



WECHSELWIRKUNG ZWISCHEN RADIOCÄSIUM-BODENKONTAMINATION UND HYDROSPHÄRE (ENDBERICHT)

BERICHTE

BE-111 A

Wien, Dezember 1998



Projektleitung

Karl Kienzl, Umweltbundesamt

Zusammenstellung des Berichtes:

Friederike Strelb, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf
H. Lettner, Universität Salzburg, Institut f. Physik u. Biophysik
F.J. Maringer, Bundesforschungs- und -prüfzentrum Arsenal

unter Mitwirkung von

A. Hubmer, Universität Salzburg, Institut f. Physik u. Biophysik
W. Ringer, Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung, Linz
V. Karg, Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung, Wien
A. Ramer, Bundesforschungs- und -prüfzentrum Arsenal
P. Bossew, Universität Salzburg, Institut f. Physik u. Biophysik

Satz/Layout

Manuela Kaitna, Robert Schuh (beide Umweltbundesamt)

Die vorliegende Publikation stellt den Endbericht des Arbeitskreises
„Wechselwirkungen zwischen Radiocäsium-Bodenkontamination und Hydrosphäre“ dar.

Weitere Informationen zu Publikationen des Umweltbundesamtes finden Sie unter: www.umweltbundesamt.at

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Vienna,
Österreich/Austria

Eigenvervielfältigung

Gedruckt auf Recyclingpapier/*Printed on recycling paper*

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2003
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-726-5

| | |
|---|----|
| Zusammenfassung..... | 2 |
| EINLEITUNG..... | 2 |
| 1 Radiocäsium in Klärschlamm und biogenen Reststoffen | 6 |
| 1.1 Überblick über Radiocäsiumgehalte in Klärschlammproben nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl..... | 6 |
| 1.2 Andere biogene Reststoffe..... | 7 |
| 1.3 Jährliche Anfallsmengen von Klärschlamm, Holzasche und Kompost..... | 9 |
| 1.4 Diskussion..... | 10 |
| 2 Dosisabschätzung und Modellrechnungen | 10 |
| 2.1 Lineares Flußmodell zur Abschätzung der Ingestionsdosis..... | 11 |
| 2.2 Expositionsmodell OECOSYS..... | 14 |
| 2.3 Diskussion..... | 17 |
| 3 bestehende gesetzliche Regelungen bezüglich der Verwendung von Klärschlamm..... | 17 |
| 3.1 Richtlinien für die Klärschlammaufbringung auf landwirtschaftliche Böden - ¹³⁷ Cs-Begrenzung..... | 17 |
| 3.2 „Schubladenverordnungen“ | 18 |
| 3.3 Vor- und Nachteile von Grenzwert-Festlegungen..... | 19 |
| 3.4 Überwachungsinstrumente..... | 21 |
| 4 FELDSTUDIEN zum Verhalten von ¹³⁷ Cs in Wechselwirkung von Boden und Hydrosphäre | 21 |
| 4.1 Weinsberger Wald | 21 |
| 4.2 Traun - Einzugsgebiet..... | 26 |
| 4.3 Donau - Einzugsgebiet..... | 31 |
| 4.4 Lambach - Fallstudie..... | 35 |
| 4.5 Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen..... | 50 |
| 5 Literatur | 51 |
| 6 ANHANG..... | 54 |
| 6.1 Tabellenverzeichnis..... | 54 |
| 6.2 Abbildungsverzeichnis..... | 54 |

ZUSAMMENFASSUNG

Österreich war vom Reaktorunfall in Tschernobyl relativ stark betroffen, radioaktive Stoffe wurden in regional stark unterschiedlichen Mengen in der Natur deponiert und führten so zu einem Anstieg der Radiocäsiumkonzentration in Böden, Gewässern und in der Folge auch zur Kontamination von Pflanzen, Tieren und Lebensmitteln. Gegenmaßnahmen blieben, bis auf wenige Ausnahmen, auf die ersten Monate nach dem Kontaminationsereignis beschränkt. Verschiedene österreichische Institutionen führten eine Vielzahl von Radioaktivitäts-Analysen durch. Anhand der Meßergebnisse konnte der Rückgang der ^{137}Cs - Kontamination in Umwelt- und Lebensmittelproben nachgewiesen und damit eine Gefährdung der Bevölkerung ausgeschlossen werden. Trotzdem ist es wichtig, die prinzipiellen Zusammenhänge des Schadstofftransfers zu verstehen, um Kontaminationspfade zu verfolgen und Dosis-Vorhersage-Modelle zu verbessern.

Die vorliegende Studie wurde in den Jahren 1996 - 1997 durchgeführt und befasst sich mit dem Transport von Radiocäsium aus terrestrischen Ökosystemen in die Hydrosphäre (Oberflächengewässer).

Klärschlamm als Endprodukt der Wasseraufbereitung enthielt in den Folgejahren nach dem Reaktorunglück in Tschernobyl durch die stattfindenden Anreicherungsprozesse in manchen Fällen erhebliche ^{137}Cs -Mengen. In der Kläranlage Lambach wurde daher ein Beprobungsprogramm durchgeführt, das die zeitliche Variabilität des ^{137}Cs -Gehaltes in Klärschlammproben erfasste und die ^{137}Cs - Anreicherung im Klärschlamm während der Wasserreinigung nachvollzog. Der Zusammenhang mit dem ^{137}Cs -Inventar im Einzugsgebiet der Kläranlage wurde hergestellt. Das in den Vorfluter eingeleitete, geklärte Wasser enthielt nur geringe ^{137}Cs -Konzentrationen, was die Reinigungswirkung in der Kläranlage bestätigt. Die gefahrlose Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft wurde durch Dosisabschätzungen mit dem Vorhersagemodell OEKOSYS überprüft. Demnach ist eine ^{137}Cs -bedingte Gesundheitsgefährdung durch Klärschlammausbringung (unter Einhaltung der landesüblichen Grenzwerte und Beschränkungen ausgeschlossen).

Als Ergänzung dieser Berechnungen enthält der Bericht eine Zusammenstellung bestehender gesetzlicher Regelungen zur Klärschlamm-Ausbringung in Bezug auf die Kontamination mit ^{137}Cs und eine Diskussion über die Vor- und Nachteile von Grenzwertfestlegungen.

In Feldstudien wurde die ^{137}Cs -Konzentration in Wasserproben, dem transportierten Schwebstoff, und Flusssedimenten analysiert. Als Modellgebiete wurden ein bewaldetes Kleineinzugsgebiet im Waldviertel (Weinsberger Wald, NÖ), das viel größere Einzugsgebiet der Traun (OÖ), und das Einzugsgebiet der Donau untersucht und verglichen. Während im Wasser der Traun (Einzugsgebiet des Traunsees) und Donau meist der überwiegende Teil des transportierten ^{137}Cs an Schwebstoffe gebunden transportiert wurde (in der Donau ca. 90% der Gesamtaktivität in Wasserproben), waren in Wasserproben aus Bächen des Weinsberger Waldes 64% der ^{137}Cs -Gesamtkonzentration im Wasser gelöst und nur ein geringer Teil an Schwebstoffe gebunden.

Insgesamt waren die Verlusten aus allen drei untersuchten Einzugsgebieten verschwindend gering: im Zeitraum 1996 - 1997 betrug die jährliche über Oberflächenwasser abtransportierte ^{137}Cs -Aktivität nur ca. 0,01% des Inventars der jeweiligen Einzugsgebiete. Bei allen untersuchten Wasserproben lagen die ^{137}Cs - Konzentrationen unter dem für Trinkwasser empfohlenen Richtwert von 1,85 Bq/l.

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 Futtermitteln 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 und zeitlich begrenzt noch 1995 zu erhöhten Radiocäsiumgehalten in Klärschlämmen gekommen ist. Die dabei beobachteten Gehalte erreichen bis zu $7,0 \text{ kBq kg}^{-1}$ ^{137}Cs 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. In Österreich beträgt die durchschnittliche Bodenbelastung mit Cäsium-137 21 kBq m^{-2} (UBA 1996). Mögliche Ursachen der höheren ^{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 sowie den Eintrag von Radiocäsium in Klärschlamm zu untersuchen und andererseits die ^{137}Cs -Austragsmenge über Oberflächenwässer aus einem definierten Gebiet quantifizieren zu können, wurden auf Initiative des Umweltbundesamtes hin folgende Institutionen zum Arbeitskreis „Wechselwirkungen zwischen Radiocäsium-Bodenkontamination und Hydrosphäre“ zusammengeschlossen: Amt der Oberösterreichischen Landesregierung / Lärm- und Strahlenschutz, BA für Lebensmitteluntersuchung und -forschung Wien / Abt. Strahlenschutz, BA für Lebensmitteluntersuchung Linz / Abt. Strahlenschutz, BM für Land- und Forstwirtschaft / Sektion Wasser, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf Ges.m.b.H / Bereich Lebenswissenschaften, Österreichisches Forschungs- und Prüfzentrum Arsenal / Geotechnisches Institut, Umweltbundesamt, Universität Salzburg / Institut für Biophysik.

Zur Klärung der Fragestellung wurde in einem radioökologisch gut untersuchten Modellökosystem (Weinsberger Wald) die Bodenkontamination dem jährlichen Austrag über Oberflächengewässer gegenübergestellt. In einer Fallstudie wurden ähnliche Zusammenhänge im größeren Maßstab für das Einzugsgebiet der Traun untersucht. Darin enthalten ist auch die systematische Untersuchung einiger oberösterreichischer Kläranlagen (Schwerpunkt Lambach) bezüglich der Anreicherung von ^{137}Cs im Klärschlamm.

Im ersten Teil der vorliegenden Monographie wird ein Überblick über die nach 1986 erhobenen Daten von Radiocäsiumanalysen österreichischer Klärschlämme geboten, der durch eine umfassende Literaturrecherche ermittelt und durch einige Analysen ergänzt wurde und auch auf Ergebnisse aus dem Ausland Bezug nimmt. Ein Hauptziel des bestehenden Arbeitskreises ist die Schaffung einer aktuellen wissenschaftlichen Grundlage für die radioökologische Bewertung (Umwelt- und Gesundheitsrelevanz, Erhaltung des landwirtschaftlich nutzbaren Bodens) der radioaktiven Kontamination von österreichischen Klärschlämmen und anderen biogenen Prozeßrückständen. Dies wurde einerseits durch modellhafte Berechnungen zur Dosisabschätzung und andererseits durch Feldstudien in den oben erwähnten Untersuchungsgebieten realisiert. In einem ergänzenden Projekt der Strahlenschutzabteilung des Landes Oberösterreich wurden die Rückstände von Hackschnitzelfeuerungsanlagen auf ihren Gehalt an Radiocäsium untersucht.

Im Rahmen eines vom Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft (BFL) und dem Umweltbundesamt (UBA) durchgeführten Workshops wurden die vorliegenden Ergebnisse am 21. April 1998 in einer interdisziplinären Gruppe bestehend aus Vertretern verschiedener wissenschaftlicher Fachgruppen und politischer Entscheidungsträger diskutiert. Die Referenten dieser Veranstaltung sind dem Programm im Anhang zu entnehmen. Die wichtigsten Erkenntnisse dieser Diskussion sowie eine kurze Zusammenstellung der derzeit vorgesehenen gesetzlichen Regelungen für den Anlaßfall wurden zur Information in diesen Bericht aufgenommen.

In diesem Zusammenhang sei Herrn Ministerialrat Dr. Zechner (Bundeskanzleramt, Sektion IV, Abt. Strahlenschutz) für die Darstellung der rechtlichen Grundlagen gedankt und Herrn Hofrat D.I. Fink für den schriftlichen Beitrag über die vorhandenen „Schubladenverordnungen“, die im Anlaßfall einer großräumigen radioaktiven Kontamination zu erlassen sind (siehe Kap. 3.2). Herr MR. D.I. Schimon (BMLF Sektion Wasser) informierte in seinem Referat über die Abwasserbehandlung in Österreich und die Überwachung der Trinkwasserqualität durch eine Sonde zur in situ gamma-spektrometrischen Messung in Wasserreservoirs (siehe auch Kap. 3.4).

Den Betreibern der Kläranlage Lambach, besonders Herrn G. Pachinger, sowie P. Lindinger und W. Heitzinger, sei für ihre Kooperationsbereitschaft, die Organisation und Durchführung der Probenahmen sowie das anhaltende Interesse an dieser wissenschaftlichen Studie gedankt.

Herr D.I. J. Sperrer (Fa. Büro Sperrer) danken wir für die Mitarbeit bei der Bestimmung des Einzugsgebietes der Kläranlage Lambach.

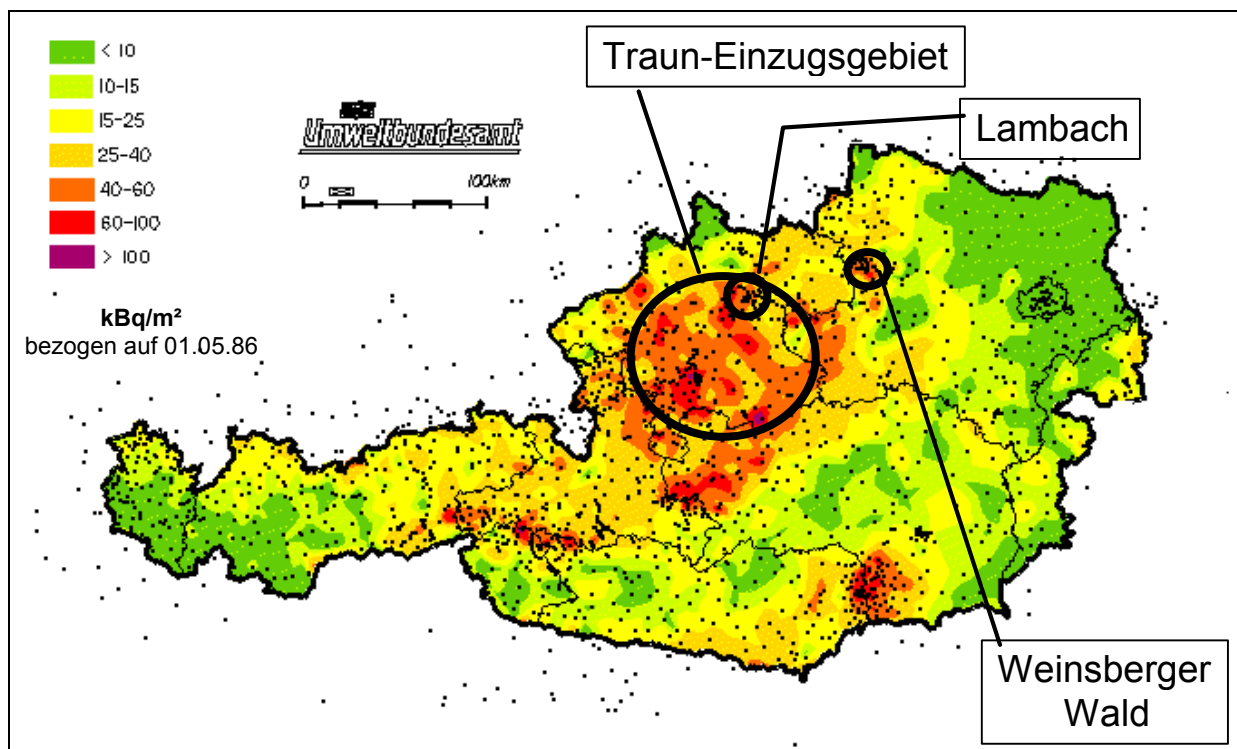


Abb. 1: Karte der ^{137}Cs -Bodenkontaminationswerte in Österreich und Lage der Untersuchungsgebiete dieser Studie

Die vorliegende Monographie faßt die umfangreichen Untersuchungsergebnisse der Projektgruppe überblicksmäßig zusammen. Details zu angewandten Methoden der Freiland- und Laborarbeiten sowie die ausführliche Darstellung der Einzeldaten sind in einem bereits er-

schienenen Materialienband (UBA 1998) zu finden. Da dieser Band nur Daten bis Februar 1998 enthält, neueste Analysendaten, soweit in der Zwischenzeit vorhanden, aber in die Berechnung der Endergebnisse aufgenommen wurden, können sich in manchen Fällen geringfügige Unterschiede zwischen den Ergebnissen in Materialienband und Monographie ergeben.

1 RADIOCÄSIUM IN KLÄRSCHLAMM UND BIOGENEN RESTSTOFFEN

1.1 Überblick über Radiocäsiumgehalte in Klärschlammproben nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl

Nach dem Depositionereignis in der Folge des Reaktorunfalles in Tschernobyl konnten zum Teil sehr hohe ^{137}Cs -Aktivitäten in Klärschlammproben festgestellt werden. Das hauptsächlich naß, also mit Regenfällen deponierte Cäsium konnte auf glatten Oberflächen (Hausdächer, Straßen) nicht einsickern und wurde mit dem abfließenden Regenwasser im Falle von Mischkanalsystemen in die Kläranlagen eingeleitet. Auch der auf Pflanzen und Böden deponierte ^{137}Cs -Fallout wurde anfangs teilweise mit Niederschlägen wieder abgewaschen, erst mit der Zeit kam es zu einer festen ^{137}Cs -Bindung im Boden bzw. drangen die Ionen in tiefere Schichten ein, die bei Regen weniger leicht mobilisiert werden. Für den Zeitraum 1986 und kurz danach wurden die Daten über ^{137}Cs -Gehalte in Klärschlammproben nicht vollständig erhoben, da diese Werte hauptsächlich das kurzfristige Verhalten nach dem Fallout - Ereignis widerspiegeln und nur in eingeschränktem Maße Aussagen über das mittelfristige und langfristige Verhalten zulassen und somit für die vorliegende Arbeit von geringerer Bedeutung sind.

Die folgenden Grafiken Abb. 2 und 3 zeigen die ^{137}Cs -Gehalte von Klärschlämmen in Österreich (TEHERANI 1987; BMGU 1993; AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1993; UBA 1995; AMT DER Oö LANDESREGIERUNG 1996; ALLEN 1997; KARG 1997). In der Abb. 2 wird anhand der Regressionsgeraden ein geringer Abfall der spezifischen Aktivität seit 1986 sichtbar. Die Schwankungen innerhalb eines Jahres sind jedoch im Vergleich zum Vertrauensbereich der Regression sehr groß. Grund dafür ist vor allem die regional stark unterschiedliche Kontamination nach dem Reaktorunfall 1986.

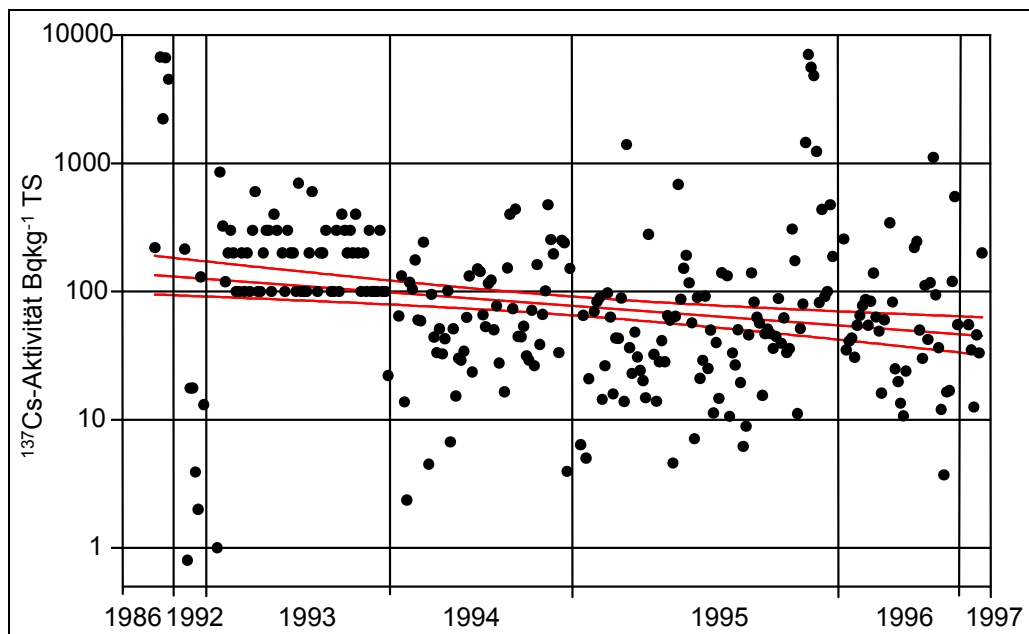


Abb. 2: Zeitverlauf der ^{137}Cs -Belastung im Klärschlamm - Österreich (alle Werte auf sind auf einen Trockensubstanzgehalt von 5% umgerechnet)

In der Darstellungsform in Abb. 3 (die Verteilung der jährlichen Daten sind bundesländerspezifisch als Boxplots dargestellt) ist vor allem in den Bundesländern Niederösterreich und Burgenland ein deutlicher exponentieller Abfall der Medianwerte seit 1986 zu erkennen. Für die anderen Bundesländer ist die Datenmenge zu gering und die regionalen Unterschiede der Kontamination zu groß um konkrete Aussagen treffen zu können.

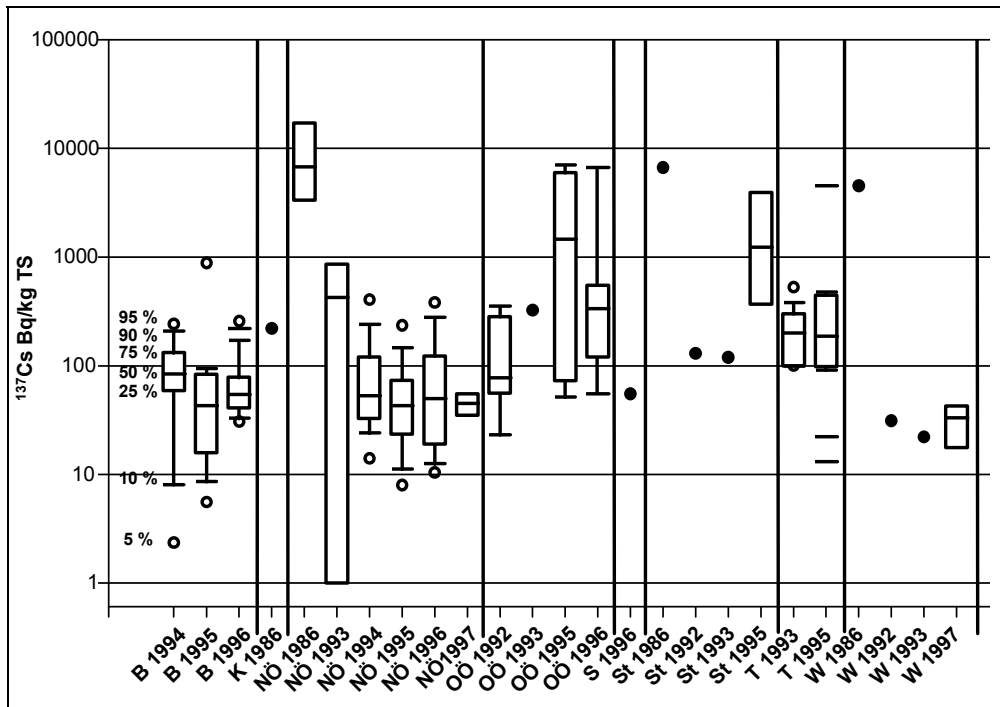


Abb. 3: Zeitverlauf der ^{137}Cs -Belastung im Klärschlamm - Österreich
(alle Werte sind auf einen Trockensubstanzgehalt von 5% umgerechnet)

1.2 Andere biogene Reststoffe

1.2.1 ^{137}Cs in Holzasche

Es gibt nur wenige Publikationen über die ^{137}Cs -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 ^{137}Cs -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 die Aktivität der eingesetzten Heizmaterialien (Holz, Torf) und der Aschen untersucht (HEDVALL et al., 1995). Die spezifischen ^{137}Cs -Aktivitäten von Holz bzw. Torf lagen zwischen etwa 10 und 10^3 Bq kg^{-1} , die der resultierenden Flugaschen zwischen 10^2 und $5 \cdot 10^4 \text{ Bq kg}^{-1}$. Ein generell abnehmender Trend zwischen 1986 und 1991 ist zu erkennen.

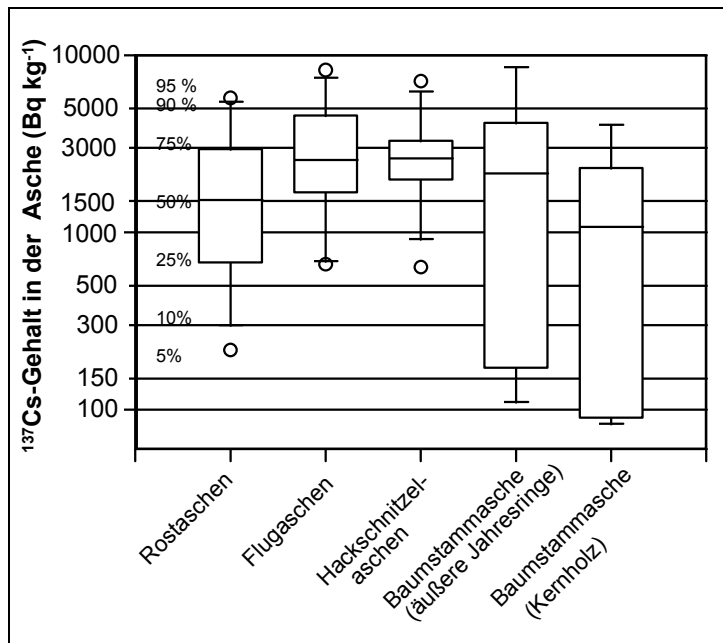


Abb. 4: Verteilungen der ^{137}Cs -Aktivitäten von Aschenproben aus Oberösterreich 1996

In Untersuchungen des ÖFPZ Arsenal im Auftrag der Oö Landesregierung (Beprobung von Rost-, Flugaschen und Hackschnitzel von Hackgutheizanlagen sowie Baumstämme an 18 Standorten in Oö Im Frühjahr 1996) wurden Kontaminationen in ähnlicher Größenordnung gefunden, für Rostaschen lagen die ^{137}Cs -Werte zwischen 1100 und 3400 Bq kg^{-1} und für Flugaschen zwischen 1500 und 3500 Bq kg^{-1} (Abb. 4). Die ^{137}Cs -Werte der veraschten Baumstammproben zeigen für den Zeitraum nach Tschernobyl (äußere 10 Jahresringe) generell deutlich höhere Werte (ca. Faktor 2) als für den Zeitraum vor Tschernobyl (innere Jahresringe). Dies ist allerdings hauptsächlich auf die bessere Nährstoffversorgung (und damit auch ^{137}Cs -Anreicherung) des

physiologisch aktiven Kambiums (Wachstumszone) und der jüngeren, zellsaftreichen Holzschichten zurückzuführen. Man erkennt, daß die geringsten Variationen der Meßwerte bei Hackschnitzelveraschungen auftreten. Die Mittelwerte liegen bei Flugaschen und Hackschnitzel-aschen etwa gleich hoch, alle anderen Mittelwerte liegen unter diesen.

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 über einen größeren Zeitraum war.

1.2.2 ^{137}Cs in Kompost

Es gibt nur wenige publizierte ^{137}Cs -Werte von Kompost. VIERTTEL 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 an. Die Autoren berichten, 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 ^{137}Cs -Gehalte zwischen 20 und 235 Bq kg^{-1} TM in Kompostproben.

