		8,0			TS
S43	24.11.94/1994	NÖ	Sollenau	Belebschlamm	-161,1		0,0			TS
S43	9.11.95/1995	NÖ	Sollenau	Klärschlamm ther.-aerob stab., gepreßt, frisch gepreßt.	30,8		9,0			TS
S43	9.11.95/1995	NÖ	Sollenau	Belebschlamm, Abde- kant.Flüssigk.auch unters.	24,2		35,0			TS
S43	11.5.95/1995	NÖ	Stockerau	Belebschlamm, TrM 10.7% v. Z.	56,5		20,0			TS
S43	11.5.95/1995	NÖ	Stockerau	Faulschlamm gepreßt, TrM 28.1% Roh.	44,4		9,0			TS
S43	28.10.96/1996	NÖ	Stockerau	Rücklaufschlamm	25,0		28,0			TS
S43	28.10.96/1996	NÖ	Stockerau	Faulschlamm, (ausgefällt, ungepreßt)	82,7		18,0			TS
S43	28.10.96/1996	NÖ	Stockerau	Belebschlamm	19,8		57,0			TS
S43	9.6.94/1994	NÖ	Stockerau	Faulschlamm	115,9		9,0			TS
S43	15.6.94/1994	NÖ	Ternitz	Faulschlamm	122,3		5,0			TS
S43	5.7.95/1995	NÖ	Ternitz	Faulschlamm, 0.7762kgPr->0.1971kgZ-> >43.98gT	87,8		5,0			TS
S43	21.12.94/1994	NÖ	Trismauer	Faulschlamm	51,0		10,0			TS
S43	21.12.94/1994	NÖ	Trismauer	Faulschlamm gepreßt	23,5		8,0			TS
S43	30.6.94/1994	NÖ	Trismauer	Faulschlamm	73,4		8,0			TS
S43	19.10.95/1995	NÖ	Trumau	Klärschlamm aerob stabilis., gepreßt	20,2		10,0			TS
S43	19.10.95/1995	NÖ	Trumau	Belebschlamm	14,8		37,0			TS
S43	7.11.94/1994	NÖ	Trumau	Faulschlamm, Alter ca. 7-8 Tage	62,6		6,0			TS
S43	7.11.94/1994	NÖ	Trumau	Belebschlamm	34,1		54,0			TS
S42	12/1996	NÖ	Türnitz		343,0					TS

Lit Nr.	Datum	Bundesland	Ort	Schlammtyp, Anmerkungen	Spezifische ¹³⁷ Cs Aktivität [Bq/kg]					Bezug
					Messwert	Mittelwert (Anzahl)	Fehler	Median	min	
S43	12.4.95/1995	NÖ	Waidhofen a/d Ybbs	Klärschlamm	82,5		9,0			TS
S43	12.4.95/1995	NÖ	Waidhofen a/d Ybbs	Belebschlamm	139,7		22,0			TS
S43	20.7.94/1994	NÖ	Waidhofen a/d Ybbs	Faulschlamm nach Pressung	475,7		8,0			TS
S43	20.7.94/1994	NÖ	Waidhofen a/d Ybbs	Belebschlamm	253,7		15,0			TS
S43	23.5.96/1996	NÖ	Waidhofen a/d Ybbs	Faulschlamm gepreßt	246,2		8,0			TS
S43	23.5.96/1996	NÖ	Waidhofen a/d Ybbs	Belebschlamm	221,3		9,0			TS
S42	1/1996	NÖ	Waidhofen/Thaya		94,0		7,0			TS
S42	2/1995	NÖ	Waidhofen/Thaya		64,0		11,0			TS
S42	6/1996	NÖ	Waidhofen/Thaya		1114,0		1,0			TS
S42	7/1995	NÖ	Waidhofen/Thaya		90,0		22,0			TS
S43	28.6.95/1995	NÖ	Wieselburg	Rücklaufschlamm	50,3		8,0			TS
S43	28.6.95/1995	NÖ	Wieselburg	Faulschlamm gepreßt, vom 27.6.95 ca. 17:00; m. "Polymet"	39,4		6,0			TS
S43	30.8.94/1994	NÖ	Wieselburg	Faulschlamm	131,8		9,0			TS
S43	30.8.94/1994	NÖ	Wieselburg	Belebschlamm	38,6		69,0			TS
S43	30.8.94/1994	NÖ	Wieselburg	Klärschlamm eingedickt	66,1		12,0			TS
S42	10/1995	NÖ	Wr. Neustadt		50,0		20,0			TS
S42	8/1996	NÖ	Wr. Neustadt		50,0		12,0			TS
S43	14.9.95/1995	NÖ	Wr. Neustadt	Belebschlamm	28,3		22,0			TS
S43	14.9.95/1995	NÖ	Wr. Neustadt	Faulschlamm	41,3		10,0			TS
S43	14.9.95/1995	NÖ	Wr. Neustadt	Faulschlamm gepreßt, eingesetzt 100.2g	28,3		11,0			TS
S43	16.10.96/1996	NÖ	Wr. Neustadt	Belebschlamm	16,8		46,0			TS
S43	16.10.96/1996	NÖ	Wr. Neustadt	Faulschlamm (gepreßt), frisch gepreßt!	23,9		10,0			TS
S43	16.10.96/1996	NÖ	Wr. Neustadt	Rücklaufschlamm	16,1		31,0			TS
S43	7.11.94/1994	NÖ	Wr. Neustadt	Belebschlamm	30,1		76,0			TS
S43	7.11.94/1994	NÖ	Wr. Neustadt	Faulschlamm	29,1		9,0			TS
S42	9/1996	NÖ	Zwentendorf		42,2					TS
