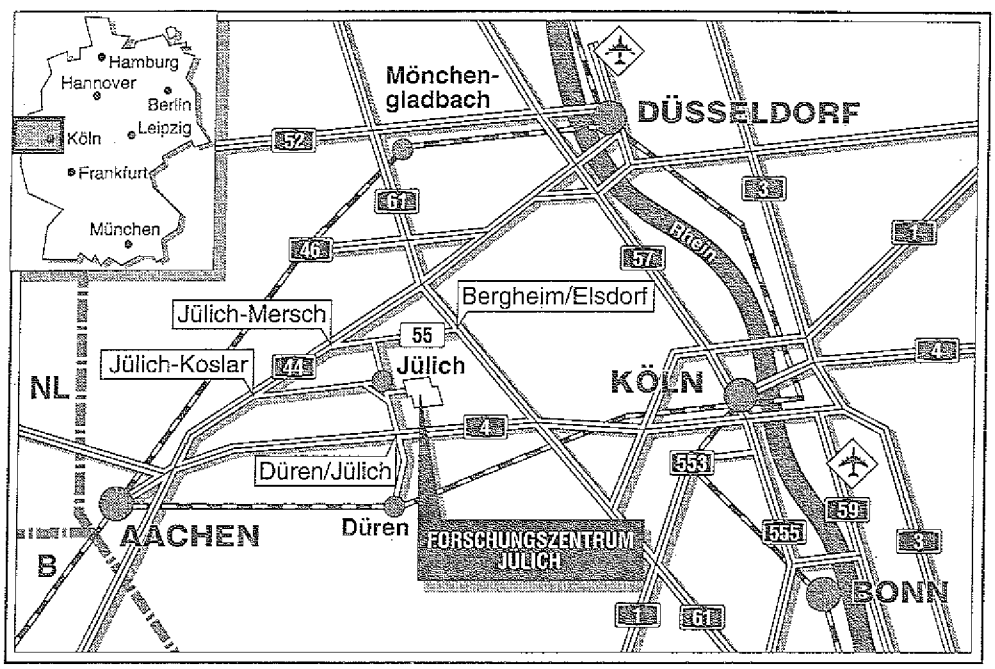
FORSCHUNGSZENTRUM JÜLICH GmbH

Institut für Radioagronomie

Untersuchungen zum Transfer des durch den Reaktorunfall von Tschernobyl abgelagerten Radiocäsiums vom Boden in die Pflanze

Michael Bilo



Berichte des Forschungszentrums Jülich ; 2546
ISSN 0366-0885
Institut für Radioagronomie Jül-2546
D 21 (Diss. Universität Tübingen)

Zu beziehen durch: Forschungszentrum Jülich GmbH · Zentralbibliothek
Postfach 1913 · D-5170 Jülich · Bundesrepublik Deutschland
Telefon: 02461/61-6102 · Telefax: 02461/61-6103 · Telex: 833556-70 kfa d

Untersuchungen zum Transfer des durch den Reaktorunfall von Tschernobyl abgelagerten Radiocäsiums vom Boden in die Pflanze

Michael Bilo

Vorwort

Meinem Doktorvater, Herrn Prof. Dr. K.-H. Pfeffer, danke ich herzlich für die Überlassung des Themas und die jederzeit gewährte Unterstützung und Hilfe.

Ebenso herzlich danke ich Herrn Prof. Dr. F. Führ. Er ermöglichte mir die Erstellung der vorliegenden Arbeit am Institut für Radioagronomie des Forschungszentrums (KFA) Jülich GmbH, übernahm das Korreferat, und war darüberhinaus stets Ansprechpartner für eine Vielzahl von fachlichen Fragen.

Herrn Dr. W. Steffens danke ich für die Betreuung der Arbeit und die Hilfsbereitschaft insbesondere im Rahmen des Lysimeterversuchs.

Mein Dank geht auch an Herrn W. Mittelstaedt, der vor allem in experimentellen und meßtechnischen Fragen ein kompetenter Kollege war, und dadurch einen wichtigen Beitrag zum Entstehen der Arbeit leistete.

Frau I. Lock und Herrn Dr. K. Heinemann, Abteilung Sicherheit und Strahlenschutz der KFA Jülich, danke ich ganz besonders für die unkomplizierte und freundliche Hilfe bei der Messung der zahlreichen Proben aus dem Lysimeterversuch.