In Messungen des Amtes der Oö Landesregierung und in eigenen Messungen wurden für Kompost aus Kompostierungsanlagen für Gebiete in Oberösterreich ^{137}Cs -Werte zwischen 70 und 380 Bq kg^{-1} TM gefunden (siehe Abb. 5). Wie Abb. 5 zeigt, ist die spezifische ^{137}Cs -Aktivität von Komposten in Oberösterreich gering. Ebenfalls 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.

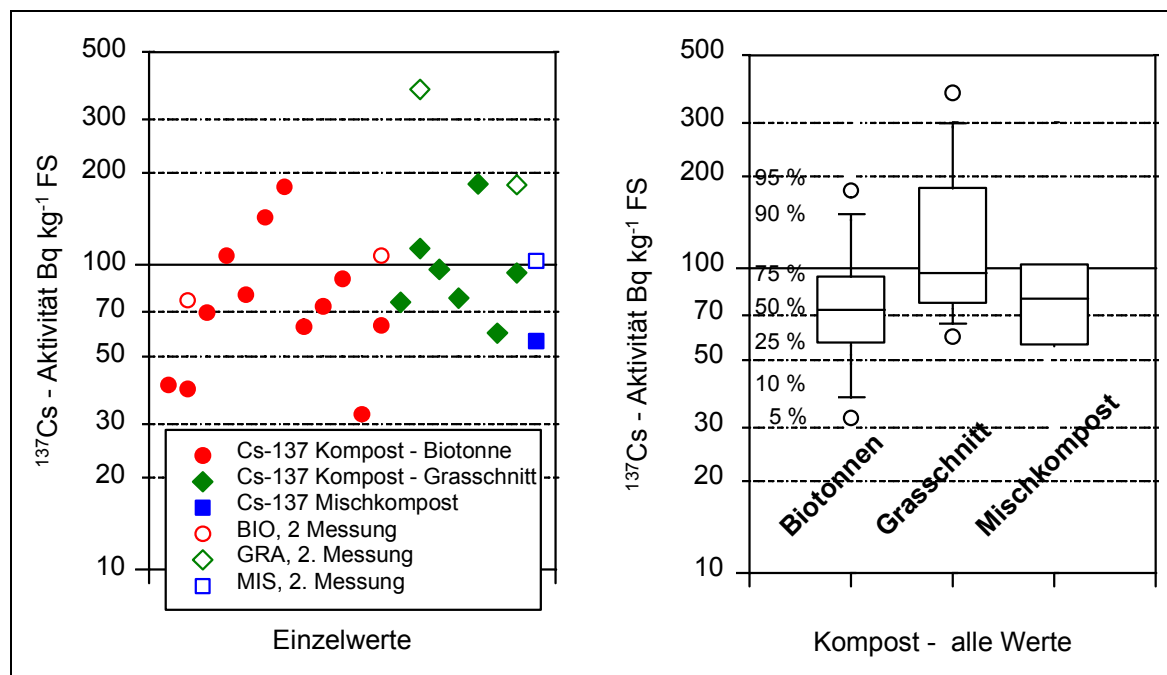


Abb. 5: ^{137}Cs -Aktivität von Kompostproben, Oberösterreich, 1996

1.2.3 ^{137}Cs in Gülle

Über ^{137}Cs -Gehalte von Gülle und anderen Wirtschaftsdüngern gibt es nur wenig Informationen. Zahlenangaben finden sich in den Untersuchungen des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung (AICHBERGER, 1995). Der Autor fand eine äußerst geringe ^{137}Cs -Aktivität in Rindergülle in der Größenordnung von 0,5 bis 10 Bq kg^{-1} Frischsubstanz. In einer Studie des UBA (1998, in Vorbereitung) wurden zwei Bauernhöfe im Gebiet des Weinsberger Waldes wiederholt beprobt. Die ^{137}Cs -Werte von Jauche betragen 1989 zwischen 17 und 400 Bq/l Frischsubstanz, Mistproben wiesen ^{137}Cs -Gehalte zwischen 666 und 2205 Bq kg^{-1} in der Trockensubstanz auf.

1.3 Jährliche Anfallsmengen von Klärschlamm, Holzasche und Kompost

Im Jahr 1995 fielen in Österreich rund 186.000 t Klärschlamm aus kommunalen und rund 205.000 t aus industriellen Anlagen an. Das Klärschlamm aufkommen aus kommunalen Anlagen wird zukünftig auf ca. 260.000 t pro Jahr ansteigen (UBA 1997).

Das jährliche Aufkommen von Holzasche kann nur grob aus den Daten der ‚Volkswirtschaftlichen Datenbank‘ des Wirtschaftsforschungsinstituts (WIFO 1995) über den Brennholzverbrauch in Österreich abgeschätzt werden. Im Jahr 1994 wurden in Österreich rund 5,4 Mio. t Brennholz verbrannt. Bei einem mittleren Ascheanfall von ca. 0,5% ergibt dies einen jährlichen Brennholzaschenanfall von ca. 27.000 t. Daraus kann für das Jahr 1994 ein Holzaschenanteil von rund 4.000 t für das Land Oberösterreich grob abgeschätzt werden.

Das jährliche Aufkommen von verarbeiteten biogenen Abfällen in Kompostierungsanlagen ist nur für Oberösterreich dokumentiert (JÄGER und STEINER 1996). Im Jahr 1995 betrug der oberösterreichische Kompostanfall ca. 102.000 t. Mangels einer verfügbaren Mengenabschätzung kann nur mittels grober Extrapolation aus den oberösterreichischen Daten ein gesamtösterreichisches jährliches Kompostaufkommen abgeschätzt werden: ca. 700.000 t (im Jahr 1995). In dieser Menge sind jedoch nur jene biogenen Abfälle berücksichtigt, die in

Kompostierungsanlagen verarbeitet wurden, nicht jedoch jene Abfälle, die am eigenen Grundstück kompostiert und wiederausgebracht wurden.

Aus den vorliegenden Mengenabschätzungen können die Verhältnisse der jährlich anfallenden Massen an biogenen Reststoffen von Holzasche:Klärschlamm:Kompost in Österreich mit grob 1:10:30 abgeschätzt werden. Aus den Literatur- und Meßdaten können die Verhältnisse für die mittleren spezifischen ¹³⁷Cs-Aktivitäten dieser Reststoffe von Holzasche:Klärschlamm:Kompost mit grob 20:1:1 abgeschätzt werden.

1.4 Diskussion

- Die ¹³⁷Cs-Kontamination von Klärschlämmen, Kompost und Holzasche nimmt generell (seit 1986) in Österreich ab, wobei die Variationen der spezifischen ¹³⁷Cs-Aktivitäten einzelner Proben sowohl lokal als auch zeitlich groß sind.
- Die spezifische ¹³⁷Cs-Aktivität von Holzaschen ist durch die Anreicherung bei der Verbrennung im Mittel um ein Vielfaches höher als jene von Klärschlamm und Kompost. Die radioökologische Bedeutung der Holzasche ist jedoch wegen des weitaus geringeren Holzascheaufkommens gegenüber dem Klärschlamm- und Kompostaufkommen in Österreich für alle drei betrachteten Reststoffe etwa gleich groß.
- Biogene Reststoffe wie Holzasche, Kompost und Gülle können zur radioökologischen Dosisabschätzung gleich behandelt werden wie Klärschlamm, wobei lediglich die Begleitparameter (Anfallsmenge, Transferfaktoren, etc.) an den jeweiligen Reststoff angepaßt werden müssen.
- Die Radioaktivität von Reststoffen sollte nicht durch einzelne (unterschiedliche) ¹³⁷Cs-Grenzwerte - deren Überwachung mit hohem Aufwand verbunden ist - in unterschiedlichsten Bundes- oder Landesgesetzen und Verordnungen reglementiert werden, sondern durch die Begrenzung der jährlichen flächenbezogenen Ausbringungsmengen im Kontext mit allen relevanten Schadstoffen (Schwermetalle, Pestizide, etc.) begrenzt werden.
- Die Einzelprüfung der ¹³⁷Cs-Aktivität von Reststoffproben sollte durch eine bundesländerweise koordinierte Überwachung der Radioaktivität mittels einer repräsentativen Beprobung und Einbeziehung aller relevanten Radionuklide (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, etc.) sowie einer jährlichen Ermittlung und Bewertung des Dosisbeitrags ersetzt werden.
- Die Datenbasis für ⁹⁰Sr, ²²⁶Ra und ²²⁸Ra in biogenen Reststoffen in Österreich sollte erhoben und/oder verbessert werden.

2 DOSISABSCHÄTZUNG UND MODELLRECHNUNGEN

Die Möglichkeit der Veränderung des Radiocäsiumtransfers durch Klärschlammdüngung wurde durch eine Literaturstudie untersucht, dabei treten besonders zwei Fragen auf:

- wird Cäsium, das mit dem Klärschlamm auf Felder ausgebracht wird, in gleicher Höhe wie jenes aus dem Oberboden in Pflanzen aufgenommen?

Einige Arbeiten weisen darauf hin, daß ¹³⁷Cs im Boden durch mineralische Bestandteile, besonders effektiv durch Dreischicht-Tonminerale, fixiert wird. In organischen Böden, wie z.B. Torf, ist die Bioverfügbarkeit von ¹³⁷Cs viel höher, die Pflanzen weisen höhere Transferfaktoren auf. Eine Anzucht landwirtschaftlicher Pflanzen auf Klärschlamm-Substrat ergab durchschnittlich 40% höhere Transferraten als auf landwirtschaftlichen Böden (KOPP 1989).

- wirkt sich die Klärschlammausbringung als Düngemaßnahme auf die Aufnahme von Radiocäsium aus dem Boden aus?

Die Veränderung der Transferraten in pflanzliche Produkte durch verschiedene Düngevarianten ist nachgewiesen. So kann durch eine Kaliumdüngung auf mangelversorgten Böden eine effiziente Abnahme der ^{137}Cs -Kontamination im Aufwuchs infolge kompetitiver Hemmung von ^{137}Cs durch K-Ionen erzielt werden. In Böden mit hohen Gehalten an organischer Substanz ist dagegen oftmals eine erhöhte Cäsiumverfügbarkeit zu beobachten. Studien unter Verwendung von praxisbezogenen Klärschlamm-Mengen zeigen, daß die ^{137}Cs -Verfügbarkeit nicht (MIEGROET et al., 1990) oder nur mäßig ansteigt (CAWSE 1990, GUNDERSON et al. 1995, BILO et al. 1991, PUHAKAINEN et al. 1992).

Zur Abschätzung der gesundheitlichen Relevanz der ^{137}Cs -Einträge durch Klärschlammdüngung auf landwirtschaftlichen Flächen wurden zwei verschiedene Modellrechnungen über die Erhöhung der Ingestionsdosis durchgeführt. Beide Abschätzungen ergaben unbedenkliche Erhöhungen der Ingestionsdosen gegenüber nicht Klärschlamm-gedüngten Feldern auf Basis des derzeit für NÖ festgelegten Grenzwertes von 7400 Bq kg^{-1} im Klärschlamm bezogen auf Trockensubstanz. Die erste Berechnung stützt sich auf ein lineares Transfermodell, das eine schnelle Risikoabschätzung zuläßt und durch konservative Annahmen das Risiko der Bevölkerung, durch Nahrungsaufnahme erhöhte Strahlungsdosen zu erhalten, ermittelt.

In der zweiten Berechnung kam das Simulationsmodell OECOSYS zur Anwendung. Diese umfangreiche Computersoftware wurde bereits 1988 an österreichische Verhältnisse angepaßt. Mit diesem Hilfsmittel können über die reine Risikoabschätzung hinaus genaue Aussagen bezüglich der zeitlichen Änderung von radioaktiver Kontamination gemacht werden wobei der Einfluß von Jahreszeit, Klima und Boden sowie Verzehrsgewohnheiten der Bevölkerung berücksichtigt werden (GERZABEK und KUNSCH 1990). Somit wurde für Österreich die Möglichkeit einer regionalisierten Prognose geschaffen.

Beiden Modellen liegt das Transfer-Faktoren-Konzept zugrunde. Hierbei wird angenommen, daß der Übergang von Radionukliden (oder auch anderen Stoffen) vom Boden in die Pflanze bzw. pflanzlicher / tierischer Nahrung in den Konsumenten sich im dynamischen Gleichgewichtszustand befindet. Unter dieser Voraussetzung ist der Transferfaktor definiert als der Quotient aus der Radionuklidkonzentration in der erntereifen Pflanze und jener in der Wurzelzone des Bodens. Transferfaktoren können für verschiedene chemische Elemente aber besonders auch für verschiedene Empfänger, also Pflanzen oder Tierarten in weiten Bereichen streuen. Typische Transferfaktoren für das Nuklid ^{137}Cs liegen bei 0,005 bezogen auf Frischsubstanz für Mais, Erdäpfel und Blattgemüse, bzw. bei 0,02 bei Weizenkörnern (GERZABEK 1992).

2.1 Lineares Flußmodell zur Abschätzung der Ingestionsdosis

Gemäß den derzeit anerkannten internationalen grundlegenden Strahlenschutzstandards beträgt der Grenzwert der jährlichen zusätzlichen Effektivdosis für die Bevölkerung 1 mSv (IAEA, 1996, S. 92ff). Die Effektivdosis ist definiert als Maß für die strahlenschutzrelevanten Auswirkungen von radioaktiver Strahlung in lebenden Organismen (STREIT 1992).

Wird ein statisches Gleichgewichtsmodell für den Transfer des ^{137}Cs aus dem Boden über die Nahrungskette zum Menschen entsprechend den Richtlinien internationaler Behörden zugrunde gelegt (siehe Abb. 6), so errechnet sich die jährliche zusätzliche Effektivdosis (Sv) einer Person in Abhängigkeit vom Lebensalter bei Aufnahme von ^{137}Cs -belasteten Lebensmitteln durch Multiplikation eines Ingestionsdosisfaktors (Sv Bq^{-1}) mit der jährlichen durch Nahrungsmittel aufgenommenen Aktivität. Für ^{137}Cs beträgt dieser Umrechnungsfaktor $1,3 \cdot 10^{-8} \text{ Sv Bq}^{-1}$ (IAEA, 1996, S. 181).

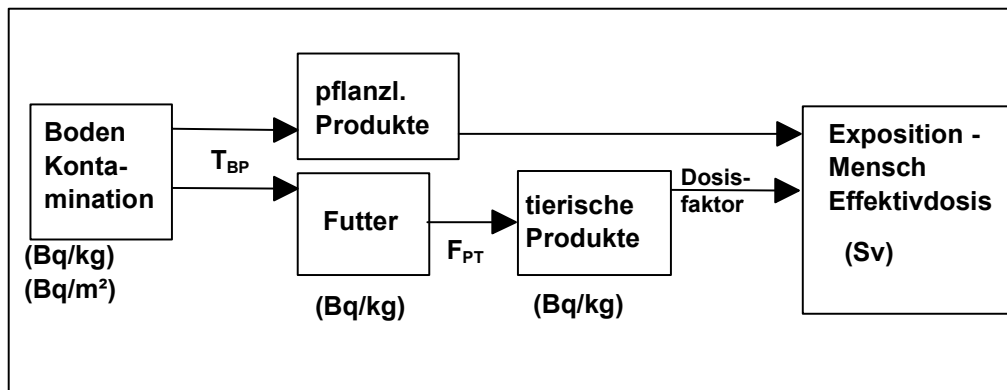


Abb. 6: Lineares Gleichgewichts-Transfermodell (schematisch) zur Ermittlung der Strahlenexposition durch ^{137}Cs -Kontamination von Boden und Nahrungskette (nach IAEA, 1996, IAEA, 1994 und SSK, 1992)

(T_{BP} : Transferfaktor Boden-Pflanze; F_{PT} : Transferfaktor Futter-Tier)

Der durchschnittliche Jahresverzehr eines Erwachsenen an einzelnen Lebensmittelkategorien ist in Abb. 7 gezeigt. Das volkswirtschaftliche Gewicht der heimischen Produkte ist durch die jährliche Wertschöpfung aus der Erzeugung einzelner Lebensmittel am Beispiel des Landes Oberösterreich zu erkennen (Abb. 8).

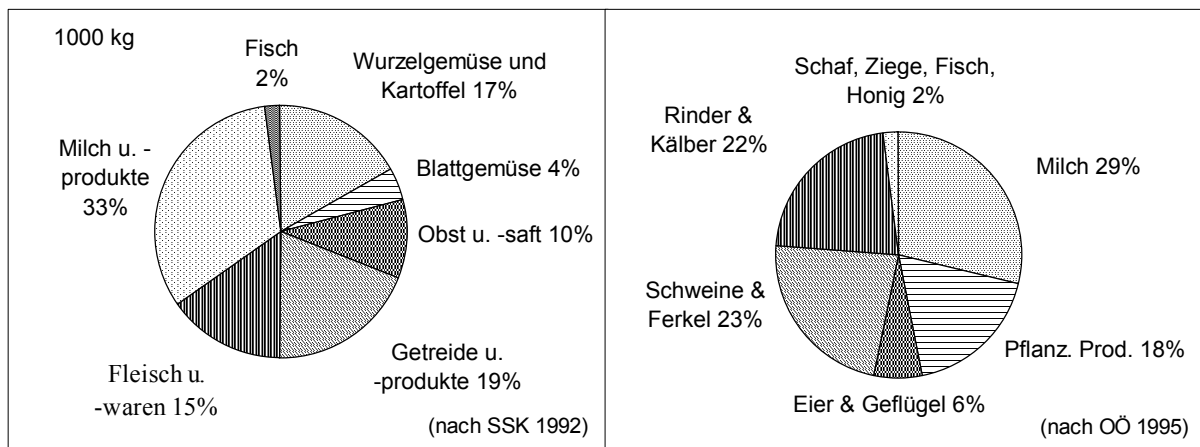


Abb. 7: Durchschnittlicher Jahresverzehr an Lebensmitteln bei Erwachsenen

Abb. 8: Wertschöpfung aus landwirtschaftlichen Produkten in Oö für 1994

Bei einmal jährlicher Klärschlammaufbringung mit einer Ausbringungsmenge von 2,5 t TM je ha mit einer ^{137}Cs -Kontamination des Klärschlammes von 7400 Bq kg^{-1} TM und einer ursprünglichen Bodenaktivität von 60 kBq m^{-2} (wie sie in Teilen Oberösterreichs festgestellt wurde) steigt nach 10 Jahren die massenspezifische ^{137}Cs -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 21 kBq m^{-2} (österreichischer Mittelwert der ^{137}Cs Flächenbelegung) ca. 75 Bq kg^{-1} , sie steigt nach 10 Jahren Klärschlammdüngung auf etwa 141 Bq kg^{-1} an. Eine einmalige Klärschlammgabe mit 7400 Bq kg^{-1} erhöht das durchschnittliche Bodeninventar (21 kBq m^{-2}) um 9%, in schwach kontaminierten Gebieten (z.B. Wien und Teile Niederösterreichs: 10 kBq m^{-2}) beträgt die Erhöhung 19%, in Hochkontaminations-Gebieten steigt das Bodeninventar von 60 kBq m^{-2} um nur 3% an.

Der radioaktive Zerfall von ^{137}Cs 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.

In der Tab. 1 ist die Folge-Effektivdosis für einen einjährigen Betrachtungszeitraum für einzelne Nahrungsmittelgruppen bei ursprünglicher Flächenbelegung von $21 \text{ kBq } ^{137}\text{Cs m}^{-2}$ berechnet.

Dabei wurden für die Faktoren für den ^{137}Cs -Transfer vom Boden in die Pflanze obere Grenzwerte angenommen a) um eine konservative Abschätzung der Effektivdosis sicherzustellen, b) da die intensiv landwirtschaftlich genutzten oberösterreichischen Böden durchschnittlich als kalkarm-sandig zu bewerten sind und c) um entsprechend der ausgewerteten Literatur die erhöhte ^{137}Cs -Aufnahme aus dem ausgebrachten Klärschlamm von max. 40 % zu berücksichtigen.

Die Dosisfaktoren wurden aus IAEA (1996), die Verzehrsmengen aus SSK (1992) - modifiziert auf aktuelle österreichische Verhältnisse mit BMLF (1997) und Oö (1996) - 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. 1: Ermittlung der Folge-Effektivdosis nach Ingestion ^{137}Cs -belasteter Nahrungsmittel für ausgewählte Bodenkontaminationswerte.

| | Jährliche Verzehrsmenge (kg a^{-1}) | Ingestionsdosis pro Jahr (mSv a^{-1}) | Werte nach 1-maliger Klärschlammgabe (mSv a^{-1}) |
|------------------------|---|--|--|
| Getreide | 190 | 0,003 | 0,003 |
| Wurzelgem. & Kartoffel | 170 | 0,007 | 0,008 |
| Blattgemüse | 40 | 0,001 | 0,001 |
| Schweinefleisch | 90 | 0,003 | 0,004 |
| Rindfleisch | 30 | 0,001 | 0,001 |
| Hühnerfleisch | 20 | 0,001 | 0,001 |
| Eier | 30 | 0,000 | 0,000 |
| SUMME | 570 | 0,016 | 0,018 |

Bei jährlicher Aufbringung (2,5 t Trockenmasse) von mit $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ TM ^{137}Cs -belastetem Klärschlamm auf Ackerböden mit rund 21000 Bq m^{-2} ^{137}Cs -Basisbelastung ergibt sich eine jährliche zusätzliche Effektivdosis durch Ingestion von ca. 0,002 mSv im ersten Jahr ansteigend auf ca. 0,014 mSv für 10 Jahre.

Dieser zusätzliche Beitrag zur Effektivdosis liegt somit zwischen etwa 0,05 % und 0,5 % der jährlichen Gesamtstrahlenexposition durch natürliche Quellen von rund $3,3 \text{ mSv a}^{-1}$ in Österreich (BKA, 1997).

Erst bei einer Bodenkontamination von rund 5000 Bq kg^{-1} TM, was einer Klärschlammaktivität von etwa $550000 \text{ Bq kg}^{-1}$ TM entspricht, wäre der Grenzwert einer zusätzlichen Effektivdosis von 1 mSv a^{-1} für die Bevölkerungsexposition überschritten.

2.2 Expositionsmodell OECOSYS

Der Einfluß wiederholter Klärschlamm-Ausbringung auf die Ingestionsdosis der Bevölkerung wurde mit dem Rechenmodell OECOSYS (GERZABEK & KUNSCH, 1990) untersucht.

Folgende Parameter wurden gewählt:

- Depositionszeitpunkt: vor der Vegetationsperiode (01.01.97), anschließend homogene Verteilung der Aktivität durch Pflügung
- Nuklide: nur ¹³⁷Cs
- Aktivität des Klärschlammes: NÖ Grenzwert : 7400 Bq kg⁻¹ TM bei einer mittleren Aufbringungsmenge von 2,5 t/ha Trockensubstanz innerhalb von 24 Monaten. Dies ergibt eine zusätzliche Bodenkontamination von ca. 1000 Bq m⁻²a⁻¹ (genau 925 Bq m⁻² a⁻¹).
- Niederschlagsmenge: 4,5 mm zum Zeitpunkt der Ausbringung
- 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 Jahre
- Wiederholte Klärschlammausbringung an fünf aufeinanderfolgenden Jahren, je 1000 Bq m⁻².

Tab. 2: Flächenbelegung und Aktivitätskonzentrationen in Ackerboden und Klärschlamm

| | Ackerboden (0-20 cm) | Klärschlamm |
|---|--|---|
| Lagerungsdichte | 1,4 kg dm ⁻³ TS | 0,3 kg dm ⁻³ TS |
| Masse in 0-20 cm | 280 kg m ⁻² | 0,125 kg m ⁻² |
| ¹³⁷ Cs 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% | |

Bei der Berechnung wurde den Literaturangaben entsprechend konservativ angenommen, daß ¹³⁷Cs im Klärschlamm um 40% höhere TF-Werte in die Pflanze aufweist als das aus dem Bodeninventar stammende Cäsium (KOPP 1989). Die im Programm vorgegebenen Transferfaktoren wurden daher entsprechend erhöht. Berücksichtigt man den geringen Massenanteil des Klärschlammes am Oberboden ergibt sich allerdings nur eine Gesamterhöhung des TF-Wertes durch Klärschlammgabe um höchstens 10%.

Tab. 3: Prozentwerte der errechneten TF-Werte für jährliche Klärschlammgabe unter Annahme einer 40% Erhöhung der Cäsium-Aufnahme aus dem Klärschlamm (7400 Bq kg⁻¹ ¹³⁷Cs)

| ursprüngliche Flächendeposition | 21 kBq m ⁻² (Österreich - Mittel) | 60 kBq m ⁻² (Teile Oö) | 10 kBq m ⁻² (Teile NÖ) |
|------------------------------------|---|--------------------------------------|--------------------------------------|
| 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 % |

| ursprüngliche Flächendeposition | 21 kBq m ⁻² (Österreich - Mittel) | 60 kBq m ⁻² (Teile Oö) | 10 kBq m ⁻² (Teile NÖ) |
|------------------------------------|---|--------------------------------------|--------------------------------------|
| 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. Demnach nimmt die Kontamination im Oberboden jährlich durch physikalischen Zerfall und Auswaschung aus dem Pflughorizont um 2,6% ab.

Tab. 4: Änderung der ¹³⁷Cs-Bodenkontaminationswerte durch jährliche Klärschlammdüngung (1000 Bq m⁻²), physikalischen Zerfall und Bodenauswaschung innerhalb von fünf Jahren

| vor KS-Gabe | kBq m ⁻² 21,00 | kBq m ⁻² 60,00 | kBq m ⁻² 10,00 |
|-------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| Jahr 1 | 22,00 | 61,00 | 11,00 |
| Jahr 2 | 22,43 | 60,41 | 11,71 |
| Jahr 3 | 22,84 | 59,84 | 12,41 |
| Jahr 4 | 23,25 | 59,28 | 13,09 |
| Jahr 5 | 23,64 | 58,74 | 13,75 |

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 Abb. 9 sind die errechneten Änderungen der Ingestionsdosis am Beispiel Schweinefleisch 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.

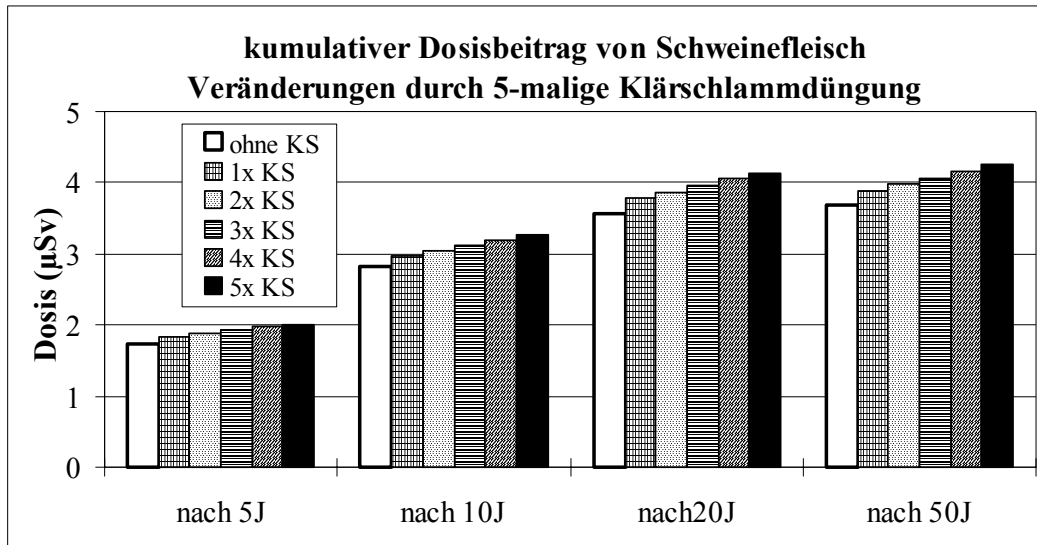


Abb. 9: Einfluß von Klärschlamm Düngung auf den Dosisbeitrag von Schweinefleisch

Die Veränderung gegenüber der Situation ohne Klärschlamm Düngung ist aufgrund analoger Berechnungen für alle betrachteten landwirtschaftlichen 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. Die kumulative Dosis für 50 Jahre entspricht ca. dem 7-fachen Wert der 1-Jahres-Folgedosis für Fleisch und Eier, für pflanzliche Nahrungsmittel entspricht sie dem 5-6-fachen Wert.