S43	20.11.95/1995	NÖ	Zwettl-Niederösterreich	Faulschlamm eingedickt, Schlamm w. unveränd. untersucht	279,4		7,0			TS
S43	20.11.95/1995	NÖ	Zwettl-Niederösterreich	Belebschlamm	116,8		12,0			TS
S43	28.12.94/1994	NÖ	Zwettl-Niederösterreich	Belebschlamm, Schneeschmelze; hoher Durchsatz	71,2		30,0			TS
S43	28.12.94/1994	NÖ	Zwettl-Niederösterreich	Faulschlamm, Schneeschmelze; hoher Durchsatz	250,6		3,0			TS
S43	28.6.94/1994	NÖ	Zwettl-Niederösterreich	Faulschlamm	162,2		4,0			TS
S43	28.6.94/1994	NÖ	Zwettl-Niederösterreich	Belebschlamm dekantiert	152,7		27,0			TS

Radioaktivität (Literaturwerte) von Klärschlamm - Österreich 1986 - 1997												
Anmerkung: Bei den unter den Literaturnummern S12, S13, S42 und S43 angeführten Radioaktivitätsdaten handelt es sich um Werte aus unveröffentlichten Berichten. Diese Werte dürfen nur in anonymisierter Form und nur nach Rücksprache mit den Autoren veröffentlicht werden.												
Lit Nr.	Datum	Bundesland	Ort	Schlammtyp, Anmerkungen	Spezifische ¹³⁷ Cs Aktivität [Bq/kg]					Bezug		
					Messwert	Mittelwert (Anzahl)	Fehler	Median	min		max	
S12	1995	OÖ	Bad Ischl		5609,8		4,3				TS	
S13	1996	OÖ	Bad Ischl		120,0		6,0				TS	
S19	1992	OÖ	Bad Leonfelden		3,6		9,9				FS	
S19	1992	OÖ	Freistadt	Anlage eig. für 22.000 EWG	17,7		4,9				FS	
S12	1995	OÖ	Lambach		7058,8		2,0				TS	
S13	1996	OÖ	Lambach		550,0		6,0				TS	
S40	1992	OÖ	Linz Asten					214 (12)	51,0	363,0	TS	
S40	1993	OÖ	Linz Asten					324 (12)	88,0	581,0	TS	
S19	1992	OÖ	Linz-Asten		3,9		10,0				FS	
S43	31.10.94/1994	OÖ	Pfaffing	Faulschlamm	240,2		3,0				TS	
S43	31.10.94/1994	OÖ	Pfaffing	Belebschlamm	3,9		51,0				TS	
S43	4.5.95/1995	OÖ	Pfaffing	Belebschlamm, TrM 9,73% v.Z.	51,4		13,0				TS	
S43	4.5.95/1995	OÖ	Pfaffing	Faulschlamm, TrM 14,0% v. Z.	79,9		6,0				TS	
S19	1992	OÖ	Rohrbach		2,0		14,0				FS	
S19	1992	OÖ	Schärding		3,8		14,5				FS	
S19	1992	OÖ	Schöneben/Ulrichsberg		0,8		47,0				FS	
S12	1994	OÖ	Steyr		150,9		25,0				TS	
S12	1995	OÖ	Vöckla-Redl		1454,5		19,0				TS	
S19	1992	OÖ	Vöcklabruck		17,6		3,7				FS	
S13	1996	S	Altenmarkt		55,0		7,0				TS	
S12	1995	St	Bruck/Mur		1235,3		21,0				TS	
S40	1992	St	Graz Gössendorf					130 (12)	38,7	289,0	TS	
S40	1993	St	Graz Gössendorf					119 (12)	70,7	239,0	TS	
I48	1986	St	Leoben		333,0						FS	
S12	1995	St	Leoben		82,0		60,0				TS	
S12	1995	St	Radstadt		4838,7		6,7				TS	
S39	1993	T	Anras			100 (4)				100,0	TS	
S39	1993	T	Arzl i. P.			100 (4)			100,0	200,0	TS	
S39	1993	T	Axams			100 (4)				300,0	TS	
S39	1993	T	Bad Häring			200 (4)			100,0	200,0	TS	
S39	1993	T	Bergwang			300 (4)			300,0	400,0	TS	
S39	1993	T	Biberwang			600 (4)			300,0	800,0	TS	
S39	1993	T	Brennersee			300 (4)			100,0	600,0	TS	
S39	1993	T	Dölsach			-4,0				100,0	TS	
S39	1993	T	Fieberbrunn			100 (4)				200,0	TS	
S39	1993	T	Flirsch			200 (4)			100,0	700,0	TS	

Radioaktivität (Literaturwerte) von Klärschlamm - Österreich 1986 - 1997											
Anmerkung: Bei den unter den Literaturnummern S12, S13, S42 und S43 angeführten Radioaktivitätsdaten handelt es sich um Werte aus unveröffentlichten Berichten. Diese Werte dürfen nur in anonymisierter Form und nur nach Rücksprache mit den Autoren veröffentlicht werden.											