Den Herren P. Jansen und W. Meyer, Zentralinstitut für angewandte Mathematik der KFA Jülich, gilt mein Dank für die Beratung bei statistischen Fragen und die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

Für die zahlreichen nützlichen und interessanten Diskussionen bei der Konzeption der Arbeit, insbesondere zu bodenkundlichen Themen, bedanke ich mich bei Herrn Dr. W. Kerpen.

Herrn Dr. G. Welp, Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn, bin ich zu Dank verpflichtet für die sorgfältige Kaliumanalyse mehrerer Bodenproben, die die Grundlage für die Bestimmung der Zählausbeute bei der ^{40}K-Messung darstellten.

Zahlreiche Damen und Herren in den technischen Diensten, der Zentralbibliothek, und dem Zentralinstitut für angewandte Mathematik der KFA Jülich, haben ihren Teil am Entstehen dieser Arbeit beigetragen. Auch für diese, häufig selbstverständlich erscheinende Hilfe, danke ich.

Die Bürgerinnen und Bürger der Gemeinde Tannheim in Oberschwaben haben mir durch ihre Gastfreundschaft den Aufenthalt während der Geländearbeiten in angenehmer Erinnerung bleiben lassen. Die Landwirte ermöglichten mir die Probenahme auf ihren Feldern. Ihnen allen sei auf diesem Weg nochmals für die konstruktive Zusammenarbeit ganz herzlich gedankt.

Abstract

In 1988 and 1989 soil and winter cereals were sampled in Upper Swabia and North Rhine-Westphalia (NRW) in order to measure the radionuclides ^{134}Cs, ^{137}Cs and ^{40}K contained in them. Transfer factors Soil-to-Plant (TF_{SP}) were determined for radiocaesium in the grain and straw of winter barley and winter wheat. TF_{SP} are defined by the ratio of the concentration of a radionuclide in fresh plant material to its concentration in dry soil. These factors are of particular interest for long-lived radionuclides because of the possible additional radioactive dose received from consuming contaminated foodstuffs.

Due to the low deposition of radiocaesium in NRW after the Chernobyl accident of about 2500 Bq $^{137}Cs/m^2$ and 720 Bq $^{134}Cs/m^2$, radiocaesium was not detectable in cereals from NRW and the calculation of TF_{SP} was impossible. In contrast to this, a deposition of about 44,100 Bq $^{137}Cs/m^2$ and 13,500 Bq $^{134}Cs/m^2$ was calculated for the vicinity of Tannheim, a village in Upper Swabia. Nevertheless, the content of radiocaesium in grain from Upper Swabia was found to be more than one hundred times lower than that of natural ^{40}K. TF_{SP} for radiocaesium were determined for cereals from the three investigated soil types: Kalkvega (FAO classification: Calcaric Fluvisol), Braunerde (Cambisol) and Parabraunerde-Pseudogley (Luvisol-Planosol). The total variation in TF_{SP} from 54 sampling sites was a factor of 43 (grain) and 18 (straw). However, the values did not reach the calculation basis of the German Regulatory Guide of 0.05 (*Allgemeine Berechnungsgrundlage*). The maximum TF_{SP} for $^{134/137}Cs$ in grain of 0.026 is clearly below that limit. The detection of a possible uniform behaviour of radiocaesium in the respective soil type as well as the definition of "typical" TF_{SP} for the well delimited soil types is masked due to the varying nutrient status of arable soils. The variation of TF_{SP} can be explained almost completely by the content of exchangeable and plant-available potassium in the soil. Other soil parameters like pH-value, organic matter content or soil texture did not show any influence on the TF_{SP} because they did not reach extreme values. In contrast to these soil parameters, the potassium content is a less consistent, fast changing soil property. A simple non-linear regression using an exponential model on the exchangeable potassium content in soil explains 57 % of variance of TF Soil-to-Grain for samples from 1988 and 79 % of variance of TF Soil-to-Grain for the 1989 harvest.

In the time after the Chernobyl accident a drastic increase of radioactivity in sewage sludge was observed in Upper Swabia. In the Tannheim sewage plant a radiocaesium content of about 12,500 Bq/kg dry matter was measured. In order to obtain further information on the possible radioecological consequences of using this sewage sludge as fertilizer a lysimeter study was carried out with application of the contaminated sewage sludge. Radioactivity in soil and several crops was measured for the growing periods 1989 and 1990. Although the soil type ("worst-case model") could have led one to expect high TF_{SP} the increase of radiocaesium in plants was quite small. A higher uptake of radiocaesium by plants is caused by varying the potassium contents of the soil rather than by the application of the contaminated sewage sludge.