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 (siehe Abb. 10).

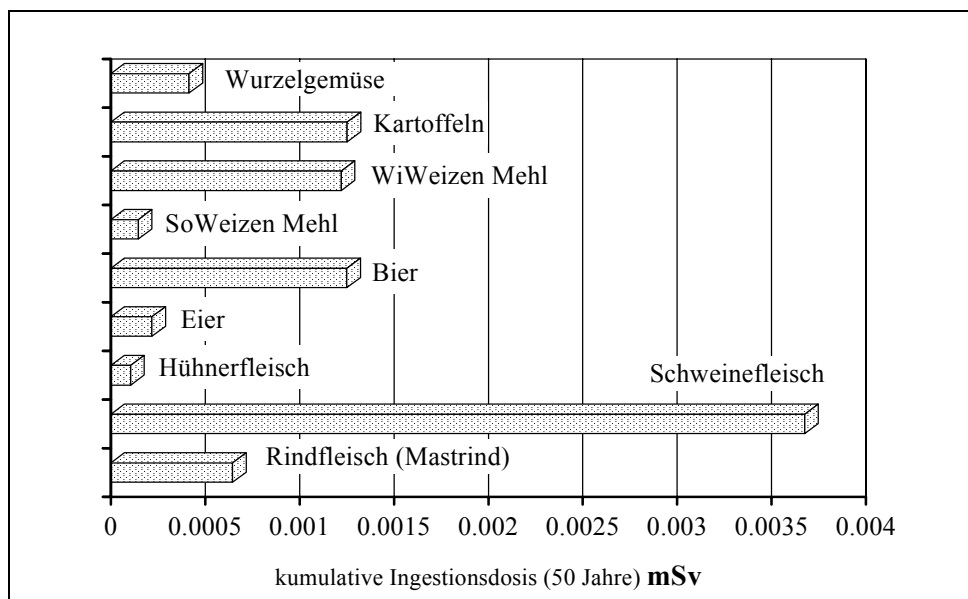


Abb. 10: Beiträge verschiedener Nahrungsmittel zur Ingestionsdosis (50-Jahre, ohne Klärschlamm)

2.3 Diskussion

Die unter ungünstigsten Annahmen abgeschätzte Erhöhung der 10-Jahresdosis aus dem linearen Flußmodell (0,014 mSv) ist gegenüber dem mit möglichst realistischen Eingangswerten berechneten Ergebnis der OECOSYS-Simulation (0,0012 mSv) um einen Faktor 10 erhöht, was dem unterschiedlichen Charakter der beiden Modelle entspricht.

Vorhersagemodelle dienen neben der Risikoabschätzung auch zur Planung von Maßnahmen zur Dosisreduktion nach einem Anlaßfall. Verkaufsverbote aber auch die Änderung der landwirtschaftlichen Praxis, wie zum Beispiel Zukauf von unkontaminiertem Futter für Masttiere oder der Übergang von Weidewirtschaft zu Fütterung bei Milchkühen ist mit hohen Kosten verbunden. Eine möglichst präzise Abschätzung der tatsächlich zu erwartenden Ingestionsdosis-Reduktion ist sehr wichtig, um eine volkswirtschaftlich kosteneffiziente Vorgangsweise zu gewährleisten.

Beide Berechnungen zeigen eindeutig, daß die Anstiege der Ingestionsdosis im Vergleich zur Dosis durch natürliche Radionuklide (hauptsächlich 40-Kalium) 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 $7400 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$) vom radiologischen Standpunkt her als unbedenklich anzusehen.

3 BESTEHENDE GESETZLICHE REGELUNGEN BEZÜGLICH DER VERWENDUNG VON KLÄRSCHLAMM

3.1 Richtlinien für die Klärschlammaufbringung auf landwirtschaftliche Böden - ^{137}Cs -Begrenzung

- *Österreich:*

Das einzige Bundesland, das derzeit einen ^{137}Cs -Grenzwert in einer Verordnung über Klärschlamm nennt, ist Niederösterreich. Der Grenzwert beträgt dort $7400 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ TM}$. Dieser Wert ist für alle Klärschlamm-Güteklassen gleich. Für die maximal zulässige Aufbringungsmenge von, im höchsten Fall 2,5 t Trockenmasse pro ha und Jahr, bedeutet das eine Aktivitätsaufbringung von ca. $2000 \text{ Bq m}^{-2} \text{ a}^{-1} \text{ }^{137}\text{Cs}$.

In den anderen Bundesländern gibt es keine Aktivitätsbegrenzung von Klärschlamm, jedoch Mengenbegrenzungen, die zumeist ebenfalls eine höchstzulässige Ausbringungsmenge von 2,5 t Trockenmasse pro Hektar und Jahr für Ackerland festlegen. Details für die einzelnen Bundesländer sind dem Materialienband, Kap. D.2.2.3 zu entnehmen. Grenzwerte zum Schutz der landwirtschaftlichen Böden vor anderen Schadstoffen (Schwermetalle), sind in UBA (1997) zusammengefaßt.

- *Europa:*

Auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Böden in der BRD dürfen innerhalb von 3 Jahren nicht mehr als 5 Tonnen Trockenmasse an Klärschlamm je Hektar aufgebracht werden (DEUTSCHE KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG, 1992). Die Verordnung schreibt die Grenzwerte für Schadstoffbelastungen vor, jedoch keine Grenzwerte für Kontaminationen mit künstlichen Radionukliden.

Die EU Richtlinie zur Regelung der Klärschlammverwertung enthält nur Mindestanforderungen, strengere nationale Maßnahmen werden ausdrücklich zugelassen. Radiocäsium ist in dieser Verordnung nicht explizit erwähnt (UBA 1997).

3.2 „Schubladenverordnungen“

Im Falle einer großräumigen radioaktiven Kontamination ist es von großer Wichtigkeit, rasch und umfassend notwendige Maßnahmen einzuleiten. Nicht nur die Politiker, sondern auch die Bevölkerung wünschen sich im Falle einer Krisensituation rasch reagierende Fachleute. Es obliegt daher den zuständigen Behörden, in Zusammenarbeit mit den Strahlenschutzexperten, sofort bei Auftreten einer radioaktiven Kontamination die notwendigen Maßnahmen zu setzen. Der § 38 des Strahlenschutzgesetzes, BGBl. Nr. 227/1969, verpflichtet den Landeshauptmann, umfangreiche Schutz- und Sicherungsmaßnahmen anzuordnen. Vorbeugende Maßnahmen vor Auftreten einer Kontamination können aufgrund der derzeitigen Gesetzeslage nur empfohlen werden.

Im Rahmen einer Arbeitstagung der staatlichen Krisenvorsorge und des staatlichen Krisenmanagements unter Leitung des Bundeskanzleramtes wurde 1994 zum Zwecke der Vereinheitlichung der Strahlenalarmpläne eine „Arbeitsgruppe zur Vorbereitung von Verordnungen gemäß § 38 des Strahlenschutzgesetzes“ eingesetzt. Diese Arbeitsgruppe, bestehend aus Juristen und Strahlenschutzexperten der Länder, hat 3 Musterverordnungen erarbeitet, die im Anlaßfall bereitstehen um rasch und effizient die richtigen Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung zu treffen. Diese Darstellung wurde von Herrn Hofrat D.I. K. FINK (persönliche Mitteilung 1998) zur Verfügung gestellt.

Die Verordnungen gliedern sich aufgrund des zeitlichen Ablaufes eines nuklearen Schadensereignisses in die Kataloge A bis C.

Katalog A: Maßnahmen während und unmittelbar nach Eintritt einer radioaktiven Kontamination (Trink- und Nutzwasser, Weide- und Grünfütterung; Aufenthalt im Freien; Veranstaltungen; Lebensmittel; Klima- und Lüftungsanlagen).

Katalog B: Mittelfristige Maßnahmen nach weitestgehender Kenntnis der Lage (Import von Lebensmitteln, Futtermitteln und Tieren aus betroffenen Staaten; Einreise von Fahrzeugen; Fütterung von Fleisch- und Milchtieren, Verwendung ihrer Produkte; Kontamination von Personen, Oberflächenkontamination).

Katalog C: Längerfristig zu setzende Folgemaßnahmen (**Klärschlamm**, Abgabe und Entsorgung von Magermilch und Molke; Kinderspielplätze, Spiel- und Sportstätten; Badeanlagen; Klima- und Lüftungsanlagen).

Die Verordnungstexte sollen als Arbeitsunterlagen in die Strahlenalarmpläne der Bundesländer aufgenommen werden. Ergänzt werden diese Verordnungen durch eine Grenzwerteverordnung, welche die Grenzwerte der „EURATOM-Schubladenverordnungen“ wiedergibt und bis zum Inkrafttreten der EURATOM-Verordnung gilt.

Bei den Verordnungstexten wurde versucht, aus den Erfahrungen von Tschernobyl die Problempunkte zu behandeln und die notwendigen Strategien vorzugeben. Die angeführten Maßnahmen in den Verordnungen sind dem Ereignis, der Jahreszeit und dem jeweiligen Bedarf anzupassen. Weiters können regional verschiedene Anforderungen in den einzelnen Bundesländern notwendig werden. Die Verordnungstexte stellen kein steifes Korsett dar, sondern sind lediglich eine Arbeitshilfe und Gedankenstütze. Sie sollen einerseits in Krisensituationen das situationsangepaßte Handeln erleichtern und andererseits bundesweit möglichst einheitliche Regelungen herbeiführen.

Aufgrund der zeitlichen Verzögerung, die vom Eintreffen kontaminierten Regenwassers in der Kläranlage bis zum Anfallen des verwertbaren Endproduktes „Klärschlamm“ verstreicht, je nach Wetterlage ein bis zwei Monate, ist die Frage der Klärschlamm-Ausbringung im Anlaßfall von geringer Brisanz. Andererseits kann eine vorschnelle Entscheidung zu einer langanhaltenden Veränderung der Bodenqualität führen. Erst in den Folgemonaten nach einem Unfall kann somit anhand orientierender Messungen der Radionuklidkonzentrationen

entschieden werden, ob eine landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes möglich ist. Bei dieser Entscheidung ist zu berücksichtigen, daß Klärschlammausbringung nicht nur die Beseitigung eines Abfallproduktes darstellt, und in dieser Hinsicht wesentlich kostengünstiger ist als Verbrennung mit anschließender Lagerung der Restasche, sondern auch als organischer Dünger die Ertragsfähigkeit der behandelten Böden verbessern kann. Auch andere Düngemittel, wie z.B. Phosphatdünger können meßbare Mengen an Radionukliden enthalten. So weisen Superphosphat-Dünger ^{226}Ra -Gehalte zwischen $100\text{-}1000\text{ Bq kg}^{-1}$ (MORTVEDT et al. 1994) auf, gleichzeitig ist die Radiotoxizität von ^{226}Ra 1000fach höher als jene von ^{137}Cs und zeigt einen meist höheren Boden-Pflanze-Transfer als Radiocäsium (GERZABEK et al. 1998).

3.3 Vor- und Nachteile von Grenzwert-Festlegungen

Im Gegensatz zur Schwermetallkontamination wird die Belastung des Klärschlammes mit Radiocäsium nicht in allen Bundesländern durch einen festgelegten Grenzwert geregelt. Theoretisch könnten somit hochkontaminierte Schlämme auf landwirtschaftliche Flächen und somit ^{137}Cs in die Nahrungskette gelangen. Das Fehlen von Grenzwerten in Bezug auf radioaktive Kontaminationen im Klärschlamm ist allerdings kein Versäumnis, sondern das Ergebnis langanhaltender Fachdiskussionen.

- Die Festlegung eines Grenzwertes bringt den Vorteil der leichten Nachvollziehbarkeit von Maßnahmen, routinemäßige Kontrollen bieten einen umfassenden Schutz für die Bevölkerung und führen zu einer höheren Akzeptanz von verordneten Maßnahmen.
- Nach einem Kontaminationsereignis, das eine Erhöhung der Radionuklidgehalte in Klärschlämmen erwarten läßt, sind nach dem Strahlenschutzgesetz bundesweit geregelte Maßnahmen vorgeschrieben, die eine Klärschlammausbringung unabhängig von den Länderverordnungen einige Zeit nach dem Ereignis verbieten (siehe oben, Notfallverordnungen). So wurde z.B. die Ausbringung von Klärschlamm, der bis zu drei Monate nach dem Depositionsereignis von Tschernobyl entstand, verboten.
- Klärschlammausbringung auf landwirtschaftliche Flächen stellt die kostengünstigste Form der Entsorgung dieses Produktes der Abwasserreinigung dar. Daneben ist bei entsprechender Qualität die positive Wirkung der organischen Düngung des Bodens wünschenswert. Ein niedrig angesetzter Grenzwert, der die landwirtschaftliche Verwertung von größeren Schlamm-Mengen ausschließt, führt daher zu hohen Kosten z.B. für die Verbrennung bzw. sichere Deponierung. Eine Möglichkeit, diese Kosten zu umgehen, wäre eine Verringerung der anfallenden Klärschlamm-Menge durch Verringerung der im Klärwerk behandelten Abwasser-Menge. Ohne begleitende Maßnahmen würde dies allerdings eine Verschlechterung der Wasserqualität des Vorfluters bedingen, die aus ökologischer Sicht nicht zulässig ist. In diesem Zusammenhang sei darauf verwiesen, daß Strahlenschutz nicht isoliert gesehen werden darf, Boden- und Gewässerschutz sowie die Erhaltung von Ökosystemen aber auch volkswirtschaftliche Kosten sind in die Überlegungen einzubeziehen.
- Festgeschriebene Grenzwerte eröffnen theoretisch die Möglichkeit, durch das Mischen von niedrig mit hoch belasteten Ausgangsmaterial zu einer großen Menge mäßig kontaminiertem Endproduktes zu kommen, das noch landwirtschaftlich verwertet werden darf. Die ursprünglich niedrig kontaminierten Schlämme könnten dann in ihrem Herkunftsgebiet zu einer relativ zum Bodeninventar höheren Belastung der Ackerflächen führen (siehe Kap. 2.1).

Die derzeit geläufigste Annahme über den Zusammenhang von Dosis und Wirkung bei niedrigen Dosen ist gemäß ICRP (Internationale Strahlenschutzkommission) die sogenannte lineare Hypothese, die besagt, daß Dosis und Wirkung (= gesundheitliche Schäden) streng proportional sind. Es muß aber betont werden, daß diese Annahme nicht

bewiesen ist: Die Forschung darüber ist noch nicht abgeschlossen. Auch andere Annahmen, für die es empirische Indizien gibt, sind nicht unumstritten, wie ein quadratischer Zusammenhang von Dosis und Wirkung im Bereich niedriger Dosen, das Modell der biopositiven Wirkung niedriger Dosen, oder auch umgekehrt der überproportionalen Wirkung niedriger Strahlendosen. Es scheint außerdem kein einheitliches Modell für den Zusammenhang von Dosis und verschiedenen strahleninduzierten Wirkungen (Krankheiten) zu geben, und schließlich ist die Wirkung von ionisierender Strahlung vom sonstigen Gesundheitszustand abhängig; auch sind Synergismen mit anderen Umwelteinflüssen wahrscheinlich.

Wenn man vom linearen Modell ausgeht, wie bei den meisten Risikoschätzungen derzeit üblich, ist das Risiko für die gesamte Gesellschaft, das von einer Strahlenexposition verursacht wird, nur von der Kollektivdosis abhängig, also von der Summe der Dosen aller Personen, und nicht von der Höhe der Individualdosen. Die Mischung von höher- mit niedriger kontaminierten Nahrungsmitteln, wie es in manchen Ländern nach Tschernobyl praktiziert wurde, senkt nicht die Kollektivdosis und nach der linearen Hypothese das gesamtgesellschaftliche Risiko, sondern bewirkt nur seine Verteilung auf ein größeres Kollektiv: die Individualdosen in höher kontaminierten Gebieten werden dadurch gesenkt, die in niedriger belasteten Gebieten gehoben. Diese Strategie führt daher zur Entlastung jener Teile der Bevölkerung, die manche ihre Nahrungsmittel aus höher belasteten Gebieten beziehen, aber nicht zur Senkung des Gesamtrisikos.

Die Alternative läge darin, bestimmte Nahrungsmittel aus höher kontaminierten Gebieten überhaupt nicht zu verwenden; wegen der hohen volkswirtschaftlichen Kosten in Relation zum insgesamt als sehr gering eingeschätzten Risiko, das heute von den Folgen des Unfalls von Tschernobyl in Österreich verursacht wird (im Vergleich zu anderen Risiken, wie dem aus natürlicher Strahlung oder anderen zivilisatorischen Risiken), wird diese Alternative nicht praktiziert. Die erreichbare Senkung des Risikos stünde nämlich nach herrschender Meinung in keinem vernünftigen Verhältnis zu den Kosten (ALARA-Prinzip). Die Entscheidung darüber, ob das Risiko von besonders exponierten Gruppen auf die Gesamtbevölkerung umverteilt werden, oder die vergleichsweise sehr teure Alternative beschränkt werden soll, und wenn diese, welches Risiko dann als "Restrisiko" zumutbar bleiben soll, und schließlich überhaupt darüber, wie Risiken zu werten sind, ist letztlich eine politische und keine wissenschaftliche.

- Die Festlegung eines Grenzwertes verpflichtet den Gesetzgeber gleichzeitig zur andauernden und flächendeckenden routinemäßigen Überwachung desselben, was hohe Laborkapazitäten erfordert. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß die Überwachung von Lebensmitteln und Trinkwasser zum Schutz der Bevölkerung unmittelbarer beiträgt als die Messung von Klärschlamm. Ein effizienter Weg ist es daher, durch wiederholte Analysen an Stichproben stärker betroffene Regionen zu identifizieren, um dort gegebenenfalls eine dichtere Überwachung von Kläranlagen durchzuführen.

Aufgrund der obengenannten Überlegungen scheint es empfehlenswert, die Radioaktivität von Reststoffen nicht durch einzelne (unterschiedliche) ¹³⁷Cs-Grenzwerte - deren Überwachung mit hohem Aufwand verbunden ist - in unterschiedlichsten Bundes- oder Landesgesetzen und Verordnungen zu reglementieren, sondern durch die Begrenzung der jährlichen flächenbezogenen Ausbringungsmengen im Kontext mit allen relevanten Schadstoffen (Schwermetalle, Pestizide, etc.) eine Kontrolle der ¹³⁷Cs-Ausbringung zu erreichen.

Die Einzelprüfung der ¹³⁷Cs-Aktivität von Reststoffproben sollte durch eine bundesländerweise koordinierte Überwachung der Radioaktivität mittels einer repräsentativen Beprobung und Einbeziehung aller relevanten Radionuklide (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, etc.) sowie einer jährlichen Ermittlung und Bewertung des Dosisbeitrags ersetzt werden.

3.4 Überwachungsinstrumente

Dem Trinkwasser, als wichtigem Lebensmittel bzw. seiner Überwachung wird besonders großes Augenmerk geschenkt. Sofort nach Eintreffen radioaktiver Kontamination kann es zur Beeinträchtigung der Wasserqualität kommen. Daher ist für Trinkwasserversorgungsanlagen eine Früherkennung bei allfälliger Verunreinigung durch Radionuklide wesentlich, um rechtzeitig entsprechende Maßnahmen zur Sicherstellung der Versorgung der Bevölkerung gewährleisten zu können. Aufgrund der hydro-geologischen Gegebenheiten können für bestimmte Quellgebiete Abschätzungen hinsichtlich der Auswirkungen eines Fallout-Ereignisses getroffen werden, bei Karst- und Kluftwässern sowie bei Porengrundwässern, die von solchen gespeist werden, stoßen derartige Abschätzungen aber bereits auf große Schwierigkeiten.

Die Wasserversorger der Stadt Wien (MA 31) haben im Einzugsgebiet der Hochquellenwasserleitung mehrere stationäre Meßanlagen zur permanenten Überwachung der Wasserqualität errichtet, wobei auch der Gehalt an Radionukliden erfaßt wird. Diese Anlagen bieten den Vorteil der raschen Verfügbarkeit der Meßwerte im Vergleich zu Laboranalysen.

Auf Initiative des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft Sektion IV (Wasserwirtschaft, MinRat Dr. Schimon) und der Österreichischen Vereinigung für das Gas- und Wasserfach (ÖVGW, Dipl.-Ing. Köck) wurde das Forschungszentrum Seibersdorf beauftragt, eine mobile Meßeinrichtung zur Erfassung von Radioaktivität im Trinkwasser zu konzipieren - aufbauend auf den Erfahrungen der erfolgreich eingesetzten stationären Meßsysteme der MA31. Aufgrund der strengen Grenzwerte erfordert die Überwachung der Radioaktivität des Trinkwassers den Nachweis sehr geringer Aktivitätskonzentrationen und entsprechend hohen meßtechnischen Aufwand. Eine Direktmessung wird überdies durch örtlich und zeitlich schwankende Konzentrationen an radioaktiven Stoffen natürlichen Ursprungs erschwert. Um dennoch zuverlässige Aussagen treffen zu können, muß das Meßsystem in der Lage sein, aufgrund der charakteristischen Gammastrahlung jedes einzelnen im Trinkwasser vorkommenden Radionuklids eine Grenzwertüberschreitung feststellen zu können. Die konzipierte mobile Anlage ist mit einem Kalium-Jodid-Detektor ausgestattet und kann in großvolumigen Gefäßen (Wassertanks, gefaßte Quellen) der jeweiligen Wasserversorger vor Ort eingesetzt werden, die Nachweisgrenze für ^{137}Cs beträgt 1 Bq pro Liter. Einige weitere Leitnuklide werden vom Detektor automatisch erkannt und ausgewertet, eine Speicherung des gesamten aufgenommenen Gamma-Spektrums (256 Kanäle) und spätere Auswertung ist ebenfalls möglich (SCHMITZER 1998; persönliche Mitteilung).

4 FELDSTUDIEN ZUM VERHALTEN VON ^{137}CS IN WECHSELWIRKUNG VON BODEN UND HYDROSPHÄRE

4.1 Weinsberger Wald

4.1.1 Einleitung

Seit der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl wird der Weinsberger Wald intensiv radioökologisch untersucht. Das vorliegende Datenmaterial umfaßt eine Beschreibung der Flächen-

kontamination des Untersuchungsgebietes und gibt Aufschluß über das mittelfristige Verhalten von Radiocäsium innerhalb des Waldbodens und über den Nahrungsketten - Transfer in die Vegetation und in herbivore Wildtiere der Region Saggraben - Hummelberg. Aus diesen Daten ist ersichtlich, daß Radiocäsium in diesem Waldgebiet mit seinen extremen Bodenbedingungen (hohe Gehalte an organischer Substanz, niedrige pH-Werte) in hohem Maße in pflanzenverfügbarer Form vorliegt und die Tiefenverlagerung innerhalb des Waldbodens im Vergleich zu Agrarböden merklich höher ist. Über den Austrag der Tschernobyl - Kontamination durch Bodenauswaschung bzw. Erosion in die Oberflächengewässer des Einzugsgebietes liegen allerdings kaum quantitative Informationen vor. Das Untersuchungsprogramm konzentriert sich daher auf diese Kompartimente, die gewonnenen Daten können aufgrund der hohen Mobilität von Radiocäsium im Ökosystem Wald als Richtwert für den Austrag von ¹³⁷Cs über Gewässer unter extremen Umweltbedingungen dienen.

4.1.2 Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet "Weinsberger Wald" ist das hydrologische Einzugsgebiet des Prinzbaches kurz vor dem Ort Saggraben. Die Fläche des Gebietes beträgt ca. 9,2 km².

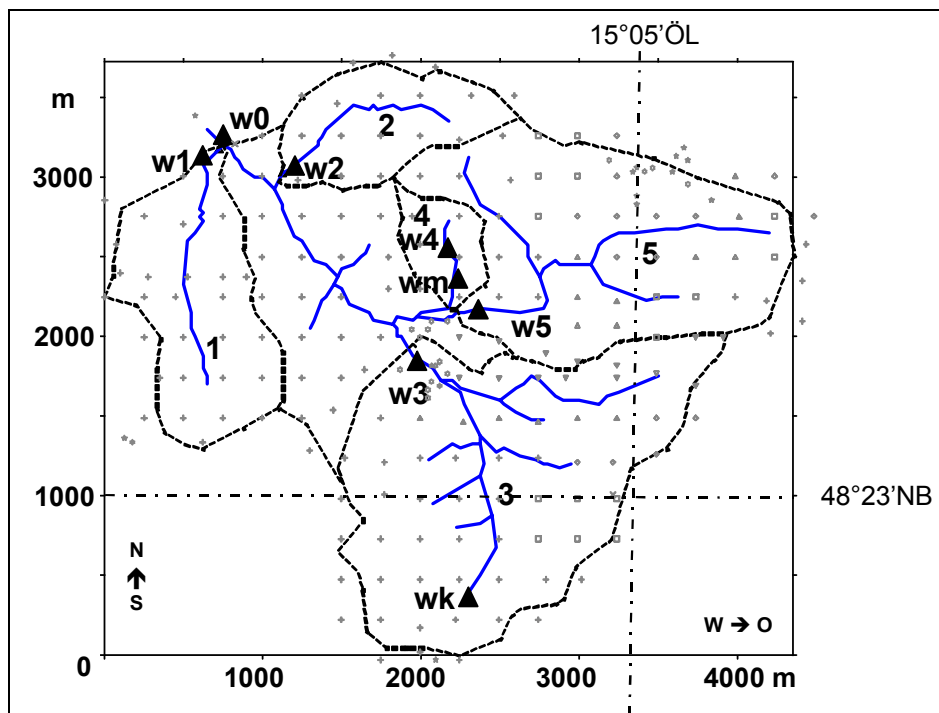


Abb. 11: Lage der Entnahmestellen für Boden (+, ▲) und Wasserproben (▲) in den Teileinzugsgebieten 1 - 5 des Prinzbaches (Weinsberger Wald)

Innerhalb dieses Untersuchungsgebietes wurden 5 Untergebiete (bezeichnet mit 1 bis 5) entsprechend den Einzugsgebieten der Zuflüsse des Prinzbaches (kleine Bäche) ausgewählt. 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. Größe der Teileinzugsgebiete und die zugehörigen Bachlängen wurden aus der ÖK50 Nr. 35 „Königswiesen“ abgeleitet.

Im Rahmen dieses Projektes wurden im Untersuchungsgebiet 185 Bodenproben genommen (siehe Punkte in Abb. 11). Gemeinsam mit bereits vorhandenen Daten über die Radiocäsiumkontamination des Gebietes wurde daraus mittels Flächeninterpolation (Kriging) eine Karte der ¹³⁷Cs-Flächenbelegung erstellt sowie die Cäsiuminventare für die fünf Teileinzugsgebiete ermittelt (siehe Tab. 5).