Lit Nr.	Datum	Bundesland	Ort	Schlammtyp, Anmerkungen	Spezifische ¹³⁷ Cs Aktivität [Bq/kg]						Bezug
					Messwert	Mittelwert (Anzahl)	Fehler	Median	min	max	
S39	1993	T	Ginzling			600 (4)			400,0	900,0	TS
S39	1993	T	Going			100 (4)				200,0	TS
S39	1993	T	Götzens			300 (4)			200,0	400,0	TS
S39	1993	T	Grinzens			200 (4)			200,0	300,0	TS
S39	1993	T	Gurgl			0 (4)					TS
S39	1993	T	Imst Hochlastbiologie			100 (4)				200,0	TS
S39	1993	T	Imst Schwachlastbiologie			200 (4)				300,0	TS
S39	1993	T	Innsbruck			200 (4)				500,0	TS
S39	1993	T	Inzing			100 (4)				300,0	TS
S39	1993	T	Ischgl			200 (4)				600,0	TS
S39	1993	T	Jungholz			100 (4)				100,0	TS
S39	1993	T	Kematen			300 (4)			100,0	400,0	TS
S39	1993	T	Kirchbichl			100 (4)				100,0	TS
S39	1993	T	Kirchdorf			300 (4)			200,0	500,0	TS
S39	1993	T	Kitzbühel			100 (4)			0,0	700,0	TS
S12	1995	T	Kitzbühel			476,2		30,0			TS
S39	1993	T	Kössen							200,0	TS
S39	1993	T	Kufstein						100,0	700,0	TS
S39	1993	T	Kühtal							200,0	TS
S39	1993	T	Kundl						100,0	600,0	TS
S39	1993	T	Längenfeld							100,0	TS
S39	1993	T	Lermoos Hochlastbiologie						600,0	900,0	TS
S39	1993	T	Lermoos Schwachlastbiologie						200,0	500,0	TS
S39	1993	T	Leutasch						100,0	200,0	TS
S12	1995	T	Montafon			100,0		43,0			TS
S39	1993	T	Mühlbachl							100,0	TS
S39	1993	T	Natters							500,0	TS
S39	1993	T	Niederndorf							600,0	TS
S39	1993	T	Plansee						100,0	300,0	TS
S39	1993	T	Prutz							100,0	TS
S39	1993	T	Radfeld						200,0	100,0	TS
S12	1995	T	Radfeld (Brixlegg)			91,3		24,0			TS
S39	1993	T	Reith b. Seefeld						100,0	200,0	TS
S39	1993	T	Rinn							300,0	TS
S39	1993	T	Schattwald						100,0	400,0	TS
S39	1993	T	Schwarz							100,0	TS

Radioaktivität (Literaturwerte) von Klärschlamm - Österreich 1986 - 1997												
Anmerkung: Bei den unter den Literaturnummern S12, S13, S42 und S43 angeführten Radioaktivitätsdaten handelt es sich um Werte aus unveröffentlichten Berichten. Diese Werte dürfen nur in anonymisierter Form und nur nach Rücksprache mit den Autoren veröffentlicht werden.												
Lit Nr.	Datum	Bundesland	Ort	Schlammtyp, Anmerkungen	Spezifische ¹³⁷ Cs Aktivität [Bq/kg]					Bezug		
					Messwert	Mittelwert (Anzahl)	Fehler	Median	min		max	
S39	1993	T	Seefeld			300 (4)				900,0	TS	
S39	1993	T	Serfaus			200 (4)				700,0	TS	
S39	1993	T	Sölden			100 (4)				100,0	TS	
S39	1993	T	Söll			100 (4)			100,0	100,0	TS	
S39	1993	T	Stams			200 (4)			100,0	300,0	TS	
S39	1993	T	Steinach			200 (4)			100,0	300,0	TS	
S39	1993	T	Straß i.Z. Hochlastbiologie			400 (4)			100,0	900,0	TS	
S39	1993	T	Straß i.Z. Schwachlastbiologie			300 (4)			100,0	800,0	TS	
S39	1993	T	Stubaital			300 (4)			100,0	900,0	TS	
S39	1993	T	Telfs			100 (4)				200,0	TS	
S39	1993	T	Vils			300 (4)			200,0	400,0	TS	
S39	1993	T	Waidding			200 (4)			100,0	300,0	TS	
S39	1993	T	Walchsee			200 (4)				400,0	TS	
S39	1993	T	Wattens			400 (4)				900,0	TS	
S39	1993	T	Westendorf			100 (4)				200,0	TS	
S12	1995	T	Wörgl			187,5		50,0			TS	
S39	1993	T	Zams							200,0	TS	
S12	1995	T	Zillertal (AlZ)			435,9		17,6			TS	
I48	1986	W	Wien			226,0					FS	