Kurzfassung

In den Jahren 1988 und 1989 erfolgte eine Entnahme von Boden und Wintergetreide in Oberschwaben und Nordrhein-Westfalen (NRW), um diese Proben auf ihren Gehalt an ^{134}Cs, ^{137}Cs und ^{40}K zu analysieren. Für Radiocäsium in Korn und Stroh von Wintergerste und Winterweizen wurden Transferfaktoren Boden-Pflanze (TF_{BP}) bestimmt. TF_{BP} sind definiert als das Verhältnis der spezifischen Radioaktivität in Pflanzenfrischmasse zur spezifischen Radioaktivität im Trockenboden. Insbesondere für langlebige Radionuklide sind diese Werte von besonderem Interesse, da sie auch langfristig über den Verzehr kontaminierter Nahrung zur radioaktiven Dosis beitragen können.

Aufgrund der geringen Deposition von Radiocäsium in NRW infolge des Reaktorunfalls von Tschernobyl (2500 Bq $^{137}Cs/m^2$, 720 Bq $^{134}Cs/m^2$) konnte Radiocäsium in nordrhein-westfälischem Getreide nicht nachgewiesen werden. Eine Bestimmung von TF_{BP} war somit nicht möglich. Demgegenüber wurde für die Gegend um Tannheim in Oberschwaben eine Deposition von ca. 44100 Bq $^{137}Cs/m^2$ und 13500 Bq $^{134}Cs/m^2$ errechnet. Trotz der hohen Depositionswerte lag der Radiocäsiumgehalt in Getreidekorn um einen Faktor 100 unter dem natürlichen Gehalt an ^{40}K. Für Getreide von den drei untersuchten Bodentypen Kalkvega, Braunerde und Parabraunerde-Pseudogley wurden TF_{BP} für Radiocäsium bestimmt. Die Gesamtvariation der TF_{BP} von insgesamt 54 Standorten lag bei einem Faktor 43 (Korn) bzw. 18 (Stroh). Der TF_{BP} der *Allgemeinen Berechnungsgrundlage* für Radiocäsium von 0,05 wurde in keinem Fall erreicht. Der höchste TF_{BP} für Korn lag mit 0,026 deutlich unter der Berechnungsgrundlage. Ein möglicherweise einheitliches Verhalten des Radiocäsiums in den jeweiligen Bodentypen bzw. die Angabe "typischer" TF_{BP} für die klar unterscheidbaren Bodentypen wurde durch unterschiedliche Nährstoffgehalte der ackerbaulich genutzten Böden überdeckt. Die Variation der TF_{BP} kann fast ausschließlich durch den Gehalt an austauschbarem und pflanzenverfügbarem Kalium im Boden erklärt werden. Andere Bodenparameter (pH-Wert, Humusgehalt, Korngrößenverteilung) zeigten wegen fehlender Extremwerte keinen Einfluß auf die TF_{BP}. Demgegenüber steht der Nährstoff Kalium als eine sich relativ schnell ändernde Größe. Eine einfache nicht-lineare Regression mit einem Exponentialmodell zum austauschbaren Kaliumgehalt des Bodens erklärt 57 % der Varianz der TF Boden-Korn für die Proben von 1988 und 79 % der Varianz für die Ernte 1989.

In der Zeit nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl wurde in Oberschwaben eine deutliche Erhöhung der Radioaktivität in Klärschlämmen verzeichnet. Im Klärwerk Tannheim wurde ein Radiocäsiumgehalt von 12500 Bq/kg TS gemessen. Um weitergehende Informationen über die radioökologischen Auswirkungen einer Klärschlammdüngung zu erhalten, wurde im Rahmen eines Lysimeterversuchs der kontaminierte Klärschlamm ausgebracht. Die Radioaktivität in Boden und Pflanzen wurde in den Vegetationsperioden 1989 und 1990 gemessen. Obwohl der eingesetzte Boden ("worst case") hohe TF_{BP} erwarten ließ, wurde nur eine geringe Erhöhung des Radiocäsiumgehaltes in den Pflanzen verzeichnet. Eine erhöhte Aufnahme von Radiocäsium durch Pflanzen wird eher durch unterschiedliche Kaliumgehalte des Bodens als durch die Aufbringung des kontaminierten Klärschlamms verursacht.