Wasserproben wurden aus den kleinen Bächen dort entnommen, wo sie das jeweilige Teileinzugsgebiet verlassen und zusätzlich bei jener Stelle, wo der Prinzbach das Untersuchungsgebiet verläßt (W0). Die Probenahmen erfolgten im Abstand von ein bis zwei Monaten im Zeitraum zwischen Mai 1996 und Oktober 1997, um Aussagen über die saisonale Schwankung der ^{137}Cs - Fracht des Oberflächenwassers treffen zu können. Vor der Messung wurden die Proben in Wasser und darin suspendierte Schwebstoffe aufgetrennt und separat analysiert. Schwebstoffgebundenes Cäsium stammt mit hoher Wahrscheinlichkeit aus erodiertem Bodenmaterial bzw. aufgewirbeltem Bachsediment.

Die Oberflächenwässer aus kleinen Wasserläufen des Weinsberger Waldes zeichnen sich durch eine starke Braunfärbung aus. Da das Wasser aber sehr klar ist und durch Filtrieren bzw. Sedimentation nur extrem geringe Mengen an partikulären Schwebstoffen abgetrennt werden konnten, muß die Färbung durch wasserlösliche Stoffe verursacht sein. Neben gelösten Eisenverbindungen kommen als Farbstoffe vor allem gelb bis braun gefärbte organische Moleküle wie Fulvo- und Huminsäuren in Betracht. Diese organischen Färbungen sind typisch für Bäche in anmoorigen Nadelwäldern (ANDERSSON et al. 1990).

4.1.3 Ergebnisse

4.1.3.1 Bodenkontamination

Die durchschnittliche ^{137}Cs -Flächenbelegung des Untersuchungsgebietes beträgt $53,3 \pm 15 \text{ kBq m}^{-2}$, dies liegt deutlich über dem österreichischen Mittelwert von 21 kBq m^{-2} (UBA, 1996). Der Variationskoeffizient $\text{CV} = 27\%$ entspricht der für Wiesenflächen dieser Größe erwarteten Streuung (UBA, 1994), die Spannweite der Einzelwerte reicht von 17,9 bis zum maximal gemessenen Wert von $103,9 \text{ kBq m}^{-2}$. Im Westen des Untersuchungsgebietes wurden deutlich höhere Flächenbelegungen festgestellt als im Osten. Solche kleinräumigen Unterschiede sind vorwiegend durch die Wettersituation, nämlich das Auftreten von Regenfällen während des zeitlich eng begrenzten Falloutereignisses im Jahre 1986, erklärbar.

Die ermittelten ^{137}Cs -Werte für die fünf Teileinzugsgebiete liegen zwischen 47,5 und $71,3 \text{ kBq m}^{-2}$, diese große Spannweite fließt neben der unterschiedlichen Größe der Untersuchungsflächen in die Schwankungsbreite der Gebietsinventare (Tab. 5) ein.

Tab. 5: ^{137}Cs -Inventar und Flächenkontaminationswerte in den Teilflächen des Weinsberger Waldes (Bezugsdatum 1.5.1986)

| Gebiet | Fläche (km ²) | Bachlänge (km) | ^{137}Cs - Deposition (kBq m ⁻²) | Inventar ^{137}Cs (GBq) |
|--------|---------------------------|----------------|---|----------------------------------|
| 1 | 1,18 | 1,6 | 62,5 | 74 |
| 2 | 0,71 | 1,4 | 71,3 | 51 |
| 3 | 2,99 | 3,2 | 53,4 | 159 |
| 4 | 0,28 | 0,6 | 60,2 | 17 |
| 5 | 2,31 | 2,5 | 47,5 | 110 |
| Rest | 1,49 | 2,5 | 65,9 | 98 |
| gesamt | 9,22 | 11 | 55,3 | 510 |

4.1.3.2 Wasser

Die Oberflächengewässer des Weinsberger Waldes weisen ^{137}Cs Gesamtkonzentrationen von durchschnittlich $11,5 \text{ mBq l}^{-1}$ (Medianwert, bezogen auf 1996) auf. Wie aus Abb. 12 ersichtlich, schwanken die Meßergebnisse für die einzelnen Bäche und Probenahmeterminale erheblich. Einer der untersuchten Teiche (wk, Kamleitenteich) wies deutlich erhöhte ^{137}Cs -Konzentrationen von durchschnittlich 26 mBq l^{-1} auf, von den Bächen zeichnet sich w1 durch

niedrige ^{137}Cs -Konzentrationen aus ($6,5 \text{ mBq l}^{-1}$), durchschnittlich höhere Werte wurden in den Bächen w5 und w3 gefunden ($12,5 \text{ mBq l}^{-1}$).

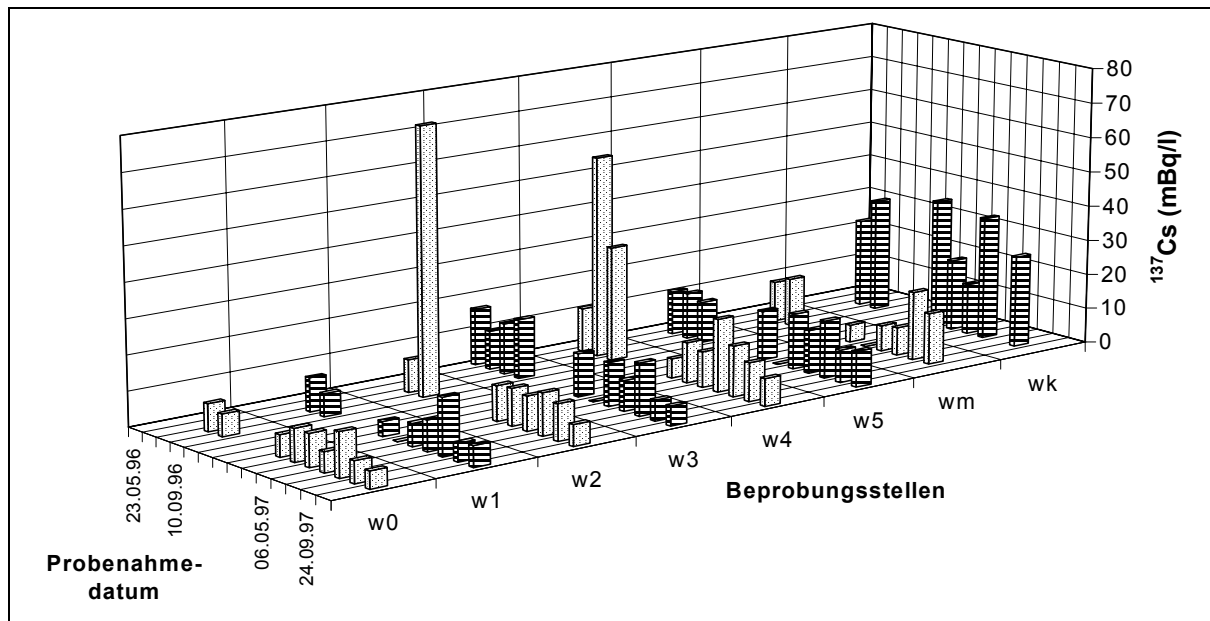


Abb. 12: ^{137}Cs - Gesamtbelastung von Oberflächengewässern des Weinsberger Waldes (mBq l^{-1}) als Summe der ^{137}Cs -Werte von flüssiger Phase und Schwebstoffen

Der Anteil des gelösten ^{137}Cs an der ^{137}Cs -Konzentration in den Gesamtproben (inklusive Schwebstoffanteil) ist bei den meisten Proben hoch, er liegt im Mittel bei $64,8 \pm 5,3$ Prozent (%).

Mineralische Schwebstoffe, besonders Tonpartikel haben teilweise eine extrem hohe Bindungsaffinität zu Cäsiumionen (THIRY et al. 1996). Der hohe Anteil an gelöstem ^{137}Cs läßt sich einerseits durch die extrem geringe Schwebstoffmenge erklären, auch im Bachbett der

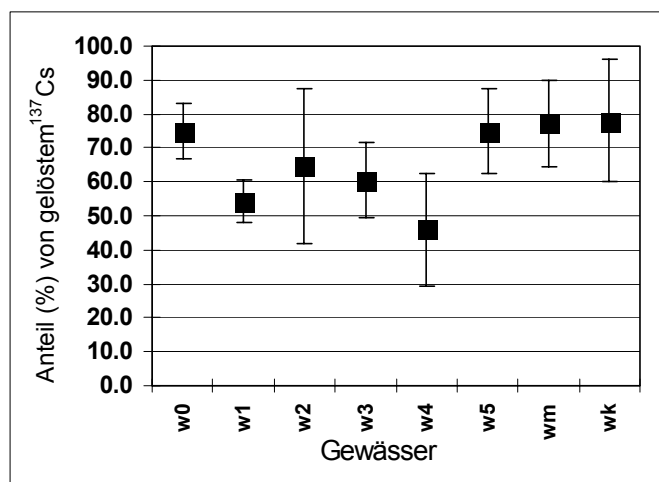


Abb. 13: Vergleich des mittleren Anteils an ^{137}Cs in der gelösten Phase von Wasserproben aus dem Weinsberger Wald

kleinen Wasserläufe sind vorwiegend sandige Sedimente und nur verhältnismäßig geringe Mengen an Feinsediment anzutreffen. Andererseits haben weiterführende Analysen ergeben, daß ein Zusammenhang zwischen der huminstoffbedingten Braunfärbung der Oberflächengewässer und der ^{137}Cs Konzentration im Wasser besteht. Dies unterstützt die Vermutung, daß Radiocäsium in diesem Gebiet teilweise an wasserlöslichen Huminsäuren (Fulvosäuren) gebunden vorliegt. In einer Studie über den Radiocäsiumaustrag aus einem schwedischen Waldgebiet wurde festgestellt, daß nach Filtration von Bachwasserproben ($< 1 \mu\text{m}$) ca. 10% der ^{134}Cs -Aktivität schwebstoffgebunden auf dem Filter verblieben, im Filtrat lagen die restlichen 90% der Aktivität hauptsächlich als freie Kationen vor. Bei niederschlagsbedingt hohem Grundwasserspiegel erhöhte sich die Cäsiumbindung an färbende organische Substanzen auf bis zu 40% der Gesamtaktivität. (CARBOL 1993). Auch MURDOCK et al. (1995) weisen darauf hin, daß

kleinen Wasserläufe sind vorwiegend sandige Sedimente und nur verhältnismäßig geringe Mengen an Feinsediment anzutreffen. Andererseits haben weiterführende Analysen ergeben, daß ein Zusammenhang zwischen der huminstoffbedingten Braunfärbung der Oberflächengewässer und der ^{137}Cs Konzentration im Wasser besteht. Dies unterstützt die Vermutung, daß Radiocäsium in diesem Gebiet teilweise an wasserlöslichen Huminsäuren (Fulvosäuren) gebunden vorliegt. In einer Studie über den Radiocäsiumaustrag aus einem schwedischen Waldgebiet wurde festgestellt, daß nach Filtration von Bachwasserproben ($< 1 \mu\text{m}$) ca. 10% der ^{134}Cs -Aktivität schwebstoffgebunden auf dem Filter verblieben, im Filtrat lagen die restlichen 90% der Aktivität hauptsächlich als freie Kationen vor. Bei niederschlagsbedingt hohem Grundwasserspiegel erhöhte sich die Cäsiumbindung an färbende organische Substanzen auf bis zu 40% der Gesamtaktivität. (CARBOL 1993). Auch MURDOCK et al. (1995) weisen darauf hin, daß

Radiocäsium in Oberflächengewässern in beträchtlichem Maße (60 - 90%) in gelöster Form vorliegt.

Diese Befunde lassen den Schluß zu, daß Bodenerosion in Waldgebieten kaum oder nur in äußerst geringem Maße auftritt, wie dies aufgrund der Landnutzung in Form von Wäldern und Dauerwiesen auch zu erwarten ist. Der Austrag von Radiocäsium aus dem Boden erfolgt somit eher durch Auswaschung als durch Massentransport.

4.1.3.3 ¹³⁷Cs-Austragsmengen mit Bachwasser (gelöste + flüssige Phase) und jährliche Abflußmengen aus dem Weinsberger Wald

Die mittlere jährliche Abflußrate der Bäche wurde mit ca. 15 l s⁻¹ km⁻² bestimmt, was sich mit einer Schätzung des hydrographischen Dienstes Niederösterreich deckt. Durch Kombination der jährlich abfließenden Wassermenge der einzelnen Bäche mit den bekannten ¹³⁷Cs Konzentrationen im Wasser und den Gebietsinventaren läßt sich eine jährliche Verlustrate berechnen.

Die Ergebnisse zeigen, daß entgegen der Erwartung keine signifikante Korrelation zwischen der ¹³⁷Cs-Konzentration in Bachwasser und der Flächenkontamination im Einzugsgebiet desselben Baches besteht. Dies stimmt mit der Annahme überein, daß Cäsiumaustrag durch Bodenerosion im Weinsberger Wald von untergeordneter Bedeutung ist. Im Mittel beträgt die Austragsrate aus dem Untersuchungsgebiet 105 x 10⁻⁶ a⁻¹, dies entspricht einer jährlichen Abnahme des Cäsium-Bodeninventars um 0,01 %. Fünf Jahre nach Tschernobyl ermittelte CARBOL (1993) einen jährlichen Austrag von 0,05% aus einem schwedischen Waldgebiet.

Tab. 6: ¹³⁷Cs -Austrag über Oberflächenwasser und Bodeninventar bezogen auf 1997 sowie errechnete ¹³⁷Cs-Austragsraten (¹³⁷Cs in flüssiger + fester Phase) in den Einzugsgebieten der Zubringer des Prinzbaches (geo.Mittel = geometrischer Mittelwert)

| Teilein-zugs-gebiet | ¹³⁷ Cs im Wasser (bez. 01.01.97) (geo.Mittel; mBq l ⁻¹) | ¹³⁷ Cs-Abfluß 1997 (MBq a ⁻¹) | ¹³⁷ Cs-Boden-Inventar 1997 (GBq) | ¹³⁷ Cs-Austragsrate (10 ⁻⁶ a ⁻¹) |
|---------------------|--|--|---|--|
| w0 | 6,4 | 29,6 | 399 | 74 |
| w1 | 6,5 | 4,0 | 58 | 69 |
| w2 | 10,2 | 3,6 | 40 | 91 |
| w3 | 12,4 | 18,3 | 124 | 147 |
| w4 | 12,0 | 1,5 | 13 | 112 |
| w5 | 12,5 | 14,9 | 86 | 173 |

Durch Extraktionsversuche (siehe UBA 1998, Materialienband) konnte nachgewiesen werden, daß die Braunfärbung der Wasserproben von organischen Verbindungen (Fulvo- bzw. Huminsäuren) stammt. Daneben konnte eine signifikante positive Korrelation zwischen der Intensität der Braunfärbung und der ¹³⁷Cs-Konzentration gefunden werden.

4.1.3.4 Verzögerte Deposition

Zur Erstellung der ¹³⁷Cs-Bilanz 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 ¹³⁷Cs 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 (siehe Materialienband UBA 1998) gezeigt werden konnte, aus lokal (d.h. in der näheren Umgebung) resuspendiertem Material (Staub). Ein nennenswerter Eintrag von Radiocäsium in das Untersuchungsgebiet läßt sich weitgehend ausschließen. 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.

4.1.4 Diskussion

Zusammenfassend sind die ermittelten ¹³⁷Cs-Austragsraten als sehr gering zu bezeichnen, der betrachtete Pfad ist bei der Beschreibung des langfristigen Verhaltens von Radiocäsium in Waldökosystemen vernachlässigbar. Leitet man von der Austragsrate, analog zur Abnahme des Inventars durch physikalischen Zerfall (Zerfallskonstante λ_{phys} für ¹³⁷Cs = 0,023; $\text{HWZ}_{\text{phys}} = 30 \text{ a}$), eine Halbwertszeit durch Oberflächenabfluß ab, so beträgt diese 6300 Jahre. Solange würde es dauern, bis das ¹³⁷Cs - Inventar im Untersuchungsgebiet Weinsberger Wald ausschließlich durch den Prozeß des Austrages mit Oberflächengewässern auf die Hälfte abnimmt.

Der hohe Anteil an im Bachwasser gelöstem ¹³⁷Cs und der Zusammenhang mit der organischen Braunfärbung der Wasserproben unterstreicht die Bedeutung der organischen Substanz bei der Bindung von Radiocäsium in naturnahen Ökosystemen. Im Trauneinzugsgebiet wurde eine um 40% niedrigere Gesamt-Austragsrate ermittelt, anders als im Weinsberger Wald sind in diesem Gebiet aber größere Mengen an mineralischen Schwebstoffen im Wasser vorhanden, die einen großen Anteil (88%) des ausgetragenen ¹³⁷Cs binden und transportieren. Aus dem extrem niedrigen Schwebstoff-Anteil im Bachwasser des Weinsberger Waldes kann geschlossen werden, daß Bodenerosion innerhalb zusammenhängender Waldgebiete als ¹³⁷Cs-Austragspfad vernachlässigbar ist. Die geringe Fließgeschwindigkeit der untersuchten Bäche in unmittelbarer Nähe ihrer Entstehung geht mit sehr geringer Schleppkraft und geringem Sedimentabtrag einher, die hier gefundenen Ergebnisse sind daher nicht unmittelbar auf andersartige Einzugsgebiete übertragbar.

4.2 Traun - Einzugsgebiet

4.2.1 Einleitung

In der durchgeführten Studie des Radionuklidtransportes in der Traun und ihren Nebenflüssen wurde die Möglichkeit des Beitrages von Feinstsedimenten zur Radionuklidkontamination in Klärschlamm untersucht. Das Untersuchungsgebiet umfaßt ca. 1500 km² und befindet sich innerhalb eines relativ hoch kontaminierten Gebiets der Kalkalpen mit einer Flächendeposition zwischen 10 kBq m⁻² und 140 kBq m⁻² (UBA 1996) und einem Gesamtinventar von 76 TBq ¹³⁷Cs (Bezugsdatum: 1. Mai 1986). Eine genaue Beschreibung zur Geologie und Sedimentherkunft des Traunsees ist dem Materialienband (B.1.3; B.1.4) zu entnehmen.

Die Wasserführung der Traun folgt einem jahreszeitlichen Verlauf mit wesentlich erhöhten Abflusssmengen in der Sommerperiode (Abb. 14). Daher sind für die gesamte in den Traunsee gelangende Schwebstoffmenge die zwischen April und September transportierten Sedimentfrachten ausschlaggebend.

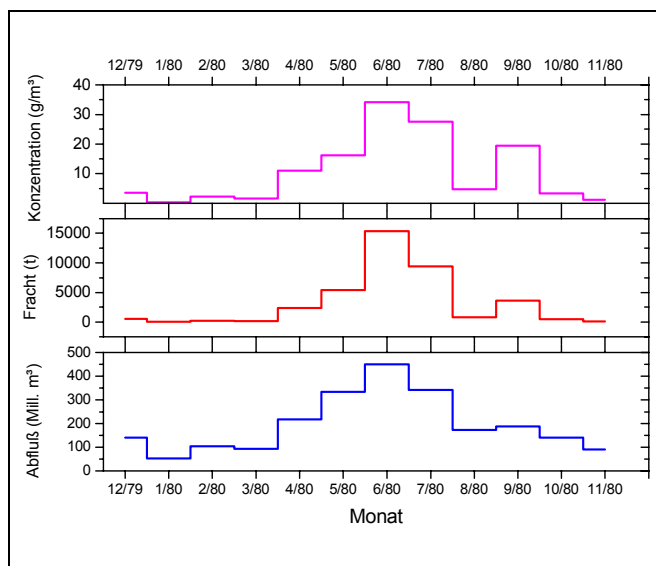


Abb. 14: Wasserführung, Schwebstofffracht und -konzentration der Traun bei Ebensee vor der Einmündung in den Traunsee.

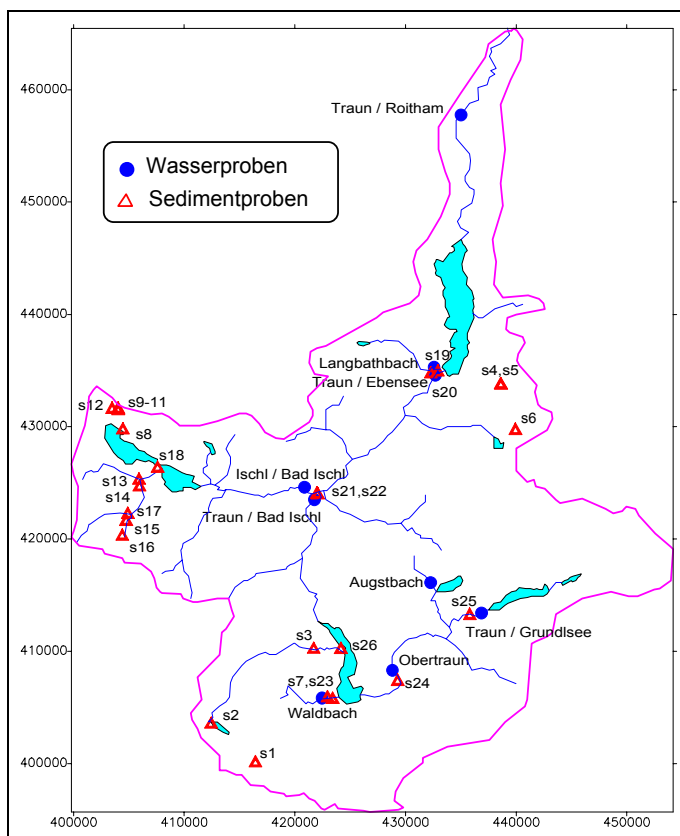


Abb. 15: Entnahmestellen für Sediment- und Wasserproben im Untersuchungsgebiet der Traun

Ca. 40% der Jahresgesamtfracht gelangt im Juni in den Traunsee (SOSSAU, 1982). Die Schwebstoffmenge ist grob mit der Abflußmenge positiv korreliert. Im Verlauf von Hochwasserereignissen steigt die Schwebstoffkonzentration zunächst, fällt dann aber schneller als der Durchfluß.

In der vorliegenden Arbeit wurden die unterschiedlichen Transportmöglichkeiten in fester Phase und gelöster Phase, und die Auswirkung des Traunsees als Sedimentfalle analysiert.

4.2.2 Methoden

Zur Bestimmung der gelösten Fracht und des Anteils an Sedimentfracht wurden Wasserproben im Hauptstrom in der obersten Wasserschicht aus der Traun und einiger größerer Zuflüsse während Phasen mit relativ hoher Wasserführung entnommen (

Abb. 15). Die Abtrennung der festen Substanz erfolgte durch Aussedimentation unter ungestörten Bedingungen über einen Zeitraum von ca. 2 Monaten, das entspricht einer Abtrennung der festen Partikel $> 0,45\mu\text{m}$. In dem danach schwebstofffreien überstehenden Wasser erfolgte die Bestimmung der gelösten Substanz durch Eindampfen.

Die retrospektive Ermittlung der ^{137}Cs -Aktivität in Flußsedimenten wurde an oberflächennahen Proben in Flußabschnitten mit geringer Transportenergie und möglichst hohem Feinanteil vorgenommen. Seesedimente aus dem Traunsee zur Bestimmung des Tiefenprofils von ^{137}Cs konnten mit Hilfe eines geeigneten Probenahmeapparates teilweise bis zu einer Kerntiefe von 50 cm gewonnen werden.

Für die Analyse ausgewählter Fluß-

und Seesedimente fand die klassische Methode der Korngrößenanalyse Verwendung: Trockensiebung der nicht bindigen Sedimente, Naßsiegung der bindigen Sedimente und Schlammung der Fraktion $< 45\mu\text{m}$ zur Gewinnung der Tonfraktion.

4.2.3 Ergebnisse

Die Traun und ihre Zuflüsse weisen bei Mittelwasserführung eine geringe Führung an Schwebstofffracht auf. Aus den vorliegenden hydrographischen Aufzeichnungen (SOSSAU, 1982) ist ersichtlich, daß auch unter Hochwasserbedingungen der Schwebstoffanteil nicht mehr als maximal 30 g m^{-3} beträgt. In den zeitgleich unter hoher Wasserführung entnommenen Wasserproben schwankt die Sedimentführung in der Traun und ihren Zuflüssen zwischen 1 g m^{-3} und 25 g m^{-3} . Der Anteil an gelöster Substanz, der ausschließlich aus Karbonat besteht ist wesentlich höher; das geometrische Mittel der gelösten Fracht läßt sich mit 190 g m^{-3} angeben, mit einer geom. Standardabweichung von 130 Bq m^{-3} , die den enormen Schwankungsbereich zeigt. Anhand der Aktivitätsführung in der festen und gelösten Substanz läßt sich der Austrag an Radionukliden abschätzen. Als Durchflußraten für die Berechnungen dienen die langjährigen Mittelwerte (HZB 1993) der einzelnen Pegelstellen im Untersuchungsgebiet. Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Tab.7 zu finden. Im Untersuchungsgebiet streuen die Konzentrationen an gelöster Aktivität sehr stark, auffallend ist die höhere Aktivität in der Traun nach dem Traunsee im Vergleich zu den Meßwerten in der Traun und den Zuflüssen vor dem Traunsee. Die Erklärungen dafür haben derzeit nur hypothetischen Charakter; durch die theoretische Verweilzeit des Traunwassers von 1,04 Jahren im Traunsee ergeben sich stark unterschiedliche Alter des Traunwassers vor und nach dem See, welche die unterschiedliche Wasserführungsphasen widerspiegeln könnten, auch Austauschprozesse während der Sedimentation oder an der Wasser-Sedimentgrenzfläche sind denkbar.

Tab. 7: ¹³⁷Cs in gelöster und schwebstoffgebundener Form in der Traun und einzelnen Nebenflüssen und daraus abgeleitete Austragsraten. (Jährliche Abflußraten aus HZB 1993)

| Einzugsgebiet zum Meßpunkt: | Fläche, km ² | mittlere ¹³⁷ Cs-Depos., kBq m ⁻² | mittlerer jährlicher Abfluß, 10 ⁶ m ³ a ⁻¹ | ¹³⁷ Cs in gelöster Form | | ¹³⁷ Cs schwebstoffgebunden | |
|---|-------------------------|--|---|--|--|--|--|
| | | | | ¹³⁷ Cs-Konzentration, mBq l ⁻¹ | Austragsrate, 10 ⁻⁶ a ⁻¹ | ¹³⁷ Cs-Konzentration, mBq l ⁻¹ | Austragsrate, 10 ⁻⁶ a ⁻¹ |
| Traun / Laakirchen; (nach dem Traunsee) | | 51 | 2297 | 1,25 | 37,9 | < 0,19 | < 5,8 |
| Traun / Roitham (nach dem Traunsee) | 1492 | 51 | 2297 | 1,19 | 36,1 | 0,24 | 7,27 |
| Traun / Ebensee | 1258 | 50 | 2020 | < 0,09 | < 3,0 | 2,8 | 89,8 |
| Traun / Bad Ischl | 752 | 42 | 1291 | 0,67 | 27,6 | 2,5 | 103 |
| Traun / Obertraun | 334 | 41 | 629 | 0,1 | 4,6 | 0,97 | 44,5 |
| Ischl / Bad Ischl | 251 | 52 | 346 | 0,09 | < 2,4 | 2,4 | 55,5 |
| Traun / Grundlsee | 125 | 43 | 190 | 0,28 | < 10 | 0,86 | 30,8 |
| Gosaubach / Hallst. See | 91,7 | - | | < 0,17 | - | < 0,26 | - |
| Waldbach / Hallstatt | 41,6 | 42 | 103 | < 0,1 | < 5,3 | 3,2 | 183 |
| Langbathbach Ebensee | 37,8 | 72 | 36 | 0,50 | 6,6 | 0,96 | 12,8 |
| Augstbach / Bad Aussee | 10,5 | 41 | 15 | 0,17 | < 6,5 | < 0,07 | < 2,8 |

Auch die schwebstoffgebundene Aktivität in der Traun und ihren Zuflüssen variiert zwischen den Zuflüssen deutlich, wobei allerdings die mengenmäßig bedeutendere Schwebstofffracht der Traun durch die verdünnenden Effekte einzelner Zuflüsse nur gering beeinflußt wird. Für den schwebstoffgebundenen ¹³⁷Cs-Austrag fungiert der Traunsee als Sedimentfalle, sowohl der Schwebstoffgehalt als auch der ¹³⁷Cs-Austrag nach dem Traunsee (Roitham, Laa-

kirchen) sind deutlich niedriger als die ^{137}Cs -Frachten vor der unmittelbaren Einmündung in den Traunsee bei Ebensee. Vor der Einmündung in den Traunsee ist der Anteil des Ausstrags in gelöster Form und als Schwebstoff etwa gleich groß, ein Umstand, der in Zusammenhang mit dem kalkalpinen Hinterland zu stehen scheint. Im Vergleich dazu ist die Menge des gelösten ^{137}Cs im Wasser aus dem Weinsberger Wald mit silikatischem Untergrund wesentlich bedeutender.