S43	9.7.97/1997	W	Wien 11.	Belebtschlamm, -> 7.51% Tr. im Z.		12,5		80,0			TS	
S43	9.7.97/1997	W	Wien 11.	Rücklaufschlamm Zentrifugat, -> 8.79% Tr. im Z.		45,9		73,0			TS	
S43	9.7.97/1997	W	Wien 11.	Klärschlamm, Vom Eindicker 0.79kg->47g Tr 6.0%		33,1		7,0			TS	
S40	1992	W	Wien Simmering						13,1 (12)	3,7	59,5	TS
S40	1993	W	Wien Simmering						22,1 (12)	11,3	35,8	TS

Radioaktivität (Literaturwerte) von Klärschlamm - international 1981 - 1997										
Spezifische Aktivität [Bq/kg]										
Lit Nr.	Datum	Staat	Ort	Meßwert	Mittelwert (Anzahl der Messungen)	Fehler	Median	min	max	Bezug
A19	22.5.86/1986	BRD	Arnsberg	10.380,0						TS
A15	1988	BRD	Baden-Württemberg		720 (35)			31,0	4.800,0	TS
A15	1989	BRD	Baden-Württemberg		540 (40)			20,0	3.700,0	TS
A15	1989	BRD	Baden-Württemberg (südöstlicher Teil)		1500 (12)			310,0	3.700,0	TS
A15	1989	BRD	Baden-Württemberg (westlicher Teil)		150 (28)			20,0	530,0	TS
A15	1986	BRD	Baden-Württemberg		7000 (235)			110,0	69.000,0	TS
A15	1986	BRD	Bayern		17000 (446)			2,0	290.000,0	TS
A15	1987	BRD	Bayern		1800 (640)			10,0	24.000,0	TS
A15	1988	BRD	Bayern		650 (645)			32,0	3.800,0	TS
A15	1989	BRD	Bayern		360 (471)			17,0	2.100,0	TS
A15	1989	BRD	Bayern (nördlicher Teil)		150 (204)			19,0	1.100,0	TS
A15	1989	BRD	Bayern (südlicher Teil)		520 (267)			17,0	2.100,0	TS
A15	1986	BRD	Berlin		360 (531)			26,0	2.800,0	TS
A15	1987	BRD	Berlin		60 (100)			18,0	220,0	TS
A15	1988	BRD	Berlin		28 (100)			5,1	100,0	TS
A15	1989	BRD	Berlin		16 (78)			5,5	108,0	TS
A19	12.5.86/1986	BRD	Bochum-Olbachtal	2.600,0						TS
A15	1986	BRD	Bremen		570 (5)			200,0	1.100,0	TS
A15	1989	BRD	Bremen		44 (5)			1,5	76,0	TS
A19	22.5.86/1986	BRD	Duisburg-Kaßlerfeld	2.700,0						TS
A19	28.5.86/1986	BRD	Essen-Burgaltendorf	6.990,0						TS
A19	22.5.86/1986	BRD	Hagen	3.830,0						TS
A15	1986	BRD	Hamburg		630 (4)			140,0	1.100,0	TS
A15	1988	BRD	Hamburg		52 (45)			26,0	91,0	TS
A15	1989	BRD	Hamburg		28 (8)			17,0	39,0	TS
A19	10.6.86/1986	BRD	Hattingen	4.850,0						TS
A15	1986	BRD	Hessen		1200 (324)			4,0	19.000,0	TS
A15	1987	BRD	Hessen		120 (181)			3,3	1.200,0	TS
A15	1988	BRD	Hessen		100 (100)			4,8	3.400,0	TS
A15	1989	BRD	Hessen		42 (20)			12,0	100,0	TS
I36	25.5.86/1986	BRD	Mannheim	1.000,0						TS
A19	5.6.86/1986	BRD	Meinerzhagen	6.170,0						TS
S11	1981	BRD	München		12,6 (26)	24,0				TS
S11	1982	BRD	München		6,7 (26)	83,0				TS
A15	1986	BRD	Niedersachsen		1700 (147)			10,0	36.000,0	TS
A15	1987	BRD	Niedersachsen		230 (120)			11,0	1.300,0	TS
A15	1988	BRD	Niedersachsen		75 (94)			7,9	460,0	TS

Radioaktivität (Literaturwerte) von Klärschlamm - international 1981 - 1997										
Spezifische Aktivität [Bq/kg]										
Lit Nr.	Datum	Staat	Ort	Meßwert	Mittelwert (Anzahl der Messungen)	Fehler	Median	min	max	Bezug
A15	1989	BRD	Niedersachsen		49 (76)			8,0	730,0	TS
A15	1986	BRD	Nordrhein-Westfalen		740 (107)			25,0	10.000,0	TS
A15	1987	BRD	Nordrhein-Westfalen		260 (135)			30,0	930,0	TS
A15	1988	BRD	Nordrhein-Westfalen		120 (105)			10,0	340,0	TS
A15	1989	BRD	Nordrhein-Westfalen		71 (27)			0,0	150,0	TS
S10	1992	BRD	O,S Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel		189 (79)		130,0	9,5	1.300,0	TS