Inhaltsverzeichnis

Verzeichnis der Abbildungen

Verzeichnis der Tabellen

1.0 Einleitung und Problemstellung

Seit der Nutzung der Kernenergie für friedliche wie auch militärische Zwecke werden künstlich erzeugte Radionuklide in die Biosphäre emittiert, die das Spektrum der natürlichen Radionuklide erweitern und die Radioaktivität erhöhen. Die Radioökologie beschreibt Ausbreitungsmechanismen verschiedener Radionuklide sowie den Umfang ihrer An- oder Abreicherung in Teilbereichen der Biosphäre, um die potentiellen Risiken durch ionisierende Strahlung aufgrund anthropogener Radioaktivität abschätzen zu können. Im Hintergrund der Untersuchungen steht die Forderung nach Minimierung der zivilisatorischen Strahlenexposition sowie die Einhaltung bestimmter Grenzwerte.

Eine wichtige Kenngröße zur Beschreibung der Ausbreitungsmechanismen von Radionukliden im Ökosystem ist der Transferfaktor Boden-Pflanze (TF_{BP}), der den Umfang der Aufnahme eines Radionuklids aus dem Boden in die Pflanze beschreibt. Gerade für langlebige Radionuklide stellt der TF_{BP} eine wichtige Größe dar, da der Boden im Falle einer Kontamination zunächst eine Senke, langfristig jedoch selbst nach Einstellung der Immission zu einer Quelle von Radionukliden in der Nahrungskette werden kann. Die TF_{BP} dienen zur Abschätzung der über die Ingestion kontaminierter Nahrungsmittel erhaltenen langfristigen Dosis, die auf die Freisetzung von Radionukliden durch den Routinebetrieb oder infolge eines Störfalls in kerntechnischen Anlagen zurückzuführen ist.

Seit Jahrzehnten erfolgen Untersuchungen zu TF_{BP} verschiedener Radionuklide in unterschiedlichen Pflanzenarten von einer Vielzahl an Böden, die mit zugesetzter Radioaktivität in Labor- oder Freilandversuchen in Kontrollbereichen durchgeführt werden. Darüberhinaus beschäftigten sich andere Arbeiten mit dem Verhalten der Radioaktivität, die durch Fallout und Washout der oberirdischen Bombenversuche in den fünfziger und sechziger Jahren abgelagert wurde. Im Gegensatz zu diesen experimentellen Arbeiten wurden nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl erstmals Untersuchungen von TF_{BP} für Radionuklide nach einer störfallbedingten, großflächigen Ablagerung unter natürlichen Bedingungen durchgeführt. Die Kommission der Europäischen Gemeinschaften initiierte innerhalb ihres Strahlenschutzprogramms ein Projekt zur Überprüfung von TF_{BP} der Post-Tschernobyl-Zeit unter den verschiedensten ökologischen Gegebenheiten in Europa, um sie mit den bisher bekannten Werten aus älteren Arbeiten zu vergleichen.

Vor diesem Hintergrund wurden für die vorliegende Arbeit Untersuchungen zu TF_{BP} in einer durch den Reaktorunfall von Tschernobyl hoch kontaminierten Region Oberschwabens durchgeführt. Die Auswahl des Gebietes ergab sich durch die für diese Arbeit definierten Voraussetzungen. Die Problemstellung lag in der Frage nach der Differenzierbarkeit von typischen TF_{BP} für Radiocäsium in verschiedenen geoökologischen Raumeinheiten, sowie nach der Beeinflussung dieser TF_{BP} durch variierende chemische und physikalische Bodenparameter bzw. den Bodentyp als übergeordnetes Klassifizierungsmerkmal. Die klar zu unterscheidende Geomorphologie des Arbeitsgebietes mit gut abgrenzbaren Bodentypen ließ die Gegend um Tannheim in Oberschwaben als geeignet erscheinen. Darüberhinaus war durch die relativ hohe Kontamination der Region eine gute Nachweisbarkeit insbesondere von