Tab. 8: Statistische Kenngrößen von 14 analysierten Sedimentproben aus Fließgewässern im Trauneinzugsgebiet

| | < 2 μm | 2-6 μm | 6-20 μm | 20-45 μm |
|--------------|-------------------|-------------------|--------------------|---------------------|
| Mittelwert | 1292 | 643 | 594 | 326 |
| Minimum | 193 | 126 | 84 | 37 |
| Maximum | 8544 | 3555 | 3960 | 1854 |
| Standardabw. | 2188 | 907 | 1019 | 520 |

Allgemein sind die Tonfraktion (<2 μm), bzw. die Feinfraktion (2 - 45 μm) die Träger der Radionuklidkontamination. Das hat auch für die untersuchten Sedimentproben Gültigkeit (Tab. 8), obwohl bei den Sedimenten aus den Fließgewässern die hohen Mittelwerte durch einzelne Extremwerte (bis

zu 8544 Bq kg $^{-1}$) bedingt sind, die sich unmittelbar auf die sehr große Standardabweichung auswirken aber eigentlich nicht typisch sind für die analysierten Sedimente. In den untersuchten Sedimentproben liegt die spezifische Aktivität der Tonfraktion unter 1292 Bq kg $^{-1}$. Beispielhaft für die Korngrößenanalyse sind die Ergebnisse ausgewählter Sedimente aus der Traun und den Nebenflüssen in Abb. 16 und 17 dargestellt. Der geringe Anteil an Feinfraktion weist auf die hohen Transportenergien alpiner Flüsse hin. Aus der Darstellung ist ersichtlich, daß die spezifische ^{137}Cs -Aktivität in guter Näherung in einem doppelt-logarithmischen Zusammenhang mit der Korngröße steht. Dieser Zusammenhang ist für die in Abb. 17 dargestellte Probe aber besonders deutlich ausgeprägt, wobei der Sedimentfraktion um 200 μm für den Gesamtanteil an Aktivität die größte Bedeutung zukommt. Diese Abhängigkeit ergibt sich aus der Größenverteilung: Während die Feinfraktion die höchsten spezifischen Aktivitäten aufweist, mengenmäßig aber nur einen geringen Beitrag liefert, ist

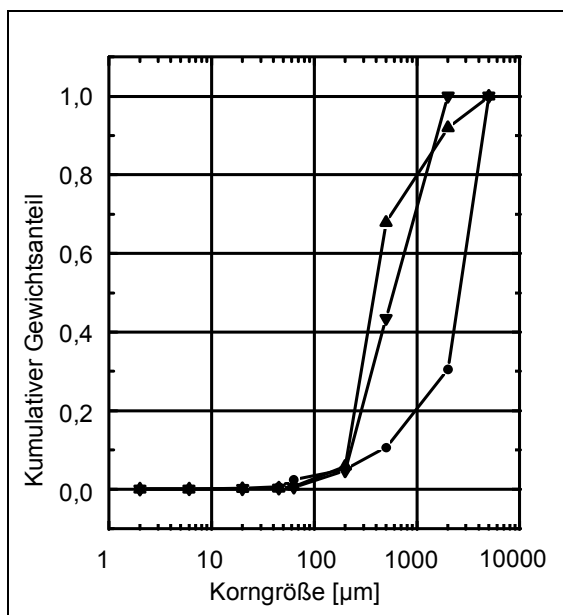


Abb. 16: Kornsummenkurven ausgewählter Sedimente aus der Traun und Nebenflüssen

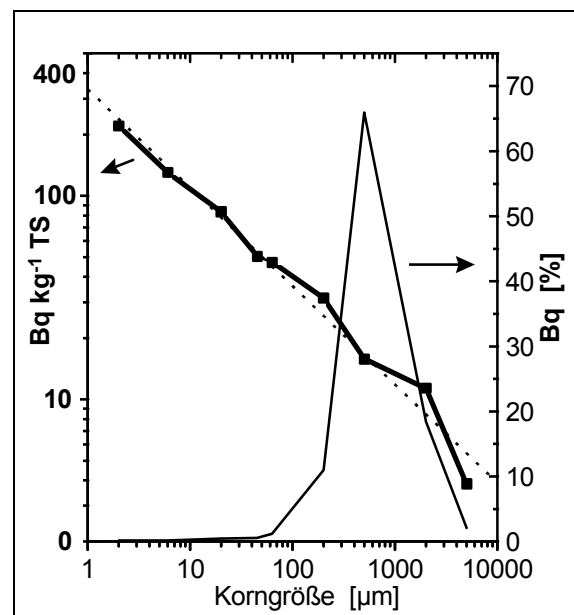


Abb. 17: Spezifische Aktivität und Aktivitätsanteil der einzelnen Kornfraktionen an einer ausgewählten Sedimentprobe

durch die geringe spezifische Aktivität der gröberen Fraktionen trotz des großen Massenanteils deren Beitrag zur ¹³⁷Cs-Aktivität eher gering.

In Sedimentkernen aus dem Traunsee läßt sich der Radionuklideintrag und dessen zeitliche Abnahme sehr gut verfolgen. Der oberflächennahe Peak ist durch den Tschernobyl-Fallout bedingt, ein wesentlich schwächer ausgeprägter, sehr breiter Peak ist dem Fallout aus den Kernwaffenversuchen zuzuordnen (Abb. 18). Der Kernwaffen-Fallout erfolgte seit 1945, das Maximum liegt in den Jahren 1963-1964 (vgl. IRLWECK, 1991). Nachdem auch unterhalb des oberen Maximums Aktivität zu finden ist, muß es eine vertikale Verlagerung innerhalb des Sedimentes geben, die als Diffusion beschrieben werden kann. In den Traunsee-sedimenten sind Glimmer und Tonminerale nur fallweise nachweisbar, der Großteil besteht aus Kalzit (50%), Dolomit (30%) und Quarz (20%) (Details siehe Materialienband, UBA 1998). Eine Erklärung für die relativ große vertikale Mobilität von ¹³⁷Cs könnte die mineralogische Zusammensetzung sein, die im Falle einer Fixierung an Tonminerale nicht zu erwarten wäre.

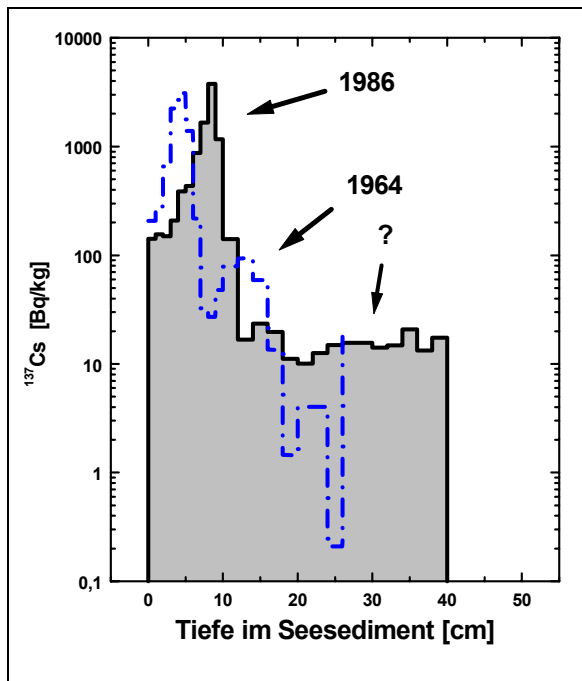


Abb. 18: ¹³⁷Cs Tiefenverteilung in zwei Sedimentkernen aus dem Traunsee.

Die Lage des oberen ¹³⁷Cs Peaks hängt von der Sedimentationsgeschwindigkeit ab, die von der Entfernung zum Mündungsgebiet der Traun bestimmt wird und im Traunsee nach Norden zu bedeutend abnimmt. Aus den einzelnen Sedimentkernen läßt sich für die Sedimentationsgeschwindigkeit ein Bereich von 0,2 cm a⁻¹ bis 0,8 cm a⁻¹ angeben. Die aus den Sedimentationsgeschwindigkeiten, der spezifischen Aktivität der obersten Sedimentschichten und dem Querschnitt des Sedimentkernes berechneten jährlichen Depositionsdichten liegen zwischen 90 und 300 Bq m⁻² a⁻¹. Hochgerechnet auf die Fläche des Traunsees unter Zugrundelegung eines Mittelwertes von 150 Bq m⁻² a⁻¹ ergibt sich daraus ein Aktivitätseintrag von 3,8 GBq pro Jahr. Bezogen auf das gesamte Einzugsgebiet ist der jährliche ¹³⁷Cs-Verlust (Austragsrate) als Traunsee-Sediment (3,8 GBq) nur ein Bruchteil (6,4 x 10⁻⁵ entsprechend 0,006%) des 1997 noch vorhandenen ¹³⁷Cs-Inventars von 59,4 TBq.

Die beste Abschätzung der ¹³⁷Cs Austragsrate in gelöster Form ergibt sich als geometrischer Mittelwert der Ergebnisse der untersuchten Traunzuflüsse (siehe Tab. 7) mit 8 x 10⁻⁶ (0,0008%), die Gesamt-Austragsrate aus dem Trauneinzugsgebiet beträgt somit 7,2 x 10⁻⁵ pro Jahr (0,007 %).

4.2.4 Diskussion

Im Rahmen des vorliegenden Projektes über die Wechselwirkung von Bodenkontamination und Hydrosphäre wurde 1996 und 1997 der ¹³⁷Cs-Transport im aquatischen System der Traun und ihren Nebenflüssen ermittelt. Aufgrund des kalkalpinen Einzugsgebietes ist die Tonmineraführung, die als Träger der Radionuklide fungiert, in den Sedimenten und als transportierte feste Phase im Wasser im allgemeinen sehr gering. Die Korngrößenanalyse der untersuchten Sedimentproben zeigt, daß für den Nuklidtransport die Korngrößen um etwa 0,2 mm die höchste Bedeutung haben, vor allem aufgrund ihres Mengenanteiles. Anhand von Sedimentkernen aus dem Traunsee, der eine effiziente Sedimentfalle darstellt,

und der darin bestimmten Tiefenprofile von ^{137}Cs ist die zeitliche Abhängigkeit der Nuklid-Austragungsrate aus dem relativ hoch kontaminierten Einzugsgebiet der Traun klar ersichtlich. Der jährliche Gesamtaustrag von ^{137}Cs als Sediment (3,8 GBq) und in gelöster Form (0,5 GBq) ist nur ein verschwindend geringer Anteil (0,007 %) des noch vorhandenen Gesamtinventars von 59,4 TBq. Im Weinsberger Wald ist die jährliche ^{137}Cs -Austragrate für die gelöste Form fast zehn mal so hoch, der sedimentgebundene Austrag ist jedoch etwas geringer als im Trauneinzugsgebiet. Die Verteilung von ^{137}Cs zwischen fester und flüssiger Phase in den untersuchten Wasserproben stimmt mit den Ergebnissen der Donau gut überein, was zu erwarten ist, da die Traun selbst in die Donau mündet.

4.3 Donau - Einzugsgebiet

4.3.1 Einleitung

Die obere Donau ist durch eine ‚lebendige‘ Hydrologie mit einem stark variierenden Feststoffgeschehen und Schwebstoffkonzentrationen über vier Größenordnungen gekennzeichnet. Diese Charakteristik ist eine Folge einerseits des alpin dominierten Einzugsgebiets mit den nördlichen Kalkalpen und den Zentralalpen und andererseits des wachsenden Anteils landwirtschaftlich genutzter Flächen verbunden mit einer hohen Niederschlagshäufigkeit im nördlichen Alpenvorland. Die Kraftwerksstauräume der Donau und deren alpine Zubringer bilden streckenweise - aufgrund der verminderten Fließgeschwindigkeit - Sedimentationsbereiche für die mitgeführten, überwiegend mineralischen Feststoffe.

In den vergangenen Jahren wurde ein starkes Ansteigen der Erosionsfähigkeit österreichischer Böden durch den vermehrten Einsatz kostenoptimierter Bewirtschaftungsmethoden in der Landwirtschaft und steigende Bereitstellung großer Flächen für den Winter-Fremdenverkehr (Schipisten) beobachtet. Dieses erhöhte Erosionspotential führt bei lokalen Starkniederschlagsereignissen zu kurzfristig extrem hohen Schwebstoff- und Sedimenteintrag in den Oberflächenabfluß. Im Falle von Hochwässern können durch die hohe Schwebstofffracht (bedingt durch die verstärkte Bodenerosion) die Überflutungsflächen (z.B. Machland) kurzfristig mit extremen Feststoffmengen beaufschlagt werden.

4.3.2 Methoden

Seit April 1987 werden Wasser und Sediment der Donau vom Österreichischen Forschungs- und Prüfzentrum Arsenal kontinuierlich beprobt und radiometrisch untersucht. Diese Routinebeprobung wird seither an vier Standorten des österreichischen Abschnitts der Donau durchgeführt: Wien-Nußdorf (Str.km 1933,2), Greifenstein (Str.km 1949,2), Wallsee-Mitterkirchen (Str.km 2094,5) und Ottensheim-Wilhering (Str.km 2146,7). Durch die ausgewählten Standorte wird ein großer Teil der Donaustrecke innerhalb der österreichischen Staustufenkette und der Einfluß der wichtigen Alpenzuflüsse Enns und Traun erfaßt.

An den Probenahmestandorten wurden Monatsmischproben an Wasser (inklusive Schwebstoff) und Sediment gesammelt. Bei Niedrig- und Mittelwasserführung wurden täglich zwei Liter Wasser in Sammelkanister abgefüllt. Das Sediment wurde an den gleichen Stellen in Absetzwannen, die monatlich entleert wurden, gesammelt. Während Hochwassersituationen mit stark variierenden Durchfluß- und Schwebstoffgeschehen wurde die Probenahme zeitlich und räumlich verdichtet. Details zur Probenahme und Probenaufbereitung sind an anderer Stelle (z.B. in MARINGER und RAMER 1998) dokumentiert.

Die Wasserproben wurden zur Abtrennung des Schwebstoffs im Durchlaufbetrieb zentrifugiert. Zur Anreicherung der Radionuklide wurden die nunmehr feststofffreien Wasserproben eingedampft. Die aufbereiteten Wasser-, Schwebstoff- und Sedimentproben wurden mit Germaniumdetektoren (Low-Level-Gammaspektrometrie) analysiert. Die Nachweisgrenzen

der angewandten Methoden liegen bei etwa $0,5 \text{ Bq kg}^{-1}$ (^{137}Cs) für Schwebstoff und Sediment und bei ca. $0,5 \text{ Bq/m}^3$ (^{137}Cs) für 60-L-Wasserproben (Eindampfrückstände).

4.3.3 Ergebnisse

Die massenspezifische ^{137}Cs -Aktivität der Donaueinsedimente (Fraktion $< 20 \mu\text{m}$) in Österreich stieg nach dem Tschernobylunfall von rund 20 Bq kg^{-1} auf rund 3000 Bq kg^{-1} (Okt. 1986) an (RANK et al. 1987). Aus den langfristigen Analysen von Donauschwebstoffen und Sedimenten seit Anfang 1987 ist eine ökologische Halbwertszeit der ^{137}Cs -Aktivität im Feststoff (Schwebstoff, Sediment) von 5 Jahren erkennbar.

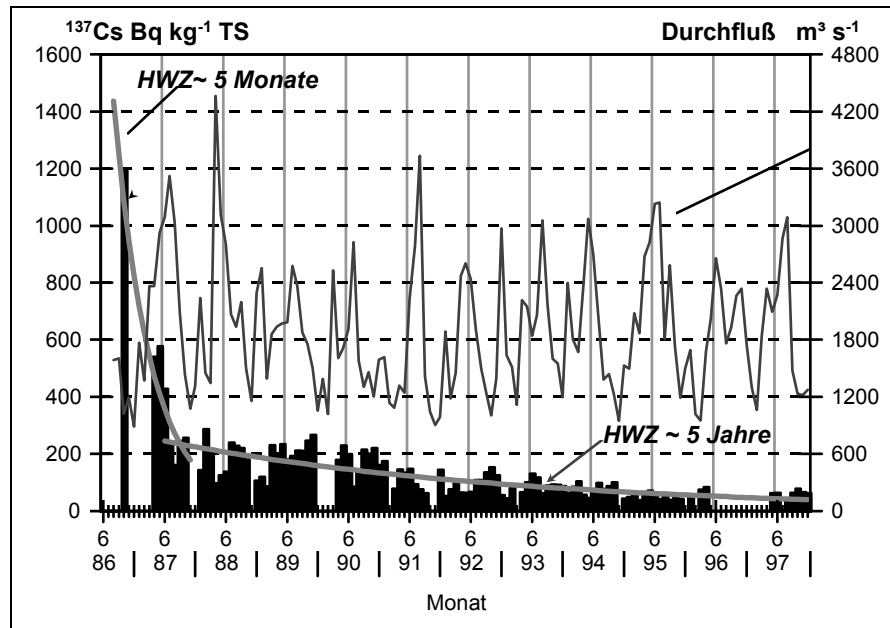


Abb. 19: Zeitlicher Verlauf des Wasserdurchflusses und der ^{137}Cs -Aktivität von Sediment-Monatsmischproben der Donau bei Wien-Nußdorf (Durchflußdaten: Donaukraft)

Seit Mitte 1986 nimmt die ^{137}Cs -Kontamination des Donausediments generell ab, wobei in den ersten 15 Monaten eine stärkere Abnahme (HWZ: ca. 5 Monaten) und danach eine langsamere Abnahme (HWZ ca. 5 Jahre) beobachtet wurde. In den ersten Monaten nach der "Tschernobyl-Kontamination" war die ^{137}Cs -Deposition im Einzugsgebiet der Donau nur oberflächlich und mobiler gebunden (und damit der Auswaschung stärker ausgesetzt). Danach sind einerseits die oberflächlich angelagerten ^{137}Cs -Partikel größtenteils erodiert, und andererseits ist das "restliche" ^{137}Cs bereits dauerhafter an Bodenpartikel gebunden und in tiefere, weniger der akuten Abtragung ausgesetzten Bodenschichten eingedrungen.

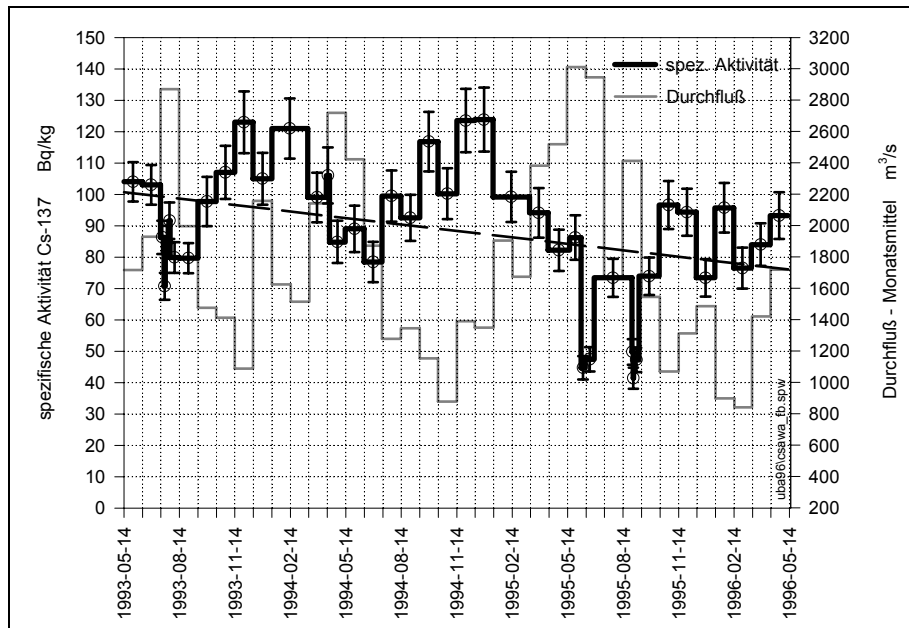


Abb. 20: Zeitlicher Verlauf der ^{137}Cs -Aktivität von Sediment-Monatsmischproben, Donau, Wallsee, Str.km. 2094,5 (nach MARINGER und RAMER 1998; Durchflußdaten: Donaukraft)

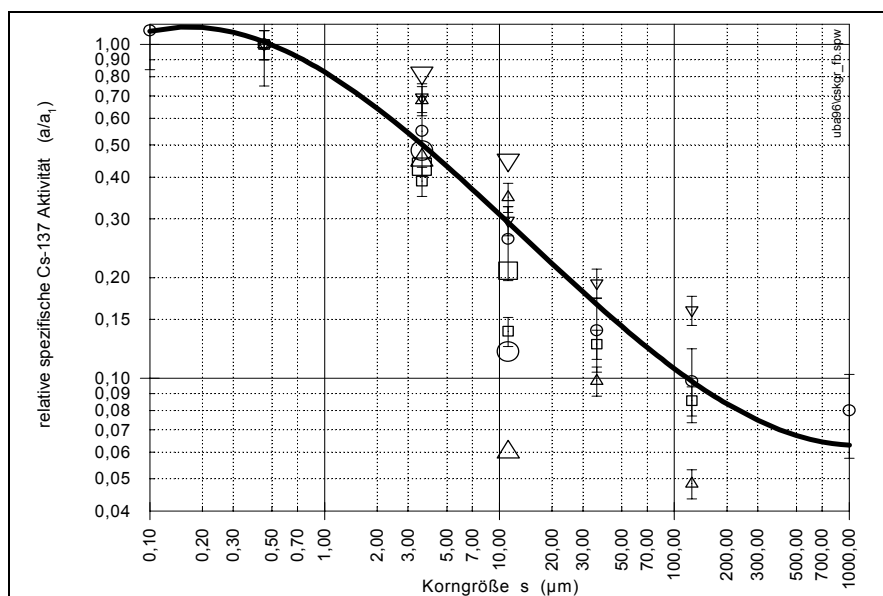


Abb. 21: Abhängigkeit der spezifischen ^{137}Cs -Aktivität von der Sedimentkorngröße, ermittelt von Sedimentproben der Donau und Zubringer (nach MARINGER und JACHS 1996)

Die Abweichungen der ^{137}Cs -Werte der einzelnen Monatsmischproben vom generellen Trend der zeitlichen Abnahme erklären sich aus dem unterschiedlichen Durchfluß- und damit Feststoffgeschehen der Donau. In Monaten mit fallendem mittleren Durchfluß steigt die ^{137}Cs -Aktivität im Sediment, bei steigendem Durchfluß sinkt sie (Abb. 20). Dieses Verhalten wird im wesentlichen durch die durchflußabhängige Kornverteilung des Schwebstoffs der Donau und die Zunahme der ^{137}Cs -Aktivität mit sinkendem Korndurchmesser verursacht (Abb. 21). Trotzdem steigt der Anteil des partikulär transportierten ^{137}Cs mit steigendem Durchfluß aufgrund des überproportional steigenden Schwebstoffgehalts. Ab rund 2000 m^3/s werden rund 96 % des ^{137}Cs in der Donau partikelgebunden transportiert (Abb. 22).

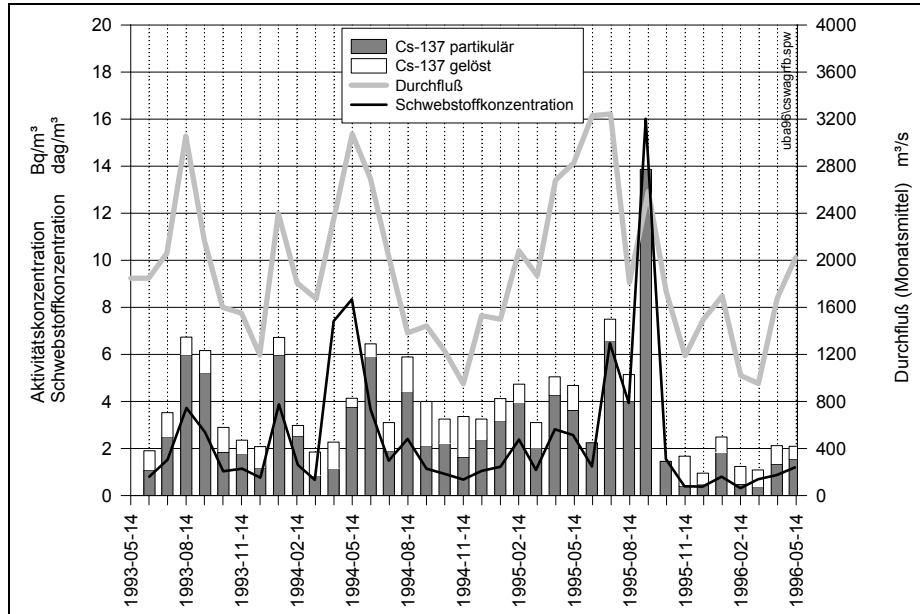


Abb. 22: Zeitlicher Verlauf der ¹³⁷Cs-Konzentration von Donauwasser-Monatsmischproben, Greifenstein, Str.km. 1949,2 (nach MARINGER und RAMER, 1998; Durchflußdaten: Donaukraft)

In Tab. 9 sind die monatlich transportierten Aktivitäten A (gelöste und partikulär gebundene Anteile A_{gel} und A_{part}) der Radionuklide ¹³⁷Cs, ⁴⁰K und ²²⁶Ra im Zeitraum Nov. 89 bis Juni 92, Donau Str.km 2094,5 (Wallsee) - in 4 Bereichsklassen der Durchfluß-Monatsmittelwerte - zusammengestellt. Im mehrjährigen Durchschnitt des Zeitraums 1990-1992 betragen die jährlich durchgesetzten Aktivitätsfrachten im österreichischen Abschnitt der Donau für ¹³⁷Cs ca. 1 TBq a⁻¹, für ⁴⁰K ca. 6 TBq a⁻¹ und für ²²⁶Ra ca. 0,3 TBq a⁻¹. Die durchschnittlichen Anteile der partikulär an Schwebstoff gebunden transportierten Aktivität betragen für ¹³⁷Cs etwa 90 %, für ²²⁶Ra etwa 70 % und für ⁴⁰K etwa 50 %. In Hochwasserperioden werden über einige Tage Vielfache der Jahresdurchschnittswerte der Aktivitätskonzentration transportiert. Bei Durchflüssen > 1900 m³/s wird z.B. ¹³⁷Cs in der Donau durchschnittlich zu etwa 96 % partikulär gebunden transportiert, dagegen kann bei niedriger Wasserführung jener ¹³⁷Cs-Anteil, der in gelöster Form transportiert wird, auf 30% und mehr ansteigen (siehe Abb. 22, Balken des Jahres 1996).