S10	1993	BRD	O,S Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel		150 (91)		104,0	8,4	1.200,0	TS
A15	1986	BRD	Rheinland-Pfalz		2000 (38)			0,2	18.000,0	TS
A15	1987	BRD	Rheinland-Pfalz		860 (3)			720,0	1.100,0	TS
A15	1988	BRD	Rheinland-Pfalz		135 (2)			26,0	240,0	TS
A15	1989	BRD	Rheinland-Pfalz		76 (18)			6,3	340,0	TS
A19	12.6.86/1986	BRD	Rüthen	9.150,0						TS
A15	1989	BRD	Schleswig Holstein		22 (20)			6,8	57,0	TS
A15	1988	BRD	Schleswig-Holstein		47 (21)			12,0	140,0	TS
I19	1989	BRD	Tannheim	10.120,0						TS
S10	1992	BRD	W,N Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel		33 (304)			23,0	600,0	TS
S10	1993	BRD	W,N Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel		29 (377)			20,0	350,0	TS
A19	27.5.86/1986	BRD	Warstein	5.620,0						TS
A19	10.6.86/1986	BRD	Witten	5.900,0						TS
I22	10.5.86/1986	Schweden	Gothenburg	3.812,0						TS
I22	22.5.86/1987	Schweden	Gothenburg	88,0						TS
I22	29.4.86/1986	Schweden	Gothenburg	2,0						TS
I22	30.5.86/1986	Schweden	Gothenburg	354,0						TS
I22	5.5.86/1986	Schweden	Gothenburg	13,0						TS
I22	6.10.86/1986	Schweden	Gothenburg	83,0						TS
I22	16.12.86/1986	Schweden	Lund	196,0						TS
I22	25.11.86/1986	Schweden	Lund	224,0						TS
I22	27.7.86/1986	Schweden	Lund	691,0						TS
I22	28.10.86/1986	Schweden	Lund	250,0						TS
I22	28.8.86/1986	Schweden	Lund	578,0						TS
I22	29.5.86/1986	Schweden	Lund	1.206,0						TS
I22	30.6.86/1986	Schweden	Lund	881,0						TS
I22	30.9.86/1986	Schweden	Lund	328,0						TS
I22	4.2.86/1986	Schweden	Lund	1,1						TS
I25	1986	Schweiz		1.600,0		14,0				TS
I26	5/1986	UK	London, West	5,4						TS
I06	1992	USA	Knoxville	3,6 (2)						TS

Radioaktivität (Literaturwerte) von Klärschlamm - international 1981 - 1997										
Spezifische Aktivität [Bq/kg]										
Lit Nr.	Datum	Staat	Ort	Meßwert	Mittelwert (Anzahl der Messungen)	Fehler	Median	min	max	Bezug
I06	1992	USA	Lenoir City		6,3 (2)					TS
S36	1995	USA	Missouri		-25,0	140,0	1,6	0,3	70,0	TS
I06	1992	USA	Morristown	1,3						TS
A11	1984	USA	Oak Ridge	3.182,0						TS
A11	1988	USA	Oak Ridge	81,4						TS
I06	1988	USA	Oak Ridge		40 (32)					TS
I06	1989	USA	Oak Ridge		50 (52)					TS
I06	1990	USA	Oak Ridge		90 (50)					TS
I06	1991	USA	Oak Ridge		50 (52)					TS
I06	1992	USA	Oak Ridge		20 (52)					TS
I06	1992	USA	Sevierville		6,6 (2)					TS

Radioaktivität (Analysewerte) von Rostaschen und Flugaschen – Oberösterreich																
Pr.Nr.	Lab.Nr.	Datum	Spektrennummer	Asche	Spezifische Aktivität [Bq/kg]											
					Cs-134	Messunsicherheit (±)	¹³⁷ Cs	Messunsicherheit (±)	K-40	Messunsicherheit (±)	Ra-226	Messunsicherheit (±)	Th-228	Messunsicherheit (±)	Ra-228	Messunsicherheit (±)
40413	G3919	95-11-20	K18258	Flugasche	112	12,0	4.787	424,0	1.898	225,0	127	7,0	44	22,0	76	26,0
40413	G3919	95-11-20	SP9073	Flugasche	132	16,1	4.848	376,6	1.937	198,0	159	16,8	37	21,0	< 20	
40413	G3918	95-11-20	SP9002	Rostasche	80	9,0	2.941	228,5	1.694	160,0	124	12,0	> 20			
40621	G3894	95-12-12	K18248	Flugasche	45	6,0	1.870	166,0	1.711	184,0	342	29,0	163	20,0	154	7,0