Radiocäsium in Boden und Pflanze gewährleistet. Gerade das ^{137}Cs stellt aufgrund seiner relativ langen physikalischen Halbwertszeit, seines großen Anteils an der Radioaktivität des Tschernobyl-Fallouts, und seiner radioökologischen Relevanz ein Leitnuklid des für den Tschernobyl-Fallout typischen Radionuklidspektrums dar. Um bei der genannten Problemstellung eine Beeinflussung der TF_{BP} durch Pflanzeneffekte zu minimieren, erfolgten die Radioaktivitätsmessungen ausschließlich für Getreide. Durch die Beschränkung auf Winterweizen und Wintergerste sind sowohl individuelle Unterschiede einzelner Pflanzen wie auch Einflüsse durch unterschiedliche Entwicklungsstadien der Pflanzen gering. Neben der Untersuchung der Abhängigkeit der TF_{BP} für Radiocäsium von zahlreichen Bodenparametern kann die Ermittlung von TF_{BP} in der untersuchten Region auch zu allgemeineren ökologischen Aussagen führen. Die Radioisotope des Cäsiums stellen einen sensiblen radioökologischen Tracer dar, der auch für zahlreiche geomorphologische, bodenkundliche und landschaftsökologische Fragen eingesetzt werden kann.

Während der Geländearbeiten wurde die Frage nach der Verwendung eines radioaktiv kontaminierten Klärschlamms aus der kommunalen Kläranlage des Abwasserzweckverbandes Aichstetten-Aitrach-Tannheim aufgeworfen. Um bei der Frage nach einer möglichen Erhöhung der Radioaktivität in Kulturpflanzen durch Einsatz des kontaminierten Klärschlamms als Dünger praxisnahe Empfehlungen geben zu können, wurde der Klärschlamm in einem als "worst case" konzipierten Lysimeterversuch, vergleichbar der landwirtschaftlichen Praxis, als Dünger verwendet. Im Kontrollbereich des Instituts für Radioagronomie des Forschungszentrums (KFA) Jülich GmbH erfolgte die Ausbringung hoher Klärschlammengen auf einen Boden, der extrem hohe TF_{BP} erwarten ließ. Die im Bereich der Pflanzenschutzmittelforschung und der Radioökologie erprobten Lysimeterversuche lassen bei mehrjähriger Versuchsdauer Aussagen zu, die den natürlichen Bedingungen im Feld entsprechen und somit gut in die Praxis zu übertragen sind. Die tatsächliche Messung der Kontamination der in den Lysimetern angebauten Pflanzen ist Grundlage der für die Praxis wichtigen hohen Akzeptanz der Ergebnisse. Diese Akzeptanz ist bei der ebenfalls möglichen theoretischen Abschätzung der Pflanzenkontamination unter Zugrundelegung vorgegebener TF_{BP} nicht zu erreichen.

Nur die interdisziplinäre Kooperation innerhalb der Radioökologie ermöglichte in der Folgezeit der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl eine sinnvolle Forschung, die den Grundsätzen des Strahlenschutzes nach Vermeidung jeder unnötigen Strahlenexposition und zweckmäßiger Verminderung vorhandener Strahlenexposition folgt. Der Unfall verlangte ungewollt und ungeplant die kurzfristige Überprüfung des wissenschaftlichen Status quo. Die Fähigkeit, neue wissenschaftliche Erkenntnisse aus der gegebenen Situation zu gewinnen wurde ebenso gefordert wie das Vermögen, flexibel auf die neue Lage zu reagieren. Die Zusammenarbeit verschiedener natur- und ingenieurwissenschaftlicher Disziplinen konnte vor diesem Hintergrund neue Ergebnisse erzielen, und mit diesem Wissen auch ältere Erkenntnisse neu bewerten und in die aktuellen Arbeiten einfließen lassen.

2.0 Literaturübersicht

2.1 Das Verhalten von Cäsium im Boden

Cäsium liegt als das einzig natürliche Isotop in stabiler Form als ^{133}Cs in Konzentrationen bis zu ca. 5 mg/kg im Boden vor und stellt das unedelste und somit reaktionsfreudigste aller Metalle dar. Hinzu kommen radioaktive Isotope mit physikalischen Halbwertszeiten zwischen 0,19 s und 2,3 Millionen Jahren (LIESER, 1980). Das Aktivierungsprodukt ^{134}Cs und das Spaltprodukt ^{137}Cs sind mit 2,06 und 30,17 Jahren Halbwertszeit die Isotope mit größter radioökologischer Relevanz.