Tab. 9: Aktivitätstransport im Wasser und Schwebstoff der Donau (Str. km 2094.50, Wallsee, Nov. 89 bis Juni 92; nach MARINGER 1994)

| Zeit- raum | Q m ³ /s | ¹³⁷ Cs | | | ⁴⁰ K | | | ²²⁶ Ra | | |
|---------------|------------------------|--------------------------|--------------------------|----------|---------------------------|--------------------------|----------|---------------------------|--------------------------|----------|
| | | A _{part} GBq | A _{gel.} GBq | A GBq | A _{part.} GBq | A _{gel.} GBq | A GBq | A _{part.} GBq | A _{gel.} GBq | A GBq |
| 8 Mon. | <1100 | 63 | 47 | 110 | 126 | 1450 | 1576 | 12 | 38 | 50 |
| | | 57% | 43% | 100% | 8% | 92% | 100% | 25% | 75% | 100% |
| 8 Mon. | 1100- 1349 | 90 | 52 | 141 | 207 | 1900 | 2107 | 29 | 51 | 80 |
| | | 63% | 37% | 100% | 10% | 90% | 100% | 36% | 64% | 100% |
| 8 Mon. | 1350- 1899 | 317 | 90 | 407 | 1044 | 2238 | 3282 | 68 | 64 | 132 |
| | | 78% | 22% | 100% | 32% | 68% | 100% | 52% | 48% | 100% |
| 8 Mon. | >1899 | 1875 | 79 | 1954 | 6601 | 3230 | 9831 | 483 | 90 | 572 |
| | | 96% | 4% | 100% | 67% | 33% | 100% | 84% | 16% | 100% |
| 32 Mon.: | | 2344 | 268 | 2612 | 7978 | 8818 | 16797 | 592 | 242 | 834 |
| pro Jahr: | | 879 | 101 | 979 | 2992 | 3307 | 6299 | 222 | 91 | 313 |
| | | 90% | 10% | 100% | 48% | 52% | 100% | 71% | 29% | 100% |

4.3.4 Diskussion

Die mittlere spezifische ^{137}Cs -Aktivität der Donausedimente österreichischer Herkunft nahm von Mitte 1986 bis Anfang 1988 exponentiell mit einer ökologischen Halbwertszeit von etwa 5 Monaten von rund 1600 Bq kg^{-1} auf ca. 220 Bq kg^{-1} und danach bis Ende 1997 auf rund 60 Bq kg^{-1} ab. Auf Basis der großen Probenanzahl wurde ein signifikanter Jahresgang der spezifischen ^{137}Cs -Sedimentaktivität - mit Minimalwerten im Sommer und Maximalwerten im Winter - festgestellt.

Zur Ermittlung vergleichbarer Radioaktivitätswerte muß der Einfluß der Kornverteilung und weiterer, sekundär wirksamer Sedimentparameter (organischer Anteil, Gehalt an natürlicher Radioaktivität, Anteil der Ton- und Feinschluffraktion) auf die radiometrischen Kenngrößen - durch eine rechnerische Kombination der Ergebnisse radiometrischer und granulometrischer Sedimentanalysen (Kornsummenkurve) - eliminiert werden.

Das Sediment der Donau weist generell hohe Feinkornanteile und geringe organische Anteile auf. Der Tonanteil (0-2 μm -Fraktion) liegt zwischen 1 % und 35 % (Median 17 %). Die relativen Massenanteile an organischer Substanz (Glühverlust $105 \text{ }^\circ\text{C} \rightarrow 360 \text{ }^\circ\text{C}$) liegen zwischen 0,7 % und 6 % (Median 3%). In Hochwassersituationen ändert sich die Kornverteilung von Donausedimenten dramatisch und beeinflusst damit stark die spezifischen Aktivitäten in der Gesamtprobe. Sediment-Einzelproben (in-situ) sind generell grobkörniger (Tonanteil Median ca. 10 %) als kontinuierlich gesammelte Monatsmischproben.

4.4 Lambach - Fallstudie

4.4.1 Einleitung

Die Durchführung dieses Projektteils erfolgte aufgrund der Feststellung vereinzelter relativ hoher ^{137}Cs -Konzentrationen in Klärschlämmen auch 10 Jahre nach dem Unfall von Tschernobyl. Zur Untersuchung dieses Phänomens wurde die Kläranlage (KA) Lambach ausgewählt, da sie in einem durch Tschernobyl relativ stark betroffenen Gebiet liegt. Weitere Gründe sind die Beteiligung der Oö Landesregierung am Projekt und die gute Kooperation mit den Lambacher Kläranlagen-Betreibern, die sich für die Problematik sehr interessierten.

Die Hypothese der Untersuchung ist, daß das ^{137}Cs im Klärschlamm Ergebnis von Erosion kontaminierten Bodenmaterials durch Regenwasser ins Kanalsystem und in der Folge in die Kläranlage ist.

4.4.2 Material und Methoden

4.4.2.1 Untersuchungsgebiet

Lambach liegt am nördlichen Rand des Alpenvorlandes am Zusammenfluß von Traun, Ager und Alm. Die Landschaft ist sanft hügelig mit Seehöhen zwischen ca. 330 und 440 m. Die jährliche Niederschlagsmenge beträgt ca. 1000 mm (1000 l m^{-2}). Abb. 23 zeigt eine Übersicht über das Verbandsgebiet der KA Lambach mit dem Verlauf der Hauptkanäle.

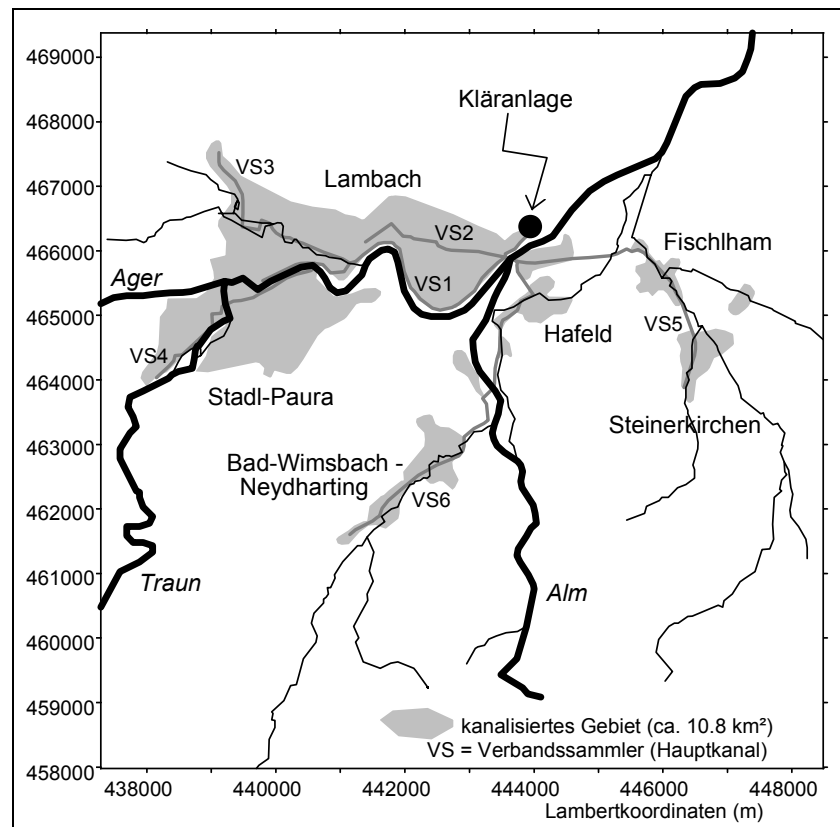


Abb. 23: Verbandsgebiet der oberösterreichischen Kläranlage Lambach

Ein Ziel der Untersuchung ist - falls die genannte Hypothese bestätigt würde - die Berechnung der Austragsrate von kontaminierten Flächen (unbefestigte Flächen wie Äcker und Wiesen) in den Klärschlamm. Dazu wurde mittels Bodenproben die Flächenbelastung des Gebietes mit ¹³⁷Cs erhoben.

4.4.2.2 Beschreibung der Kläranlage Lambach

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 Straßenabwässer vor allem bei Regenfällen gelangen hinein. Die Anlage entsorgt derzeit die Abwässer von ca. 16.000 - 17.000 Einwohnern.

Abb. 24 zeigt das Flußschema der Kläranlage. Die rechteckigen, weißen Felder bezeichnen die Stellen in der Anlage, an denen die Proben für diese Untersuchung genommen wurden.

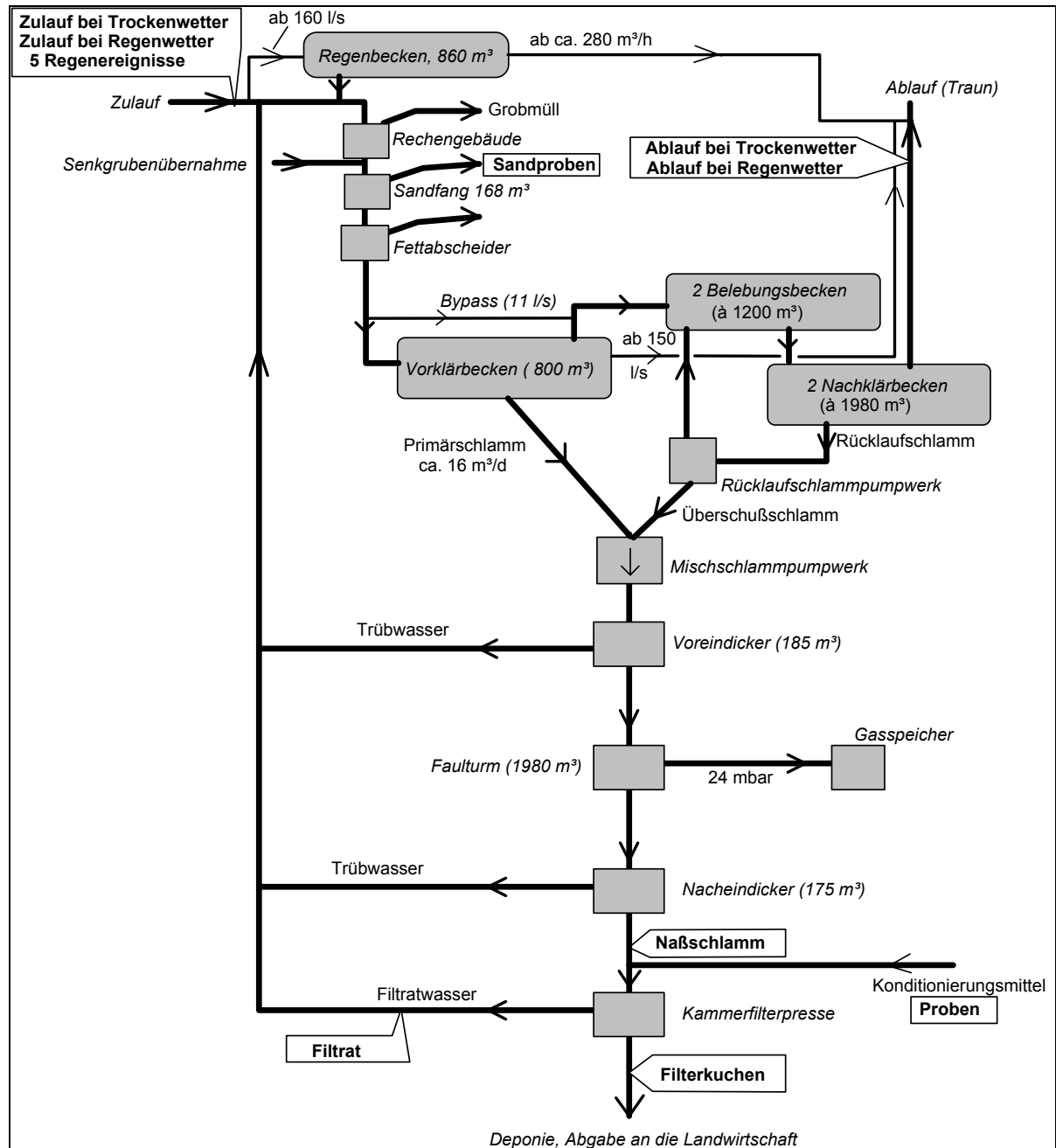


Abb. 24: Schematische Darstellung der Kläranlage Lambach und Entnahmestellen für analysiertes Probenmaterial

In Abb. 25 sind die verschiedenen Ein- und Austragsströme zusammengestellt. Ein- und Austräge, die entsprechend der Untersuchungshypothese vermutlich wesentliche Mengen ¹³⁷Cs enthalten, sind durch Fettdruck hervorgehoben.

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

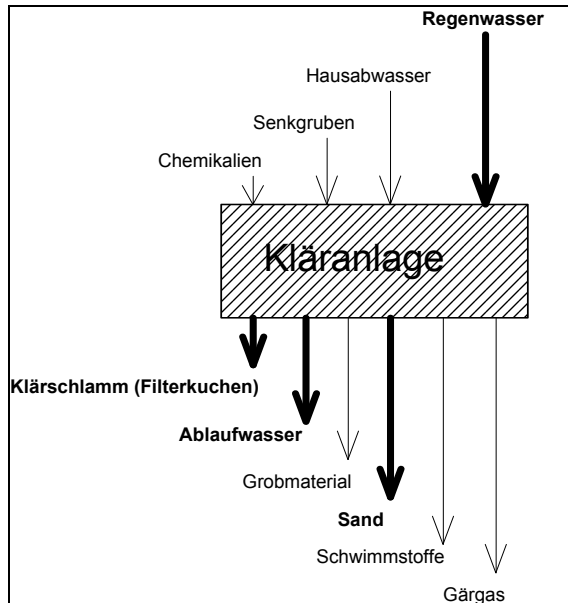


Abb. 25: Schema der Ein- und Austragspfade bei der Kläranlage Lambach

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

Der Austragspfad Sand (Abb. 25) enthält auch sehr feinen Sand und Lehm, daher muß mit ¹³⁷Cs gerechnet werden. Der Sandfang wird ca. 3 x pro Monat geleert, pro Woche fällt ca. 1 t Sand an. Bei Regenwetter wird mehr Sand eingetragen. Dies gibt einen deutliche Hinweis auf stattfindende Bodenerosion.

Chemikalien: Konditionierungsmittel (Kalk, FeCl₃)

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

4.4.2.3 Probenahmen

Die verschiedenen Probenmaterialien sind den Abb. 24 und Abb. 25 zu entnehmen. Alle wichtigen Stoffflüsse wurden in die Untersuchung miteinbezogen. Die zeitlichen Abstände der einzelnen Probenahmen wurden auf die Fragestellung abgestimmt und variierten je nach Probenmaterial zwischen Zweistundenintervallen bei der Erfassung des zeitlichen Verlaufes der ¹³⁷Cs-Konzentration im Zulauf während Starkregenereignissen und mehrwöchigen Intervallen bei der Untersuchung des Filterkuchens im Zeitraum zwischen Mitte 1996 und Ende 1997.

4.4.3 Ergebnisse

4.4.3.1 Bodenkontamination

Die mittlere Bodenbelastung mit ¹³⁷Cs im Einzugsgebiet (graue Fläche in Abb. 23) beträgt 42,5 kBq/m² (Bezugsdatum 1.5.1986). Die erodierbare, unbefestigte Fläche, von der aus Erosion in die Kanalisation stattfinden kann, wurde auf 3,3 km² geschätzt, dies entspricht einem ¹³⁷Cs-Bodeninventar von 140 GBq.

4.4.3.2 Eintragspfade in die Kläranlage

Im folgenden sind die verschiedenen ¹³⁷Cs-Eintragspfade zusammengestellt, die für die Berechnung der Bilanz notwendig sind.

Hausabwasser - Einwohner: Der Einzugsbereich der Kläranlage zählt 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⁻¹ oder **6,0 MBq a⁻¹**.

Hausabwasser - Trinkwasser: Aus Lambach wurde zur Klärung dieser möglichen Eintragsquelle eine Trinkwasserprobe genommen. Die ¹³⁷Cs-Aktivitätskonzentration liegt in der Probe jedoch unter der Nachweisgrenze von 0,2 mBq l⁻¹.

Nimmt man eine ¹³⁷Cs-Konzentration der Höhe der halben NG an, also 0,1 mBq l⁻¹, sowie

eine mittlere jährliche Trinkwassermenge von $8,25 \times 10^5 \text{ m}^3$ (aus $2260 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ Normalzulauf der Kläranlage, einer Schätzung für 1997), erhält man einen ^{137}Cs -Eintrag von **0,08 MBq a⁻¹**, also eine vernachlässigbare Größe.

Erosion von resuspendiertem ^{137}Cs : Im Materialienband 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.

Die Rechnung ergibt den aktuellen Wert der jährlichen verzögerten Deposition von ^{137}Cs als ca. $6 \text{ Bq m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ im Zeitraum 1996/1997, also sehr wenig im Vergleich zu den schon vorhandenen ca. 40 kBq m^{-2} . Wenn sich diese Aktivität auf einer Fläche ablagert und mit Regenwasser weggeschwemmt wird, befindet sich daher eine gewisse Menge ^{137}Cs im gesammeltem Regenwasser. Die mittlere Regenmenge im Raum Lambach beträgt ca. 1000 mm a^{-1} oder $1000 \text{ l m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Daraus folgt für die ^{137}Cs -Konzentration im Regenwasser ein Mittelwert von 6 mBq l^{-1} .

Es ist also damit zu rechnen, daß im gesammeltem Regenwasser von Dachflächen u. ä. im Raum Lambach im Mittel ungefähr 6 mBq l^{-1} ^{137}Cs enthalten ist. Mit einem jährlichen Regenwasserzufluß von $0,336 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ ergibt sich ein Eintrag von **2,0 MBq a⁻¹**.

Erosion des Inventar- ^{137}Cs : Dieser Beitrag kann als Differenz des gesamten mit den oben genannten Beiträgen berechnet werden. Gemäß Abschnitt 4.2.2.6.b des Materialienbandes ist der jährliche Gesamteintrag ca. $80,9 \text{ MBq a}^{-1}$, daher die Differenz, die auf Erosion aus dem Inventar der nicht befestigten Flächen zurückzuführen ist, ca. **73 MBq a⁻¹**.

^{137}Cs im Filterkuchen: Von Ende November 1996 bis März 1997 wurden vor allem Naßschlamm-Stichproben genommen, danach Filterkuchen-Mischproben. Zur Darstellung einer Zeitreihe (Abb. 26) wurden die Aktivitätskonzentrationen des Naßschlammes auf solche des Filterkuchens umgerechnet.

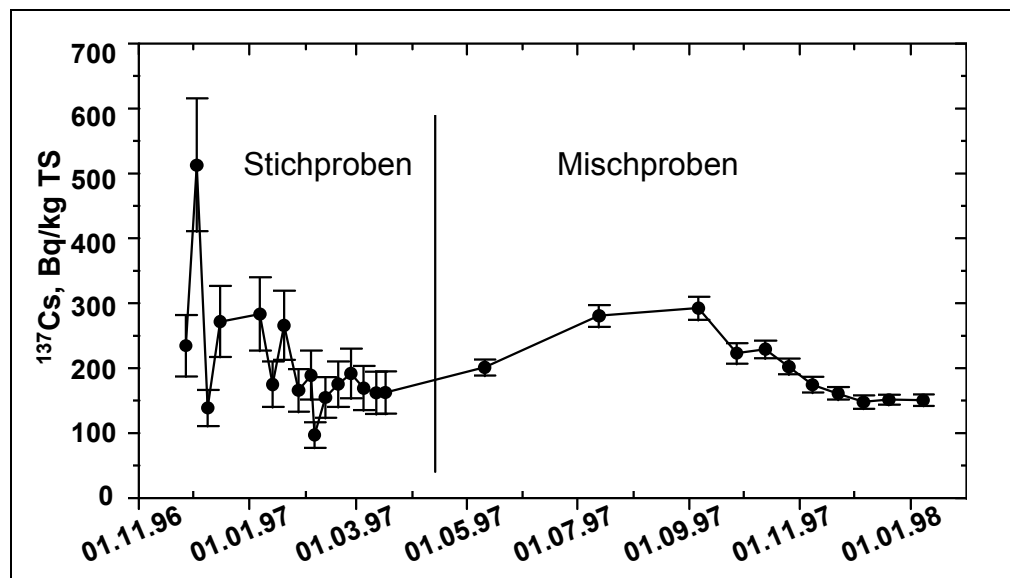


Abb. 26: Zeitverlauf der ^{137}Cs -Kontamination des Filterkuchens aus der KA Lambach

Die relativ hohen Schwankungsbreiten sind durch die Umrechnung von Naßschlamm (Stichproben) auf Filterkuchen (Mischproben) bedingt. Die Meßwerte der Mischproben schwanken zeitlich weniger, typische Werte liegen zwischen 150 und $300 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$, der Mittelwert ist $210 \pm 78 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$.

4.4.3.3 ^{137}Cs im Zu- und Ablauf der Kläranlage

Die Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs im Zu- und Ablauf der Kläranlage bei Regen- und Trockenwetter sind in Abb. 27 zusammengestellt. Im Ablauf ist der ^{137}Cs -Gehalt immer niedriger als im Zulauf.

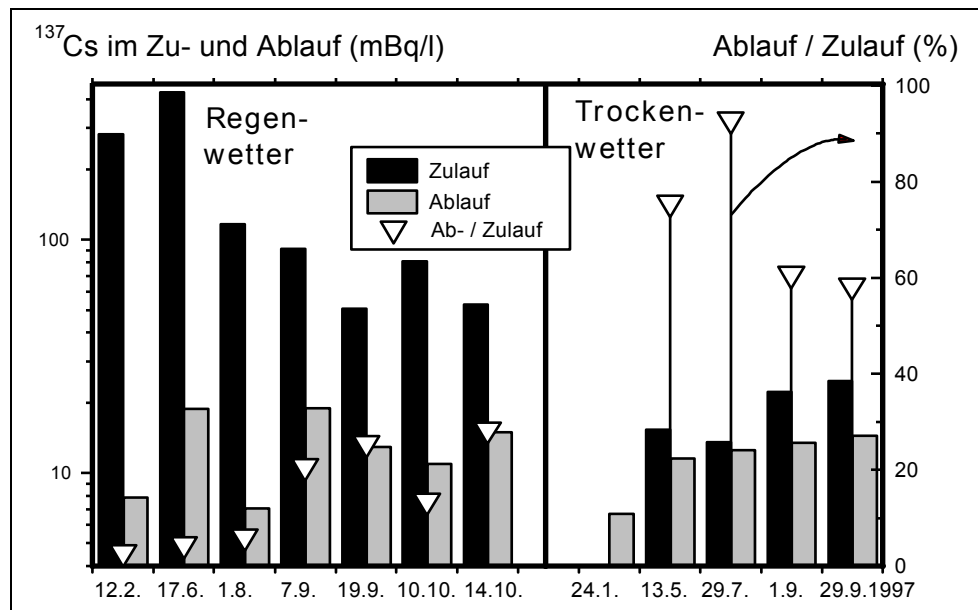


Abb. 27: ^{137}Cs im Ab- und Zulauf bei Regen- und Trockenwetter
(Das Verhältnis Zu- / Ablauf ist auf der rechten y-Achse abzulesen)

Bei Regenwetter beträgt die ^{137}Cs -Konzentration im Zulauf im Mittel 158 mBq l^{-1} (Standardabweichung 144 mBq l^{-1} ; $n=7$), im Ablauf $13,1 \pm 4,8 \text{ mBq l}^{-1}$, das Verhältnis der ^{137}Cs -Konzentrationen in Ab- / Zulauf ist daher etwa 8,3 %.

Bei Trockenwetter sind im Zulauf durchschnittlich $19,1 \pm 5,5 \text{ mBq l}^{-1}$ ($n=4$) enthalten, im Ablauf $13,1 \pm 1,3 \text{ mBq l}^{-1}$, das Verhältnis der ^{137}Cs -Konzentrationen in Ab- / Zulauf ist daher etwa 69 %. Die Ursache für das Auftreten eines untypischen Wertes am 24.1.1997 ist nicht geklärt, er wurde als Ausreißer definiert und nicht in die statistische Auswertung aufgenommen.

Bei Regenwetter treten im Zulauf wesentlich höhere ^{137}Cs -Konzentrationen auf als bei Trockenwetter, während die Konzentration im Auslauf bei Regen- und Trockenwetter etwa gleich ist. Dadurch ist das ^{137}Cs -Verhältnis Ab- / Zulauf bei Regenwetter wesentlich höher als bei Trockenwetter. 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 effizientere Dekontamination bei Regenwetter auf die Abscheidung von größerem Material (z.B. erodiertem Boden) in der ersten (mechanischen) Stufe der Anlage, Sandfang und Vorklärung, zurückzuführen ist. Bei Trockenwetter scheint das eingetragene ^{137}Cs zu einem großen Teil in gelöster Form vorzuliegen, diese Form ist vom mechanischen Klärprozeß nicht wesentlich betroffen und wird daher nicht abgetrennt.

4.4.3.4 ^{137}Cs im Sand

In der Abb. 28 sind die ^{137}Cs -Konzentrationen in Sandproben verschiedener Probenahme-termine dargestellt. Es ist zu erkennen, daß Sand, der während Regenperioden eingetragen wird, höhere Konzentrationen aufweist als der aus Trockenperioden. Aus Betriebs- und Niederschlagsstatistik zeigt sich weiters, daß eine signifikante positive Korrelation zwischen der Menge an eingetragenen Sand, Zuflußmenge und Regenmenge besteht (siehe Materialienband, UBA 1998).

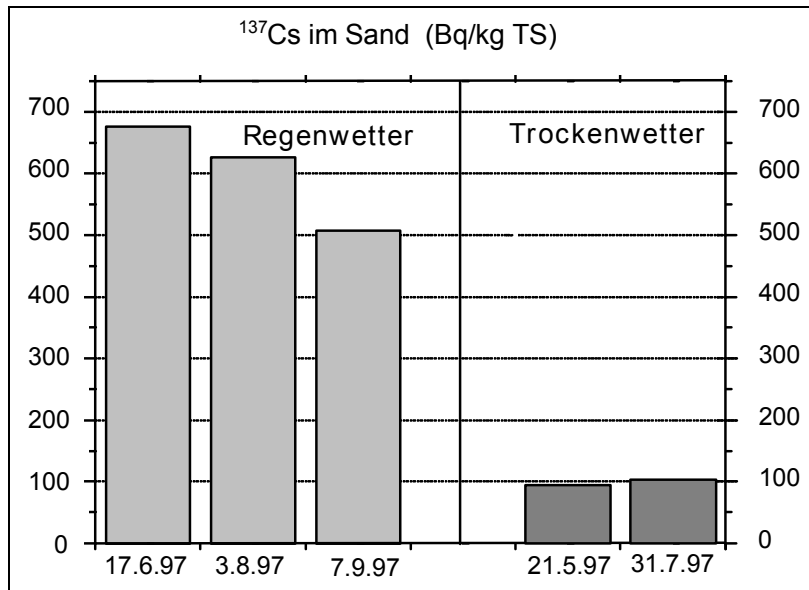


Abb. 28: ^{137}Cs -Gehalte in Sandproben aus dem Sandfang de KA Lambach

Dieser Befund ist ein weiterer Beleg für die Annahme, daß mit Regen eingetragenes, erodiertes Bodenmaterial für die ^{137}Cs -Kontamination des Klärschlammes verantwortlich ist. Möglich ist auch die Mobilisierung von im Kanal abgelagerten kontaminierten Sedimenten (ebenfalls aus Erosion stammend), die vom stärkeren Durchfluß bei Regen mitgerissen und in die Kläranlage eingeschwemmt werden.