40621	G3893	95-12-12	SP9026	Rostasche	65	7,4	2.591	202,4	3.397	307,4	333	23,9	178	28,3	151	31,0
40626	G3881	95-12-12	K18245	Flugasche	333	29,0	13.972	1232,0	2.895	297,0	162	12,0	50	10,0	64	18,0
40626	G3881	95-12-12	SP9000	Flugasche	230	18,0	8.465	652,3	2.284	178,0	182	9,5	74	8,2	77	9,1
40626	G3880	95-12-12	SP8999	Rostasche	148	12,5	5.528	426,7	2.362	196,7	363	20,1	137	17,7	161	22,4
40701	G3901	95-11-28	SP9022	Rostasche	29	3,5	1.121	87,6	2.098	179,7	97	8,5	36	10,0	29	11,7
40702	G3897	95-11-28	SP9024	Rostasche	69	7,3	2.404	186,2	1.353	121,0	128	10,2	< 20		< 20	
40817	G3957	95-11-14	S11304	Flugasche	54	5,4	2.076	160,4	1.557	129,2	131	9,2	79	12,4	88	13,3
40817	G3957	95-11-14	SP9074	Flugasche	42	12,3	2.227	176,9	2.014	278,5	161	27,2	< 34		134	51,4
40817	G3956	95-11-14	SP9016	Rostasche	40	3,6	1.457	112,4	2.145	168,3	159	8,6	93	8,4	94	9,5
40908	G3905	95-11-21	SP9005	Rostasche	41	5,5	1.590	123,5	1.921	164,7	52	6,0	19	10,0	45	12,1
40921	G3911	95-11-21	K18255	Flugasche	74	8,0	3.080	272,0	2.448	260,0	83	5,0	29	13,0	19	11,0
40921	G3910	95-11-21	SP9029	Rostasche	< 10		182	16,0	1.130	112,7	106	9,1	< 20		20	5,7
41008	G3965	95-11-07	K18264	Flugasche	61	7,0	2.555	226,0	1.486	168,0	54	9,0	28	16,0	29	13,0
41008	G3964	95-11-07	SP9019	Rostasche	61	4,9	2.164	166,8	2.325	190,5	87	4,9	45	5,5	43	5,7
41009	G3937	95-11-21	K18256	Flugasche	94	9,0	3.687	326,0	2.444	257,0	44	0,0	29	11,0	27	12,0
41009	G3936	95-11-21	SP9015	Rostasche	27	3,8	1.081	84,1	2.081	173,1	63	6,6	21	8,3	34	6,2
41017	G3961	95-11-14	K18262	Flugasche	20	3,0	688	62,0	1.802	201,0	20	0,0	20	14,0	21	10,0
41017	G3960	95-11-14	SP9018	Rostasche	14	2,5	372	30,0	3.210	267,4	50	5,6	20	20,0	24	8,4
41102	G3890	95-12-12	K18247	Flugasche	63	9,0	2.672	239,0	3.040	359,0	140	20,0	130	35,0	151	9,0
41102	G3889	95-12-12	SP9025	Rostasche	19	1,7	678	52,4	2.010	156,6	164	8,9	131	9,5	134	10,1
41202	G3969	95-11-07	K18266	Flugasche	47	6,0	1.926	171,0	1.964	171,0	151	10,0	62	15,0	58	7,0
41202	G3968	95-11-07	SP9011	Rostasche	141	15,7	5.345	414,0	2.916	258,9	77	12,1	< 20		< 20	
41328	G3953	95-11-14	K18261	Flugasche	17	2,0	653	59,0	2.434	260,0	150	14,0	183	22,0	185	2,0
41328	G3952	95-11-14	SP9017	Rostasche	< 10		625	50,5	2.199	204,1	172	14,3	194	25,1	162	24,4
41339	G3946	95-11-14	K18260	Flugasche	35	5,0	1.272	113,0	3.562	376,0	352	35,0	262	31,0	265	20,0
41339	G3945	95-11-14	SP9012	Rostasche	< 10		269	22,6	1.404	135,9	111	9,6	89	14,0	68	14,1
41409	G3973	95-11-07	K18265	Flugasche	37	5,0	1.616	143,0	2.304	248,0	165	12,0	61	15,0	64	16,0
41409	G3972	95-11-07	SP9009	Rostasche	38	4,0	1.284	99,9	2.155	182,9	189	12,8	80	14,7	61	12,9
41709	G3941	95-11-20	K18259	Flugasche	187	17,0	7.463	658,0	1.576	172,0	115	5,0	50	13,0	39	13,0
41709	G3940	95-11-20	SP9014	Rostasche	170	18,0	5.859	455,0	4.467	400,2	579	38,2	214	45,3	230	49,0
41808	G3915	95-11-20	SP9071	Flugasche	164	13,9	5.678	437,9	1.816	148,3	85	7,1	19	7,8	28	12,2
41808	G3914	95-11-20	SP9004	Rostasche	113	9,3	3.752	289,3	1.756	139,9	102	6,5	28	6,2	25	7,4

Anmerkung: Die Analysenergebnisse mit Spektrennummern „K....“ wurden vom Amt der OÖ Landesregierung zur Verfügung gestellt.