Durch den Fallout und Washout aus Emissionen oberirdischer Kernwaffenversuche wurden in den fünfziger und sechziger Jahren verschiedene Radionuklide abgelagert, von denen insbesondere das ^{137}Cs heute im Boden den Hauptanteil darstellt (BUNZL, 1987). In geringerem Umfang werden ^{134}Cs und ^{137}Cs durch den routinemäßigen Betrieb kerntechnischer Anlagen emittiert (GANS, 1987). Die größte Deposition an Radiocäsium auf den Boden erfolgte für weite Bereiche Europas durch den Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986.

Der Boden spielt als Senke sowohl für die Bioverfügbarkeit im Ökosystem wie auch für die Verlagerung des Radiocäsiums eine wichtige Rolle. Beide Bereiche werden durch Wechselwirkungen des Cäsiums mit Bodenbestandteilen stark beeinflußt, von denen die Sorptionsvorgänge und die Fixierung in Tonmineralen die entscheidenden Prozesse darstellen.

2.1.1 Sorption und Fixierung

2.1.1.1 Tonminerale

In mineralischen Böden spielen die Tonminerale als Austauscher (Sorbentien) für Ionen eine wichtige Rolle. Die Bindungsstärke des Cäsiums an einem Tonmineral wird durch die Stellung des Cäsiums in der lyotropen Reihe der Alkalien gekennzeichnet:

$$Li^+ < Na^+ < K^+ < Rb^+ < Cs^+$$

Die Größe des Cäsiumions wie auch die damit verbundene geringe Hydratationsenergie bedingen dessen hohe Sorptionsstärke im Vergleich zu anderen Kationen.

Neben Wertigkeit und Hydratationsenergie spielt auch die Konzentration des Ions in der Bodenlösung eine Rolle. Mit zunehmender Konzentration eines Kations in der Lösung steigt sein Anteil am Ionenbelag des Austauschers (MÜCKENHAUSEN, 1975; SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1984).

Wegen des ähnlichen Ionendurchmessers von Cäsium und Kalium (Ionendurchmesser der nicht hydratisierten Ionen n. MÜCKENHAUSEN, 1975: 3,30 Å für Cs^+, 2,66 Å für K^+) und der vergleichbar leichten Dehydratisierbarkeit beider Kationen, sind für beide Elemente ähnliche Sorptionsmechanismen bekannt.

In einem Verlagerungsversuch gelang es COLEMAN et al. (1963) in einer mit verschiedenen Tonmineralen gefüllten Säule, das sorbierte Cäsium mit KCl auszutauschen, während eine Desorption mit $CaCl_2$ keinen Erfolg hatte. GEBHARDT und ROSEMANN (1984) vergleichen die Cs/Ca-Sorptionskurve eines Marschbodens mit der einer typischen K/Ca-Austauschkurve und finden vergleichbare Verläufe mit anfangs hoher Bindungsintensität an spezifischen Sorptionsstellen der Tonminerale. Auch BUNZL (1987) zeigt in einem Schüttelversuch, daß die ^{137}Cs-Sorption durch Zunahme der Kaliumkonzentration in der Bodenlösung drastisch abnimmt. Der Verteilungskoeffizient K_d (Radioaktivität pro g Boden/ Radioaktivität pro cm^3 Lösung) sinkt von über 10000 cm^3/g auf Werte zwischen 10 und 100 cm^3/g.

GILLHAM et al. (1980) hingegen finden in einem vergleichbaren Versuch mit Lockergesteinen keinen Zusammenhang zwischen K_d-Wert und dem K-Gehalt der Lösung. Vielmehr wird hier der Gehalt an natürlichem, austauschbarem Cäsium als wichtigste beeinflussende Größe für den Verteilungskoeffizienten genannt.