4.4.3.5 Regenerereignisse

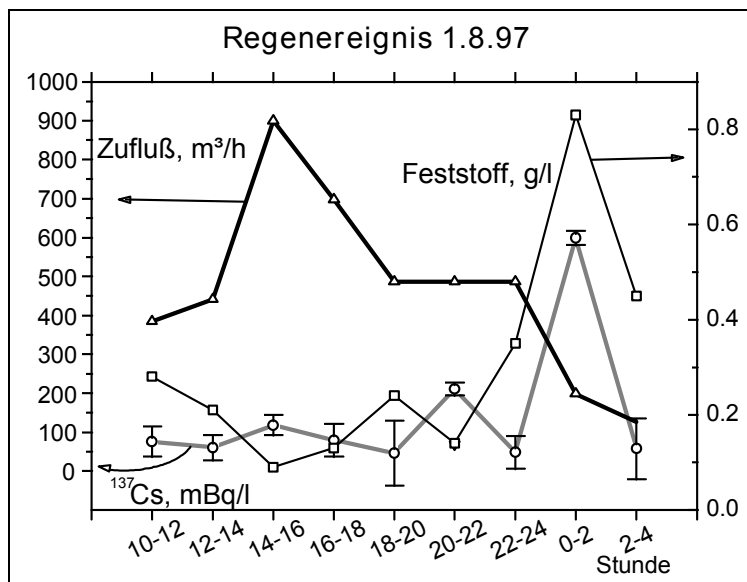


Abb. 29: Zeitlicher Verlauf der Änderung der Zulaufmenge, des Feststoffgehaltes und der ^{137}Cs -Konzentration im Wasser während eines Regenerereignisses in Lambach

Die Abb. 29 zeigt den Verlauf von Zuflußmenge, ^{137}Cs -Konzentration und Feststoffgehalt im Zufluß zur Kläranlage während eines Regenerereignisses.

Durch den starken Regen (Zuflußspitze 14-16 Uhr) wird zunächst vor allem Wasser zugeführt, der Feststoffanteil (g l^{-1}) 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 Material für den ^{137}Cs -Eintrag wesentlich verantwortlich ist.

4.4.3.6 Bilanz des ¹³⁷Cs-Durchsatzes in der Kläranlage

a) ¹³⁷Cs-Fluß in der Kläranlage unter stationären Bedingungen

Zur Ermittlung der ¹³⁷Cs-Frachten in die und aus der Kläranlage wurde ein stark vereinfachtes Modell gemäß Abb. 30 verwendet. Die Meßwerte reichen für eine genauere Modellierung nicht aus. Die Abbildung zeigt die stationäre Situation für Trockenwetter. Es ist zu erkennen, daß der größte Teil (72%) des ¹³⁷Cs in diesem Fall in den Vorfluter abläuft und nur 28% der Aktivität in den Filterkuchen übergeht.

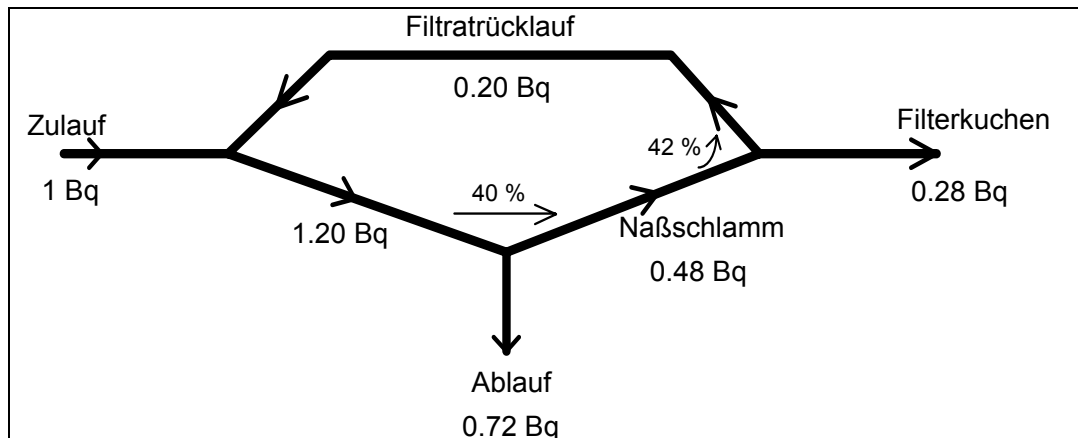


Abb. 30: Stationäres Modell: ¹³⁷Cs-Fluß bei Trockenwetter in der KA Lambach

b) ¹³⁷Cs-Jahresfrachten

Aus den Betriebsstatistiken wurden mittlere monatliche Durchsätze von Zu- und Abfluß, Filterkuchen und Sand abgeleitet. Aus verbundenen Ab- und Zuflußdaten wurde dafür ein Ab-/Zuflußverhältnis gebildet und daraus mittlere Abflußmengen abgeleitet. Die Werte der Variablen zur Berechnung sind in Tab. 10 zusammengestellt.

Tab. 10: Eingangsparmeter zur Berechnung der ¹³⁷Cs-Fracht für die Kläranlage Lambach
(n: Anzahl der Einzelwerte; AM: arithmetisches Mittel; SD: Standardabweichung)

| Variable | Einheit | n | AM | ± SD |
|-----------------------------------|---------------------------------------|----|------|------|
| Zulaufmenge | 10 ³ m ³ /Monat | 60 | 94 | 22 |
| Verhältnis Ab : Zulaufmenge | % | 29 | 96,0 | 5,4 |
| daraus Ablaufmenge | 10 ³ m ³ /Monat | | 90,5 | 21,4 |
| ¹³⁷ Cs im Ablauf | Bq/m ³ | 11 | 12,6 | 4,1 |
| Filterkuchenmenge | m ³ /Monat | 34 | 50,8 | 11,2 |
| ¹³⁷ Cs im Filterkuchen | Bq kg ⁻¹ TS | 27 | 210 | 78 |
| Sandmenge | t FS/Monat | 59 | 6,2 | 3,1 |
| ¹³⁷ Cs im Sand | Bq kg ⁻¹ TS | 6 | 432 | 265 |

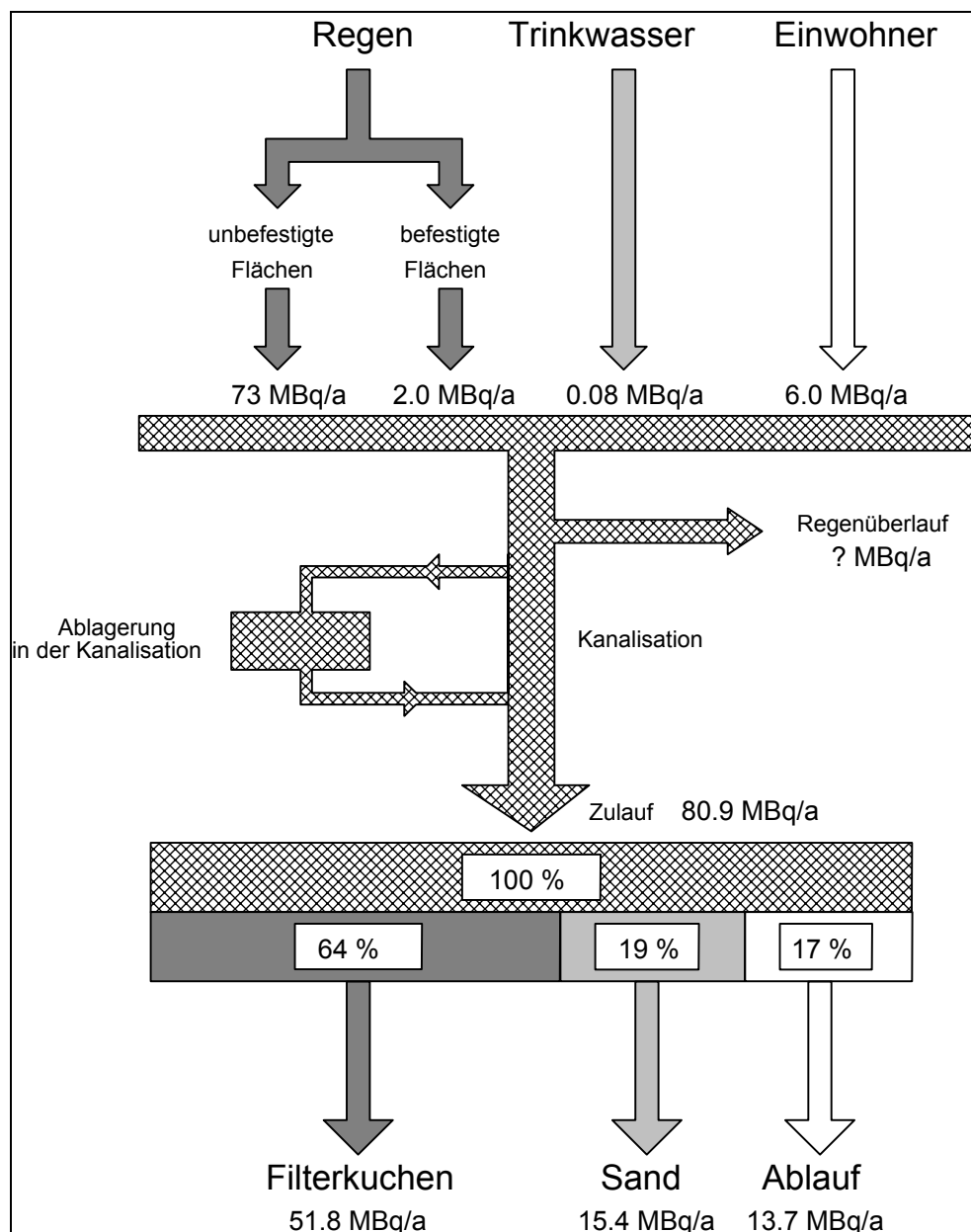
Die Werte von Durchsatz und ¹³⁷Cs-Gehalt des Sandes weisen relativ hohe Schwankungen auf (Sand aus Trocken- und Regenwetterzulauf ist deutlich unterschiedlich belastet), dagegen sind die Belastungen von Filterkuchen und Ablauf verhältnismäßig zeitlich konstant. Aus den Werten ergeben sich folgende extrapolierte ¹³⁷Cs-Mengen (Tab. 11):

Tab. 11: Jährliche ^{137}Cs -Frachten in der Kläranlage Lambach

| | |
|--------------|------------------------------------|
| Ablauf | $13,7 \pm 5,5 \text{ MBq a}^{-1}$ |
| Filterkuchen | $51,8 \pm 22,8 \text{ MBq a}^{-1}$ |
| Sand | $15,4 \pm 13,5 \text{ MBq a}^{-1}$ |
| Zulauf | $80,9 \pm 27,1 \text{ MBq a}^{-1}$ |

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

Abb. 31 zeigt das Ergebnis graphisch. 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 durch Regenwasser unterstreicht.

Abb. 31: ^{137}Cs -Bilanz der Kläranlage Lambach4.4.3.7 ^{137}Cs -Austragsraten aus der Kläranlage

Oben wurde der ¹³⁷Cs-Eintrag in die Kläranlage, der aus der Erosion von unbefestigten Flächen stammt, als etwa $73 \pm 28 \text{ MBq a}^{-1}$ berechnet. Auf der Fläche, von der die Erosion stattfindet, befindet sich ein Inventar von 140 GBq; daraus ergibt sich eine ¹³⁷Cs-Austragsrate (gelöst und partikulär) von $5,2 \pm 2,0 \cdot 10^{-4} \text{ a}^{-1}$.

Da die ¹³⁷Cs-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:

$$E = (6,7 \pm 2,6) \cdot 10^{-4} \text{ a}^{-1}$$

Im Bereich Lambach ist die Austragsrate also etwa eine Größenordnung höher als in den anderen beiden Untersuchungsgebieten. Eine Ursache könnte der höhere Anteil an landwirtschaftlich genutzten Flächen, die aufgrund maschineller Bodenbearbeitung und nicht permanenter Vegetationsdecke eher zu Bodenerosion neigen, sein.

4.4.4 Ergebnisse aus der Untersuchung anderer Kläranlagen

4.4.4.1 Linz-Asten

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 Faulschlamm (ca. 200 m³/d) wird in Asten auf einer Deponie gelagert (zum Teil in gepreßtem Zustand).

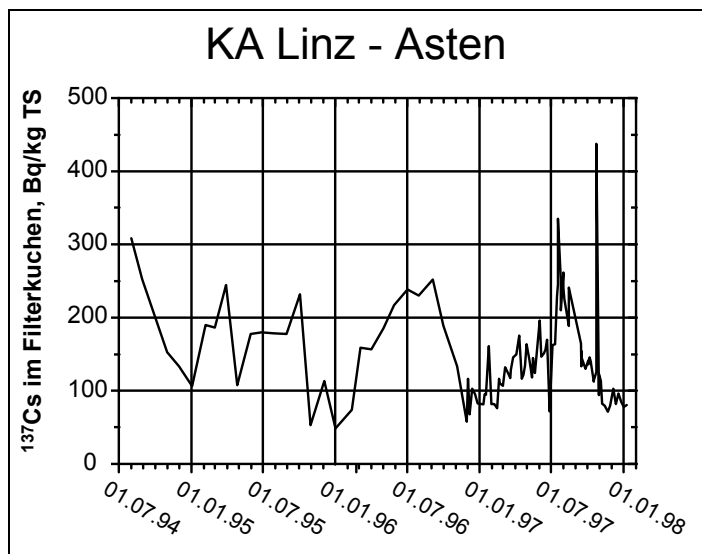


Abb. 32: ¹³⁷Cs im Klärschlamm der Anlage Linz-Asten

geschätzt werden. Für den Zeitraum 1995-1996 ergibt sich für ¹³⁷Cs bei einem Zulauf von $4,8 \text{ GBq a}^{-1}$ und einem Ablauf von $2,4 \text{ GBq a}^{-1}$ ein Dekontaminationsfaktor (1-Ablauf/Zulauf) von 0,5. Der entsprechende Wert für die Anlage Lambach beträgt 0,83. Die Ursache dieses Unterschiedes ist nicht geklärt, er könnte in einer unterschiedlichen Zusammensetzung der Abwässer liegen (höherer gelöster Anteil in Linz) oder in Unterschieden beim Reinigungsprozeß des Abwassers.

4.4.4.2 Mattig-Hainbach

Abb. 32 zeigt den Zeitverlauf der Klärschlammbelastung mit ¹³⁷Cs für den Zeitraum von Mitte 1994 bis Ende 1997. Der Mittelwert beträgt in dieser Zeit:

$$148 \pm 65 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS (n = 103)}.$$

Hinweise auf Zyklizität der Klärschlammbelastung sind zu erkennen, zwischen erster und zweiter Jahreshälfte zeigen sich deutliche Unterschiede (bis zum Verhältnis 5 : 1), wobei im Sommer höhere ¹³⁷Cs-Werte gemessen wurden.

Aus den Meßwerten von ¹³⁷Cs im Zu- und Ablauf der Anlage (siehe Materialienband) und den protokollierten Zu- und Ablaufmengen kann die jährliche ¹³⁷Cs-Fracht

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 kann dabei derzeit bis zu 4000 m³ d⁻¹, in Zukunft bis 8000 betragen. Im Einzugsgebiet, das sich ungefähr zwischen Straßwalchen, Schneegattern und Mattighofen erstreckt, leben etwa 15000 Menschen (RHV MATTIG-HAINBACH 1986). Das Fließschema ist dem der KA Lambach sehr ähnlich.

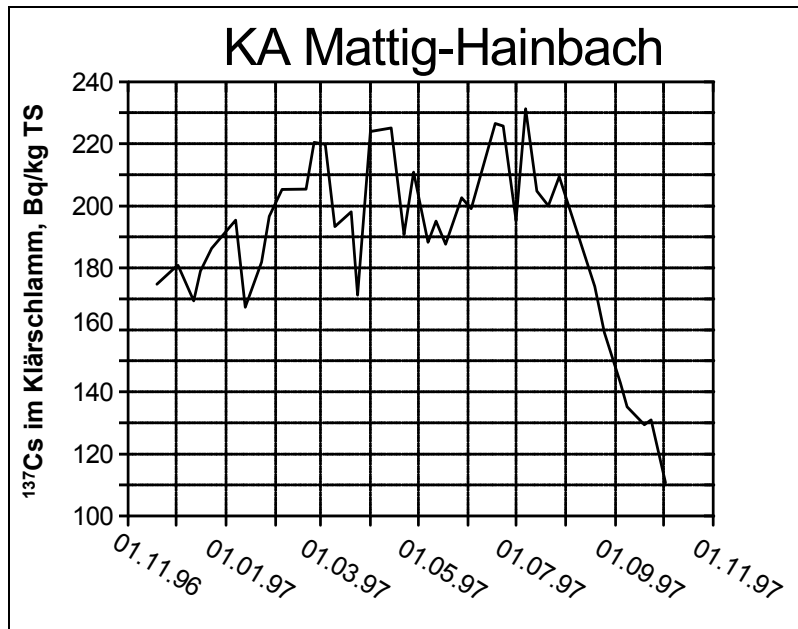


Abb. 33: ¹³⁷Cs in Klärschlammproben, Bezugsdatum 1.1.1997

Abb. 33 zeigt den zeitlichen Verlauf der ¹³⁷Cs-Klärschlammbelastung. Von Beginn der Untersuchung (Nov. 96) bis Sommer 1997 ist ein tendenzieller Anstieg der ¹³⁷Cs-Konzentration zu beobachten, danach ein starker Rückgang. Eine Interpretation dieses Phänomens ist aufgrund des kurzen Beobachtungszeitraumes nicht möglich.

Der mittlere ¹³⁷Cs-Gehalt in den Proben beträgt

$188 \pm 29 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$ (n = 40).

4.4.4.3 Kläranlage Wien

Seit etwa Anfang 1986 liegen von der BALUF Wien gemessene Werte der ¹³⁷Cs-Klärschlammbelastung der KA Wien vor. In Abb. 34 ist der Zeitverlauf der ¹³⁷Cs-Werte dargestellt. Der Mittelwert seit Anfang 1992 beträgt $16 \pm 14 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$ mit leicht fallender Tendenz.

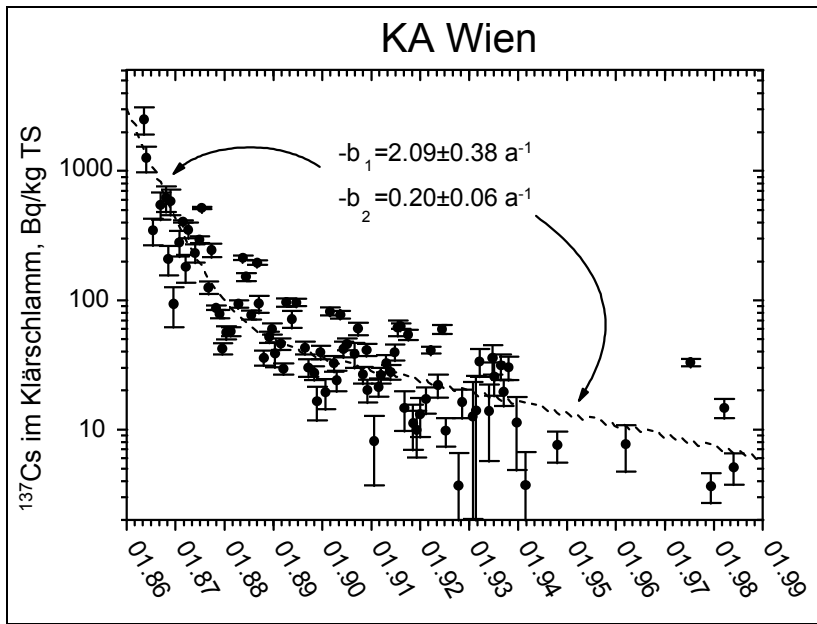


Abb. 34: ¹³⁷Cs in Klärschlammproben der Jahre 1986 bis 1998 aus der Kläranlage Wien

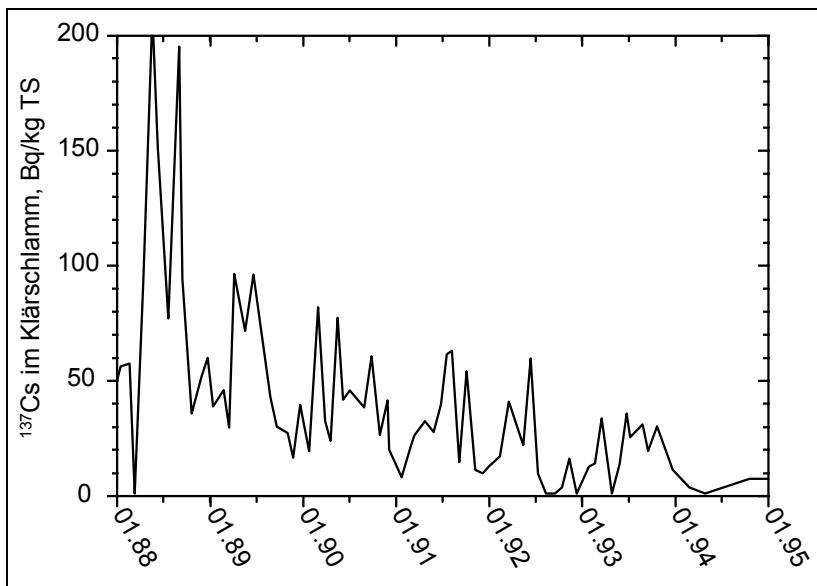


Abb. 35: Darstellung der saisonalen Variation der Klärschlammbelastung in der KA Wien

Der Zeitverlauf kann mit dem Modell von Abschnitt 4.4.7 mit den Abklingkonstanten gemäß Abb. 34 beschrieben werden. Das kurzfristige Verhalten (dominant bis ca. 1988), $b_1 = -2,09 \text{ a}^{-1}$ ist dem Mittelwert vieler Anlagen (-2,4; siehe Kap. 4.4.6) sehr ähnlich, langfristig fällt die Klärschlammbelastung in Wien mit $b_2 = -0,20 \text{ a}^{-1}$ langsamer als im Mittel (-0,53). Innerhalb von 10 Jahren seit dem Fallout (1.5.1986) ist die Klärschlammbelastung daher um einen Faktor von ca. 150 gefallen.

Die saisonale Variation läßt sich aus einem Ausschnitt der Datenreihe (hier 1988-1995 gewählt) gut erkennen, der Trend ist in Abb. 35 dargestellt.

Das Verhältnis der ¹³⁷Cs-Gehalte aus Proben des Winter bzw. Sommerhalbjahres beträgt ungefähr 4 : 1, diese Zahl stimmt mit dem Ergebnis aus der Kläranlage Linz / Asten überein, der Trend ist wegen der längeren Datenreihe hier allerdings besser erkennbar.

4.4.5 Zusammenhang von Klärschlamm- und Bodenbelastung

In österreichischen Kläranlagen wurden seit 1986 wiederholt die ¹³⁷Cs-Belastungen in Klärschlamm gemessen. Abb. 36 zeigt eine qualitative, graphische Darstellung von Meßwerten seit etwa 1993. Das Muster der Klärschlammbelastung ist jenem der Bodenbelastung (siehe Abb. 1) weitgehend ähnlich.

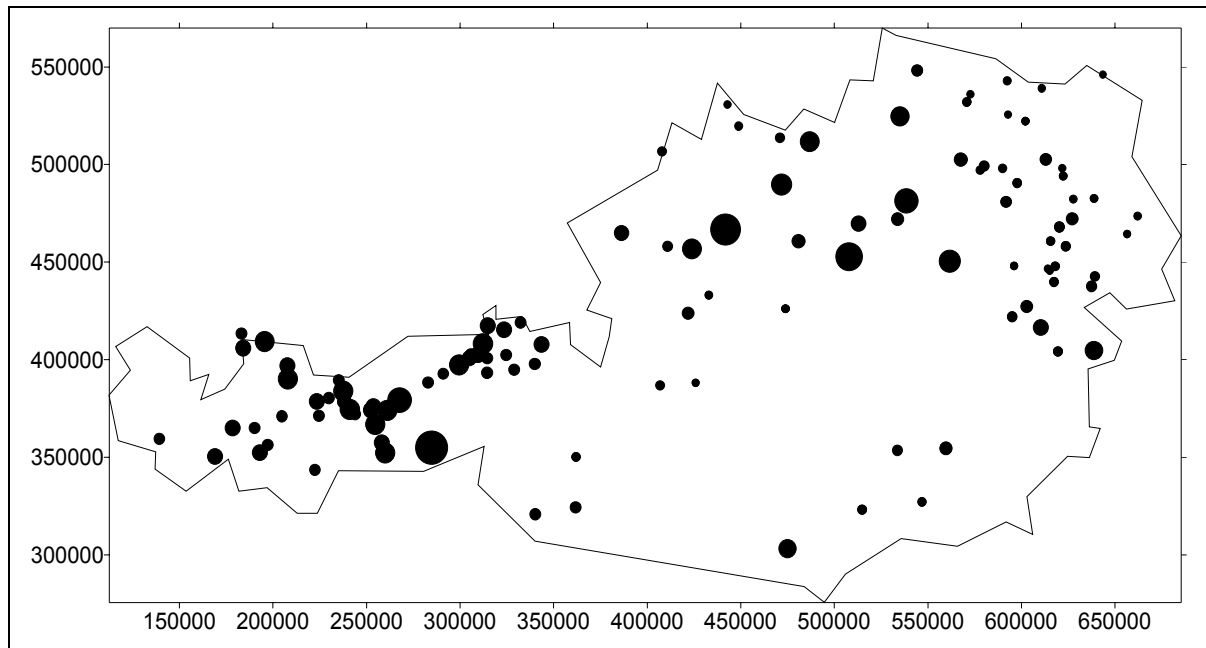


Abb. 36: ^{137}Cs -Belastung von Klärschlammes aus österreichischen Anlagen (Zeitraum 1993-1997; Koordinaten: Lambert (m))

Diese Beobachtung läßt sich untermauern, wenn man den Zusammenhang der Klärschlammbelastung an einem Ort mit der Bodenbelastung (ermittelt durch Interpolation aus der Cäsium-Bodenkarte) quantitativ untersucht. Abb. 37 zeigt den rechnerischen Zusammenhang (Regression durch 0) von Klärschlamm- und Bodenbelastung.