Radioaktivität (Analysewerte) von Hackschnitzel und Baumstämmen - Oberösterreich																
Pr. Nr.	Lab. Nr.	Pr. Datum	Spektr. Nr.	Asche	Spezifische Aktivität Bq/kg Asche											
					¹³⁷ Cs	Messunsicherheit (±)	Cs-134	Messunsicherheit (±)	K-40	Messunsicherheit (±)	Ra-226	Messunsicherheit (±)	Ra-228	Messunsicherheit (±)	Th-228	Messunsicherheit (±)
40413	G3920-1	95-11-20	SP9120	Hackschnitzel, Asche	5080,57	391,99	140,35	158,93	1908,19	158,93	104,35	8,85	26,88	12,13	32,95	14,26
40413	G3920-1	95-11-20	S11284	Hackschnitzel, Asche	4675,84	360,44	118,92	155,69	1977,34	155,69	93,59	5,71	39,21	6,72	39,21	7,85
40621	G3896-2	95-12-12	SP9170	Baumstamm, Asche - vor Tschernobyl	90,10	15,76		387,48	3053,71	387,48	625,38	52,72		62,03	219,92	85,02
40621	G3896-1	95-12-12	SP9172	Baumstamm, Asche - nach Tschernobyl	172,89	17,86		361,48	4176,20	361,48	359,28	25,82	134,45	31,47	213,86	34,23
40621	G3895-1	95-12-12	S11277	Hackschnitzel, Asche	3093,64	239,47	84,75	273,58	3317,58	273,58	229,14	15,58	99,42	16,16	130,08	19,82
40626	G3882-1	95-12-12	S11275	Hackschnitzel, Asche	7269,39	561,44	196,36	216,43	2496,44	216,43	142,15	12,19	77,27	22,38	58,51	20,79
40701	G3903-1	95-11-28	SP9108	Hackschnitzel, Asche	2810,16	218,34	72,95	353,08	4141,27	353,08	60,74	9,75		13,95		10,98
40701	G3903-1	95-11-28	S11300	Hackschnitzel, Asche	2597,71	201,15	66,13	260,57	3188,47	260,57	46,27	6,61		12,35		9,28
40702	G3899-1	95-11-28	S11298	Hackschnitzel, Asche	3289,55	254,42	74,41	177,60	2091,47	177,60	85,83	7,99	25,21	14,81	22,59	12,80
40817	G3959-2	95-11-14	SP9190	Baumstamm, Asche - vor Tschernobyl	1959,98	158,04		377,83	3180,94	377,83	313,33	61,42		64,29		50,65
40817	G3959-1	95-11-14	SP9187	Baumstamm, Asche - nach Tschernobyl	4143,52	322,28	112,75	388,04	4155,59	388,04	171,88	22,51		36,69		28,90
40817	G3958-1	95-11-14	SP9101	Hackschnitzel, Asche	2135,69	166,14	47,08	208,69	2305,40	208,69	111,22	12,92	96,46	50,81		9,32
40908	G3908-1	95-11-21	SP9130	Baumstamm, Asche - nach Tschernobyl	293,85	37,09		575,61	5698,47	575,61	198,78	56,42		52,38	141,99	66,46
40908	G3908-2	95-11-21	SP9127	Baumstamm, Asche - vor Tschernobyl	82,67	22,42		366,15	2867,53	366,15	130,94	32,14		54,88	182,24	69,21
40908	G3907-1	95-11-21	S11299	Hackschnitzel, Asche	3269,02	252,48	79,52	159,15	1923,96	159,15	33,96	4,86		12,54		9,43
40921	G3912-1	95-11-21	S11303	Hackschnitzel, Asche	2997,60	231,84	86,19	202,49	2445,67	202,49	63,19	6,61		10,63		7,99
41008	G3966-1	95-11-07	S11291	Hackschnitzel, Asche	3678,04	284,19	96,25	121,35	1401,20	121,35	68,22	7,71	32,86	11,30	65,59	14,16
41009	G3938-1	95-11-21	SP9103	Hackschnitzel, Asche	1173,83	91,35	29,83	182,80	2161,34	182,80	33,76	6,11		6,75	19,42	6,34
41017	G3962-1	95-11-14	SP9119	Hackschnitzel, Asche	806,72	62,64	22,40	255,39	3226,68	255,39	35,08	3,84		3,66	18,45	7,28
41017	G3962-1	95-11-14	S11293	Hackschnitzel, Asche	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00
41102	G3891-1	95-12-12	SP9102	Hackschnitzel, Asche	2841,47	219,36	79,03	167,82	2060,40	167,82	135,21	8,88	78,20	12,75	79,79	14,52

Radioaktivität (Analysewerte) von Hackschnitzel und Baumstämmen - Oberösterreich																
Pr. Nr.	Lab. Nr.	Pr. Datum	Spektr. Nr.	Asche	Spezifische Aktivität Bq/kg Asche											
					Cs-134	Messunsicherheit (±)	¹³⁷ Cs	Messunsicherheit (±)	K-40	Messunsicherheit (±)	Ra-226	Messunsicherheit (±)	Ra-228	Messunsicherheit (±)	Th-228	Messunsicherheit (±)
41102	G3891-1	95-12-12	S11297	Hackschnitzel, Asche	67,49	6,94	2625,47	203,05	2048,94	170,65	113,32	8,46	77,85	11,91	81,47	12,90
41202	G3970-1	95-11-07	S11290	Hackschnitzel, Asche	29,77	5,07	1405,81	109,59	3715,09	308,00	198,79	15,46	70,35	22,61	84,56	20,14
41328	G3955-1	95-11-14	SP9125	Baumstamm, Asche - nach Tschernobyl	99,94	19,28	4020,30	316,49	5712,87	597,17	314,88	44,77		61,66		48,58