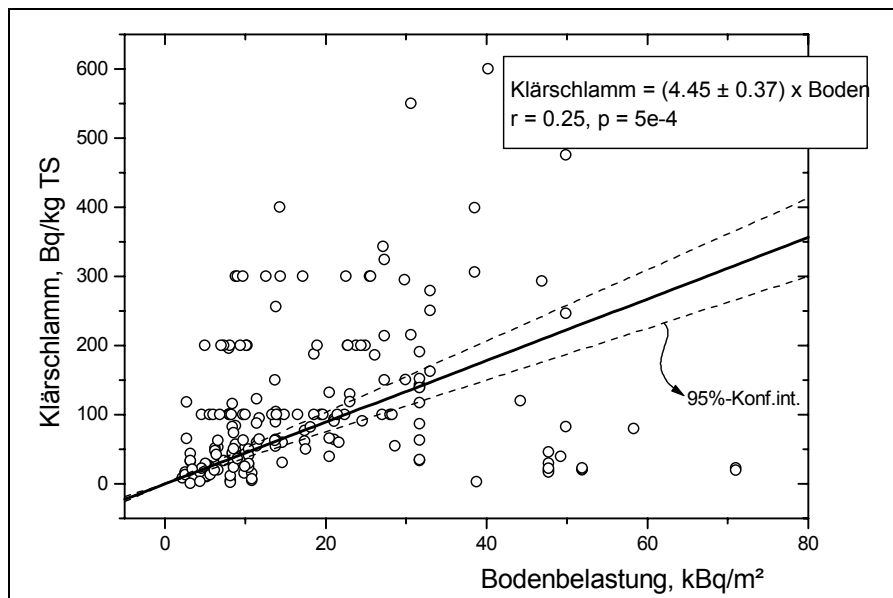


Abb. 37: Zusammenhang von Klärschlamm- und Bodenbelastung

Bei der Interpretation dieses Zusammenhanges ist zu berücksichtigen, daß es sich bei den Klärschlamm- und Bodenbelastungsdaten meistens um Stichproben handelt, deren Repräsentativität nicht bekannt ist (siehe die Zeitreihen aus Lambach, Asten und Mattig-Hainbach); die Bodenwerte sind die aus der Bodenkarte für den Kläranlagen-Standort interpolierten Werte, die wegen der regionalen Variabilität wiederum nicht unbedingt für das Einzugsgebiet der Anlage repräsentativ sein müssen. Trotz dieser Unsicherheitsfaktoren ist ein hochsignifikanter

Zusammenhang zu erkennen, was eine weitere Unterstützung der Ausgangshypothese liefert, daß ¹³⁷Cs in Klärschlamm aus erodiertem Bodenmaterial des KA-Einzugsgebietes stammt.

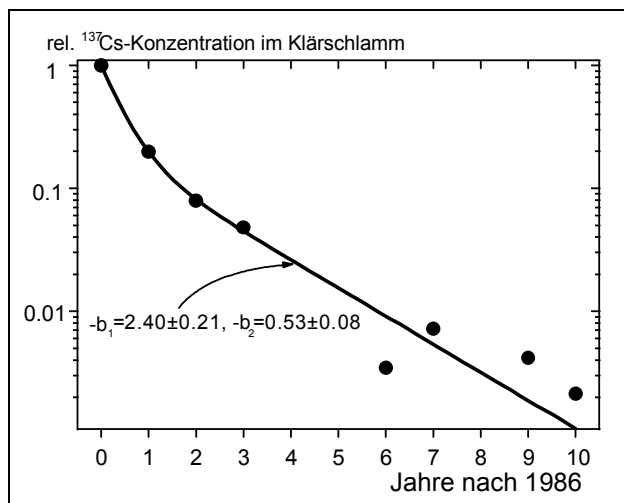
4.4.6 Zeitverlauf der Klärschlammbelastung

Die oben berechnete Austragsrate ist eine Schätzung für die Zeit 10 bis 11 Jahre nach Deposition des Tschernobyl-Fallout. Es ist anzunehmen, daß die Austragsrate, definiert als $E = \text{jährlicher Austrag} : \text{Inventar} (a^{-1})$ eine Funktion der Zeit ist, da sich die Verteilung des ¹³⁷Cs in den Böden verändert, aus denen es erodiert wird. Zwei Faktoren dürften für die zeitliche Veränderung vor allem ausschlaggebend sein:

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

Da die Austragsrate aus den genannten Gründen abnimmt, sind die hier gemessenen Werte nicht konservativ.

Leider stehen nicht viele Daten über den Zeitverlauf der Klärschlammbelastung zur Verfügung. Die für die folgende Analyse verwendeten Daten stammen aus der Tabelle im Anhang des Materialienbandes. In Abb. 38 werden als Datensatz die relativen (auf den Wert von 1986 normierten) Klärschlammbelastungen verwendet. Das Modell der Ausgleichskurve ist dabei



$$y = a_1 \exp(b_1 t) + a_2 \exp(b_2 t)$$

Aus der Abb. 38 ist zu erkennen, daß die ¹³⁷Cs-Konzentration im Klärschlamm 10 Jahre nach dem Fallout um einen Faktor > 500 unter jenen kurz nach dem Fallout-Ereignis liegen können. Der zeitliche Verlauf der ¹³⁷Cs-Abnahme ist durch eine rasche Anfangsphase (HWZ: 0,3 a) und ein deutliches Abflachen der Abklingkurve 1-2 Jahre nach dem Depositionsereignis auf eine Halbwertszeit von ca. 1,3 Jahre gekennzeichnet. Diese zweiteilige Abklingkurve ähnelt in ihrem Verlauf auch dem zeitabhängigen Verhalten der ¹³⁷Cs-Konzentration in Donau-

Abb. 38: Zeitverlauf der normierten Klärschlammbelastung

wasser (siehe Abb. 19). Während die Halbwertszeiten für die anfängliche, rasche Abklingphase in den ersten 15 Monaten ungefähr übereinstimmen (0,5 bzw. 0,3 Jahre), nimmt die Konzentration im Klärschlamm deutlich rascher ab (HWZ: 1,3 Jahre) als jene in Wasserproben der Donau (HWZ: 5 Jahre).

Aufgrund der zeitlichen Veränderung ist die in dieser Untersuchung als Momentaufnahme ermittelte ¹³⁷Cs-Austragsrate aus Kläranlagen sicher nicht als konservative Abschätzung anzusehen, der ermittelte Wert gibt die Situation 11 Jahre nach dem Fallout-Ereignis wieder.

4.4.7 Diskussion

Die Frage ob das ¹³⁷Cs im Klärschlamm auf Bodenerosion mit Regenwasser zurückzuführen

ist, kann aufgrund der vorliegenden Ergebnisse positiv beantwortet werden. Zusammengefaßt sprechen folgende Argumente dafür:

- Im Zulauf der Kläranlage ist die ^{137}Cs -Konzentration bei Regen höher als bei Trockenwetter;
- Während Regenereignissen ist ein Anstieg der ^{137}Cs -Konzentration im Zulauf zu beobachten;
- Die Menge des eingetragenen Sandes und der absetzbare Anteil im Zulauf steigen mit der Zulaufmenge;
- Die ^{137}Cs -Konzentration im Sand ist in Regenperioden höher als in Trockenperioden.

Es zeigt sich aus der Analyse von Klärschlammdaten verschiedener Anlagen, daß ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Belastung des Klärschlammes und der Kontamination des Bodens der Umgebung besteht; ein weiterer Beleg für die Bedeutung der Erosion.

Auch wenn zur Erosion nur eine relativ kleine Fläche zur Verfügung steht, können sich im Klärschlamm doch beträchtliche Mengen an ^{137}Cs akkumulieren. Etliche Jahre nach dem Fallout sind die ^{137}Cs -Konzentrationen nicht besorgniserregend, doch ist zu bedenken, daß in der Zeit kurz nach einem Fallout ^{137}Cs mobiler und stärker an der Oberfläche konzentriert ist, sodaß es effizienter erodierbar ist. Nach 10 Jahren kann die ^{137}Cs -Kontamination im Klärschlamm einige 100 mal niedriger sein als kurz nach dem Fallout.

Qualitativ kann der Weg der verschiedenen Fraktionen des ^{137}Cs durch die Kläranlage wie in Abb. 39 gezeigt angenommen werden; die genauere, quantitative Untersuchung war im Rahmen des Projektes nicht möglich.

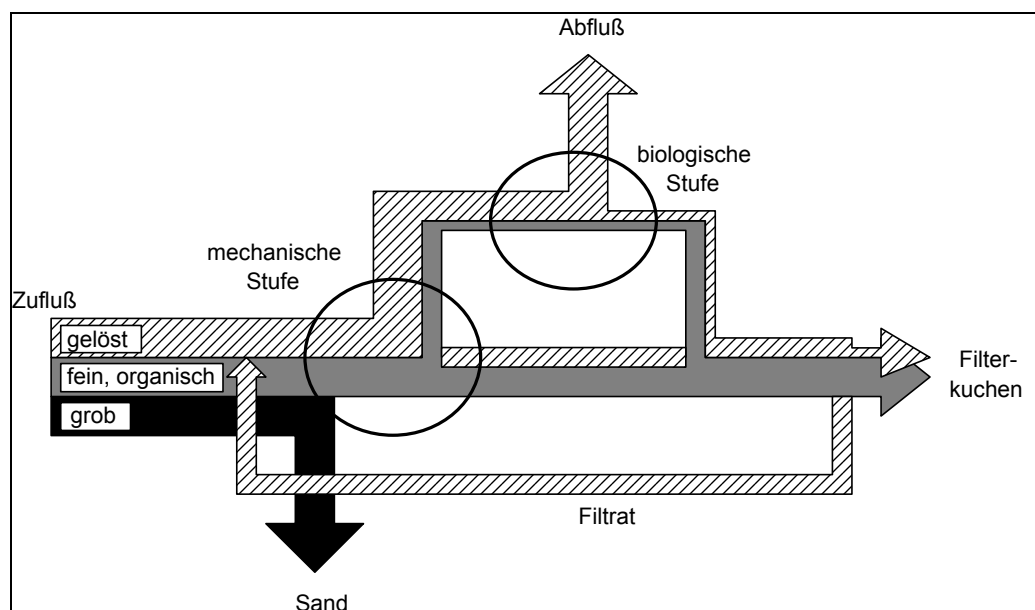


Abb. 39: Schema der Fraktionierung von ^{137}Cs in der Kläranlage

Einige interessante Fragestellungen, die aufgrund der beschränkten Projektdauer nicht aufgeklärt werden konnten sind die Beschreibung der ^{137}Cs -Flüsse und -Verteilung innerhalb der Kläranlage, ebenso wie der Einfluß von Anlagenparametern (Schlammalter usw.) auf den Dekontaminationsgrad.

Die hier untersuchten Zeitreihen der Klärschlammbelastung zeigen, abgesehen vom langfristigen Zeitverhalten, möglicherweise eine jahreszeitliche Zyklizität, deren genauere

Erfassung für die Bewertung von Stichprobenwerten von ¹³⁷Cs in Klärschlamm wichtig wäre.

4.5 Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen

Im vorliegenden Projekt wurden Austragsraten für ¹³⁷Cs aus drei sehr unterschiedlichen Wassereinzugsgebieten bestimmt. Die mittleren Werte sind in Tab. 12 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, 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. 12 zeigen, daß vergleichsweise große Mengen an ¹³⁷Cs 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 ein geringerer Radiocäsiumaustrag aus dem Untersuchungsgebiet statt, was aufgrund der geringen Löslichkeit von Cäsium in kalkhaltigem Wasser zu erwarten ist. Hier ist der Verlust von ¹³⁷Cs 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. 12 angeführte Austragsrate (der Anteil des Gesamtinventars ¹³⁷Cs, 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 auf Basis des Bodeninventars und ¹³⁷Cs-Konzentrationen in Oberflächengewässern errechnet, sondern als Differenzbetrag aus der bekannten Eintragsmenge in die Kläranlage abzüglich der Mengen verschiedener bekannter Eintragspfade (¹³⁷Cs in Hausabwässern). 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. 12: Vergleich der errechneten ¹³⁷Cs-Austragsraten aus Untersuchungsgebieten

| Projektteil | | Austragsrate x 10 ⁻⁶ a ⁻¹ |
|--------------------|--|--|
| Weinsberger Wald | ¹³⁷ Cs gelöst in Wasser | 70 |
| | ¹³⁷ Cs in der Schwebstofffracht | 40 |
| Trauneinzugsgebiet | ¹³⁷ Cs gelöst in Wasser | 8 |
| | ¹³⁷ Cs in der Schwebstofffracht | 64 |
| Umgebung Lambach | Eintrag in die Kläranlage | 670 |

Insgesamt ist der ¹³⁷Cs-Austrag in allen drei Untersuchungsgebieten verglichen mit der Abnahme durch physikalischen Zerfall (23000 x 10⁻⁶) unbedeutend. Die im Oberflächenwasser

gemessenen ^{137}Cs - Konzentrationen liegen in allen untersuchten Gewässern unter dem für Trinkwasser empfohlenen Richtwert von 1,85 Bq pro Liter (BKA 1991).

Die im Rahmen des Projektes gemessenen Klärschlammproben wiesen folgende mittlere ^{137}Cs -Gehalte (bezogen auf das Probenahmedatum) auf:

| | |
|------------------|---|
| Lambach: | $229 \pm 91 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$ (Maximum: 550) |
| Asten/Linz: | $150 \pm 56 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$ |
| Mattig/Hainbach: | $188 \pm 29 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$ |

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 in der Dosisabschätzung gezeigt werden konnte, führt auch die Ausbringung von höher kontaminiertem Klärschlamm (7400 Bq kg^{-1}) 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 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 11 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.

5 LITERATUR

- AICHBERGER, K. (unter Mitarbeit von H. Döberl, A. Eibelhuber, J. Froschauer und G. Hofer) (1995). Die Ergebnisse einer Untersuchung von Wirtschaftsdüngern in Oberösterreich. Schriftenreihe der Abteilung Umweltschutz 7/95; Hrsg. Amt der Oö. Landesregierung, Linz, 1995"
- ALLEN, P. (1997). Persönliche Mitteilungen des Amt der NÖ Landesregierung. unveröffentlicht.
- AMT DER OÖ LANDESREGIERUNG (1996). Interne Mitteilung. Oö Messungen 1994/95.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1993), Abt.VIh-SG Siedlungswasserwirtschaft. Untersuchung der Radioaktivität in Klärschlämmen im Zeitraum 1992/93.
- ANDERSSON, T., NILSSON, A., JANSSON, M. (1990): Coloured substances in Swedish Lakes and Rivers - Temporal Variation and Regulating Factors. In: ALLARD, B., BOREN, H., GRIMVALL, A. (eds.): Humic substances in the aquatic and terrestrial environment. Proceedings of an Int. Symposium Aug. 21-23, 1989; Linköping, Sweden p. 243-253 Gustav Springer Verlag Berlin
- BALU (1995). Radioaktivitätsmessungen von Kompost und Faulschlamm - interne Mitteilung.

- 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 (1991): Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1988 und 1989. Daten und Bewertung. Forschungsbericht 2/91. Wien: Bundeskanzleramt, Sekt. VII (Strahlenschutz).
- BKA (1997): Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1994 und 1995. Daten und Bewertung. Forschungsbericht 3/97. Wien: Bundeskanzleramt, Sekt. VII (Strahlenschutz).
- BMGSK (BM f. Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz) (1994): Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1990 und 1991, Daten und Bewertung. Beiträge: Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung, Strahlenschutz 1/94
- BMGU 1993. Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1992 und 1993, Daten und Bewertung. Forschungsberichte-Sektion III.
- BMLF (1993): in: Hydrographisches Zentralbüro (Herausgeber): Hydrographisches Jahrbuch
- BMLF (1997): Bericht über die Lage der österreichischen Landwirtschaft 1996. 38. Grüner Bericht. Wien: Bundesministerium für Land- u. Forstwirtschaft.
- CARBOL, P. (1993): Specification and Transport of Radionuclides from the Chernobyl Accident within the Gidea Site. PhD thesis Chalmers University of Technology Göteborg. Bibliotekets Reproservice CTH Göteborg
- 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.
- DEUTSCHE KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG (1992): AbfklärV vom 15. April 1992, BRD, BGBl. I S. 912
- GERZABEK, M.H., F. STREBL, B. TEMMEL (1988): Plant uptake of radionuclides in lysimeter experiments. *Environmental Pollution* 99, 93 - 103
- GERZABEK, M.H., KUNSCH, B. (1990): OECOSYS - Modellierung des Radionuklidtransfers in der Nahrungskette. OEFZS-Bericht 4548. Seibersdorf: Österr. Forschungszentrum Seibersdorf.
- GERZABEK, M.H. (1992): Modellierung des Radionuklid-Transfers zum Menschen unter besonderer Berücksichtigung des radioökologischen Modells OECOSYS. OEFZS—4614 (Sonderdruck aus: Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 121(1991): 51-63
- 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 biofuel power plants. *J. Environ. Radioactivity*, v. 31(1), 103 - 117.
- HZB 1993: Hydrographischer Dienst in Österreich: Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 1993 (101. Band). Hg. Hydrographisches Zentralbüro im Zentralbüro im Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien 1996.
- 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.
- IRLWECK K. (1991): Distribution of ¹³⁷⁽¹³⁴⁾Cs in Lake Sediments from Mondsee (Austria) before and after the Chernobyl Accident. *Radiochimica Acta* 52/53 (1991). 233-236.
- JÄGER, U., STEINER, A. (1996): Kompostierung in Oberösterreich. Schriftenreihe Umweltschutz 002/96. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung.
- KARG, V. (1997). Persönliche Mitteilungen des BALUF Wien und des BALU Graz. unveröffentlicht.
- 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.
- LBGI (58/1988): Amt der NÖ Landesregierung (Hrsg): Niederösterreichisches Gesetz über die Aufbringung von Klärschlamm und Müllkompost auf landwirtschaftliche Böden
- MARINGER, F.J. (1994): Das Verhalten von Radionukliden im Wasser, Schwebstoff und Sediment der Donau. Diss. TU Wien.

- MARINGER, F.J., Jachs, P (1996): On the radioecology of the River Danube - a new approach for dating solid particles. Arch. Hydrobiol. Suppl 113 (Large Rivers 10). Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart. 389-395.
- MARINGER, F.J., RAMER, A. (1998): Radiometrische Charakterisierung von Sedimenten und Schwebstoffen der Donau. Forschung im Verbund Schriftenreihe, Bd. 39. Wien (in Vorbereitung).
- 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, R., KLEMP, 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
- MORTVEDT, J.J. (1994): Soil-plant relationships of radioactive elements. Health Physics, 11: 1325-1332
- MURDOCK, R.N., JOHNSON, M.S., HEMINGWAY, J.D., JONES, S.R. (1995): The distribution of radionuclides between the dissolved and particulate phases of a contaminated freshwater stream. Environmental Technology 16, 1-12
- OHNO, T., HESS, C.T. (1994). Levels of ^{137}Cs and ^{40}K in wood ash-amended soils. Sci. Total Environ. 152; 119-123.
- 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 Forstrechtsabteilung
- 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.
- SCHMITZER (1998): persönliche Mitteilung
- 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 Oberöstr. Landesregierung.
- 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.
- STREIT, B. (1992): Lexikon der Ökotoxikologie. VCH Verlagsgesellschaft Weinheim
- THIRY, Y., VANDECASTEELE, C.M. CREMERS, A. (1996): Ability of specimen vermiculitic minerals to fix radiocaesium: effect of the chemical environment. Mitteilungen d. Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft 53, 93-100
- UBA (1994): Kontamination durch radioaktiven Fallout im Bundesland Salzburg und in angrenzenden Teilen von Oberösterreich. UBA Report 94-101
- UBA (1995). Analytische Untersuchung von Klärschlämmen. UBA-BE-046.
- UBA (1997): Zur Situation der Verwertung und Entsorgung des kommunalen Klärschlammes in Österreich. UBA-Monographie, Bd. 95, Wien
- UBA (1998): Wechselwirkung zwischen Radiocäsium-Bodenkontamination und Hydrosphäre. UBA - Materialienband BE-111
- UBA (1998, in Vorbereitung): Das Verhalten von Radiocäsium in einem Agrarökosystem.
- UBA und BMGK (1996): Die Cäsiumbelastung der Böden Österreichs. UBA-Monographie, Bd. 60, 2. erweiterte Auflage, Wien
- VIERTEL, H., BÜNGER, TH., RÜHLE, H. (1994). Radioaktive Stoffe in Reststoffen und Abfällen. Bundesamt für Strahlenschutz, BRD.

6 ANHANG

6.1 Tabellenverzeichnis

| | |
|---|----|
| Tab. 1: Ermittlung der Folge-Effektivdosis nach Ingestion ¹³⁷ Cs-belasteter Nahrungsmittel für ausgewählte Bodenkontaminationswerte..... | 13 |
| Tab. 2: Flächenbelegung und Aktivitätskonzentrationen in Ackerboden und Klärschlamm | 14 |
| Tab. 3: Prozentwerte der errechneten TF-Werte für jährliche Klärschlammgabe unter Annahme einer 40% Erhöhung der Cäsium-Aufnahme aus dem Klärschlamm | 14 |
| Tab. 4: Änderung der ¹³⁷ Cs-Bodenkontaminationswerte durch jährliche Klärschlammdüngung (1000 Bq m ⁻²), physikalischen Zerfall und Bodenauswaschung innerhalb von fünf Jahren | 15 |
| Tab. 5: ¹³⁷ Cs-Inventar und Flächenkontaminationswerte in den Teilflächen des Weinsberger Waldes (Bezugsdatum 1.5.1986)..... | 23 |
| Tab. 6: ¹³⁷ Cs -Austrag über Oberflächenwasser und Bodeninventar bezogen auf 1997 sowie errechnete ¹³⁷ Cs-Austragsraten (¹³⁷ Cs in flüssiger + fester Phase) in den Einzugsgebieten der Zubringer des Prinzbaches | 25 |
| Tab. 7: ¹³⁷ Cs in gelöster und schwebstoffgebundener Form in der Traun und einzelnen Nebenflüssen und daraus abgeleitete Austragsraten | 28 |
| Tab. 8: Statistische Kenngrößen von 14 analysierten Sedimentproben aus Fließgewässern im Trauneinzugsgebiet..... | 29 |
| Tab. 9: Aktivitätstransport im Wasser und Schwebstoff der..... | 34 |
| Tab. 10: Eingangparameter zur Berechnung der ¹³⁷ Cs-Fracht für die Kläranlage Lambach | 42 |
| Tab. 11: Jährliche ¹³⁷ Cs-Frachten in der Kläranlage Lambach | 43 |
| Tab. 12: Vergleich der errechneten ¹³⁷ Cs-Austragsraten aus Untersuchungsgebieten | 50 |

6.2 Abbildungsverzeichnis

| | |
|---|----|
| Abb. 1: Karte der ¹³⁷ Cs-Bodenkontaminationswerte in Österreich und Lage der Untersuchungsgebiete dieser Studie..... | 4 |
| Abb. 2: Zeitverlauf der ¹³⁷ Cs-Belastung im Klärschlamm - Österreich (alle Werte auf sind auf einen Trockensubstanzgehalt von 5% umgerechnet)..... | 6 |
| Abb. 3: Zeitverlauf der ¹³⁷ Cs-Belastung im Klärschlamm - Österreich (alle Werte sind auf einen Trockensubstanzgehalt von 5% umgerechnet)..... | 7 |
| Abb. 4: Verteilungen der ¹³⁷ Cs-Aktivitäten von Aschenproben aus Oberösterreich 1996 | 8 |
| Abb. 5: ¹³⁷ Cs-Aktivität von Kompostproben, Oberösterreich, 1996 | 9 |
| Abb. 6: Lineares Gleichgewichts-Transfermodell (schematisch) zur Ermittlung der Strahlenexposition durch ¹³⁷ Cs-Kontamination von Boden und Nahrungskette..... | 12 |
| Abb. 7: Durchschnittlicher Jahresverzehr an Lebensmitteln bei Erwachsenen..... | 12 |
| Abb. 8: Wertschöpfung aus landwirtschaftlichen Produkten in Oö für 1994 | 12 |
| Abb. 9 Einfluß von Klärschlammdüngung auf den Dosisbeitrag von Schweinefleisch..... | 16 |
| Abb. 10: Beiträge verschiedener Nahrungsmittel zur Ingestionsdosis | 16 |

| | |
|--|----|
| Abb. 11: Lage der Entnahmestellen für Boden (+,▲) und Wasserproben (▲) in den Teileinzugsgebieten 1 - 5 des Prinzbaches (Weinsberger Wald)..... | 22 |
| Abb. 12: ^{137}Cs - Gesamtbelastung von Oberflächengewässern des Weinsberger Waldes (mBq l^{-1}) als Summe der ^{137}Cs -Werte von flüssiger Phase und Schwebstoffen..... | 24 |
| Abb. 13: Vergleich des mittleren Anteils an ^{137}Cs in der gelösten Phase von Wasserproben aus dem Weinsberger Wald | 24 |
| Abb. 14: Wasserführung, Schwebstofffracht und -konzentration der Traun bei Ebensee vor der Einmündung in den Traunsee. | 27 |
| Abb. 15: Entnahmestellen für Sediment- und Wasserproben im Untersuchungsgebiet der Traun | 27 |
| Abb. 16: Kornsummenkurven ausgewählter Sedimente aus der Traun und Nebenflüssen..... | 29 |
| Abb. 17: Spezifische Aktivität und Aktivitätsanteil der einzelnen Kornfraktionen an einer ausgewählten Sedimentprobe | 29 |
| Abb. 18: ^{137}Cs Tiefenverteilung in zwei Sedimentkernen aus dem Traunsee..... | 30 |
| Abb. 19: Zeitlicher Verlauf des Wasserdurchflusses und der ^{137}Cs -Aktivität von Sediment-Monatsmischproben der Donau bei Wien-Nußdorf | 32 |
| Abb. 20: Zeitlicher Verlauf der ^{137}Cs -Aktivität von Sediment-Monatsmischproben, Donau, Wallsee, Str.km. 2094,5..... | 33 |
| Abb. 21: Abhängigkeit der spezifischen ^{137}Cs -Aktivität von der Sedimentkorngröße, ermittelt von Sedimentproben der Donau und Zubringer..... | 33 |
| Abb. 22: Zeitlicher Verlauf der ^{137}Cs -Konzentration von Donauwasser-Monatsmischproben, Greifenstein, Str.km. 1949,2 | 34 |
| Abb. 23: Verbandsgebiet der oberösterreichischen Kläranlage Lambach | 36 |
| Abb. 24: Schematische Darstellung der Kläranlage Lambach und Entnahmestellen für analysiertes Probenmaterial..... | 37 |
| Abb. 25: Schema der Ein- und Austragspfade bei der Kläranlage Lambach | 38 |
| Abb. 26: Zeitverlauf der ^{137}Cs -Kontamination des Filterkuchens aus der KA Lambach..... | 39 |
| Abb. 27: ^{137}Cs im Ab- und Zulauf bei Regen- und Trockenwetter | 40 |
| Abb. 28: ^{137}Cs -Gehalte in Sandproben aus dem Sandfang de KA Lambach..... | 41 |
| Abb. 29: Zeitlicher Verlauf der Änderung der Zulaufmenge, des Feststoffgehaltes und der ^{137}Cs -Konzentration im Wasser während eines Regenereignisses in Lambach..... | 41 |
| Abb. 30: Stationäres Modell: ^{137}Cs -Fluß bei Trockenwetter in der KA Lambach | 42 |
| Abb. 31: ^{137}Cs -Bilanz der Kläranlage Lambach | 43 |
| Abb. 32: ^{137}Cs im Klärschlamm der Anlage Linz-Asten | 44 |
| Abb. 33: ^{137}Cs in Klärschlammproben, Bezugsdatum 1.1.1997 | 45 |
| Abb. 34: ^{137}Cs in Klärschlammproben der Jahre 1986 bis 1998 aus der Kläranlage Wien..... | 46 |
| Abb. 35: Darstellung der saisonale Variation der Klärschlammbelastung in der KA Wien..... | 46 |
| Abb. 36: ^{137}Cs -Belastung von Klärschlammes aus österreichischen Anlagen | 47 |
| Abb. 37: Zusammenhang von Klärschlamm- und Bodenbelastung | 47 |
| Abb. 38: Zeitverlauf der normierten Klärschlammbelastung | 48 |
| Abb. 39: Schema der Fraktionierung von ^{137}Cs in der Kläranlage..... | 49 |