41328	G3955-2	95-11-14	SP9126	Baumstamm, Asche - vor Tschernobyl		24,03	2310,43	187,35	4866,05	597,89	293,55	52,00		76,48		60,25
41328	G3954-1	95-11-14	SP9100	Hackschnitzel, Asche	42,88	8,43	1991,86	155,65	3738,48	326,04	117,41	14,61	117,89	29,31	149,31	26,78
41339	G3947-1	95-11-14	S11274	Hackschnitzel, Asche		5,79	524,28	42,58	3328,54	285,99	122,25	12,04	90,40	19,98	97,18	20,70
41409	G3975-1	95-11-07	SP9123	Baumstamm, Asche - nach Tschernobyl		18,00	103,52	49,82	2849,02	372,95	226,01	36,23	620,79	105,89	347,79	116,16
41409	G3975-2	95-11-07	SP9124	Baumstamm, Asche - vor Tschernobyl		35,61	185,79	52,88	2877,48	589,71	398,20	66,46		113,32	446,57	153,92
41409	G3974-1	95-11-07	S11302	Hackschnitzel, Asche	51,37	5,47	2111,74	163,10	2192,13	175,52	189,87	11,86	51,81	9,85	61,38	10,25
41709	G3944-1	95-11-20	SP9178	Baumstamm, Asche - nach Tschernobyl	240,59	31,50	9046,11	699,84	5990,80	525,04	147,60	19,41	220,51	53,58		28,92
41709	G3944-2	95-11-20	SP9176	Baumstamm, Asche - vor Tschernobyl	71,58	22,79	4253,23	334,15	3721,62	436,68	206,04	35,70	174,05	91,43	142,99	77,80
41709	G3942-1	95-11-20	SP9099	Hackschnitzel, Asche	171,11	19,77	6918,31	534,80	2488,13	226,69	86,77	11,24		13,98	51,82	29,68
41808	G3916-1	95-11-20	S11287	Hackschnitzel, Asche	59,96	7,15	2285,58	177,06	2194,50	184,70	82,27	7,57	26,13	12,65	38,79	13,67

Radioaktivität (Analysewerte) von Kompost - Oberösterreich																			
Pr. Nr.	Lab.Nr.	Pr. Datum	Spektr. Nr.	Kompostart	Spezifische Aktivität Bq/kg Trockensubstanz														
					¹³⁷ Cs	Mess-unsicherheit (±)	Cs-134	Mess-unsicherheit (±)	K-40	Mess-unsicherheit (±)	Ra-226	Mess-unsicherheit (±)	Ra-228	Mess-unsicherheit (±)	Th-228	Mess-unsicherheit (±)			
11/96	G4204			K34259	Kompost, BIO			1,3	0,3	40	3,6	640	65,0	25	0,9	27	2,6	27	2,2
13/96 - (41808)	G4205			K34260	Kompost, GRA			2,9	0,3	75	6,7	326	33,0	23	0,6	23	2,2	23	1,5
15/96	G4206			K34261	Kompost, BIO			1,2	0,2	39	3,5	619	63,0	15	0,3	31	3,1	29	2,4
15/96	G4117	96-04-19		SP9200	Kompost, BIO; ursprüngliche Feuchte: 47,6 %				0,3	36	2,9	582	46,6	15	1,2	28	2,6	32	3,2
17/96	G4207			K34262	Kompost, BIO			1,4	0,2	70	6,2	96	10,0	6	0,4	4	0,7	4	0,0
18/96 - (41009)	G4208			K34263	Kompost, BIO			2,5	0,3	107	9,5	290	30,0	13	0,4	13	1,3	12	0,5
21/96 - (41709)	G4209			K34264	Kompost, GRA			2,5	0,3	113	10,0	263	27,0	9	0,3	9	0,9	9	0,5
21/96 - (41709)	G4119	96-07-18		SP9203	Kompost, GRA; ursprüngliche Feuchte: 52,5 %			4,5	0,7	198	15,4	315	27,1	11	1,2	13	2,8	14	2,4
23/96 - (41102)	G4210			K34265	Kompost, BIO			2,3	0,3	80	7,1	289	30,0	16	0,4	23	2,3	22	0,3
30/96 - (40908)	G4211			K34266	Kompost, BIO			3,1	0,4	143	13,0	229	24,0	21	1,0	8	1,0	8	0,0
31/96 - (40908)	G4212			K34267	Kompost, GRA			2,2	0,3	97	8,6	78	8,0	24	1,1	5	0,7	5	0,0
32/96 - (40626)	G4213			K34268	Kompost, GRA			2,3	0,3	78	7,0	478	49,0	15	0,3	26	2,6	27	2,5
34/96 - (41808)	G4214			K34269	Kompost, BIO			3,9	0,4	180	18,0	150	18,0	14	0,6	9	1,0	9	0,3
35/96 - (40702)	G4215			K34270	Kompost, BIO			1,3	0,2	63	5,6	113	2,0	5	0,1	4	0,6	4	0,3
36/96	G4216			K34271	Kompost, BIO			1,5	0,2	73	6,5	105	11,0	10	0,7	5	0,7	4	0,3
37/96 - (41808)	G4217			K34272	Kompost, GRA			3,9	0,5	184	16,0	584	60,0	17	1,0	12	1,5	12	0,1
38/96	G4218			K34273	Kompost, BIO			1,9	0,3	90	8,0	165	17,0	14	0,8	10	1,2	9	0,5
40/96 - (41328)	G4219			K34274	Kompost, BIO			1,0	0,2	32	2,9	629	64,0	14	0,3	24	2,4	23	2,2
41/96	G4220			K34275	Kompost, BIO			2,4	0,3	63	5,6	569	58,0	22	1,3	33	3,2	33	1,9
41/96	G4118	96-05-10		SP9202	Kompost, BIO; ursprüngliche Feuchte: 31,9 %				0,1	34	2,7	283	22,6	13	0,9	19	1,6	17	1,7
42/96	G4221			K34280	Kompost, GRA			1,5	0,2	60	5,3	305	31,0	13	0,3	10	1,1	10	0,3
44/96	G4121	96-10-18		SP9205	Kompost, MIS; ursprüngliche				0,1	47	3,6	316	24,8	17	1,0	15	1,3	14	1,5