Neben dem Anteil konkurrierender Ionen beeinflußt auch die Tonmineralzusammensetzung die Sorption des Cäsiums am Tonmineral. So ist die Kationenaustauschkapazität (KAK) der Zweischichttonminerale wie Kaolinit und Halloysit wegen des generell niedrigeren Quellvermögens dieser Minerale geringer als die KAK der Dreischichttonminerale wie Montmorillonit, Illit und Vermiculit. SCHULZ et al. (1960) untersuchen die unterschiedliche Adsorption, Desorption und Fixierung von ^{137}Cs an unterschiedlichen Böden und Tonmineralsubstraten. Lediglich die Dreischichttonminerale sorbieren in gleicher Größenordnung wie die untersuchten Böden, wobei der Vermiculit bezüglich seiner Sorptionskapazität noch vor dem Illit zu nennen ist. Der Anteil des am Kaolinit sorbierten ^{137}Cs liegt deutlich niedriger. Darüber hinaus ist hier das gesamte sorbierte ^{137}Cs gegen CsCl und $CaCl_2$ austauschbar, während das am Vermiculit sobierte ^{137}Cs zu über 70 % fixiert und nicht mit CsCl oder $CaCl_2$ austauschbar ist. Die Autoren erklären die Fixierung mit dem Einbau des ^{137}Cs in die Silicatschichten der Dreischichttonminerale. Auch die etwas schwächere Adsorption und Fixierung des ^{137}Cs am Illit erklärt sich durch die im Vergleich zum Vermiculit geringere Oberfläche von 50 - 200 m^2/g (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1984).

Auch SHALHEVET (1973) vergleicht Sorption und Fixierung von ^{137}Cs in Dreischichttonmineralen. Er findet jedoch vergleichbar effiziente Sorptionsmechanismen von Illit und Vermiculit. Den Gitterabstand des Illit von 10 Å, der für die Fixierung des ^{137}Cs optimal ist, erreicht Vermiculit durch ein irreversibles Kollabieren der aufgeweiteten Zwischenschichten bei Kaliumabsättigung von 14,2 auf 10,3 Å.

Bei den aufweitbaren Dreischichttonmineralen wird zwischen innerer Oberfläche zwischen den Silicatschichten und äußerer Oberfläche unterschieden. Während die Sorption an der äußeren Oberfläche rasch erfolgt, benötigt die Sorption und die damit verbundene Fixierung an der inneren Oberfläche längere Zeit bis das Ion in die Silicatschichten hineindiffundiert ist. Aus diesem Grund ist das Äquilibrium zwischen an Tonmineralen sorbierten Ionen und in Lösung befindlichen Ionen bei Tonmineralen mit höherem Anteil von Sorptionsplätzen an der äußeren Oberfläche im Vergleich zu Tonmineralen mit geringerem Anteil an äußerer Oberfläche schneller hergestellt (SAWHNEY, 1966).

Der geringe Anteil an quellfähigen Tonmineralen und der hohe Anteil an Kaolinit ist der Grund für die hohe Aufnahme von ^{137}Cs über die Pflanzenwurzel bei tropischen Böden, auf die FREDRIKSSON (1970b) hinweist. Eine umfassende Darstellung des Gesamtkomplexes geben LIVENS und LOVELAND (1988) in einer Literaturübersicht.

2.1.1.2 Organische Substanz

Neben den Tonmineralen stellt die organische Substanz des Bodens einen weiteren wichtigen Kationenaustauscher dar. Wegen ihrer besonders hohen spezifischen Oberfläche von 800 - 1000 m^2/g liegt die potentielle Austauschkapazität der organischen Substanz mit 180 - 300 mmol/z/100 g höher als die der Tonminerale. Der Anteil der organischen Komponente an der potentiellen Austauschkapazität im Ap-Horizont ackerbaulich genutzter Böden schwankt je nach Bodenart zwischen 25 und 50 %. Er nimmt mit zunehmendem Humusgehalt zu und erreicht ein Maximum in Moorböden mit sehr hohem Anteil an organischer Substanz bei weitestgehender Abwesenheit von Tonmineralen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1984).

Die effektive Austauschkapazität hängt neben der Art der organischen Substanz vor allem vom pH-Wert des Bodens ab. Sie kann durch eine Erhöhung des pH-Wertes zu einer verstärkten Sorption von Kationen führen. DUNIGAN und FRANCIS (1972) zeigen in ihrer Untersuchung zur Sorption von ^{137}Cs an Huminsäuren zwar eine umgekehrte Beziehung auf, vermuten aber auch andere Wechselwirkungen als reinen Kationenumtausch. Eine anschließende Desorption mit NaCl verlief wesentlich effektiver als eine Desorption mit KCl, was nicht nur den Ergebnissen von FRANCIS und TAMURA (1971) widerspricht, die bei vergleichbaren Untersuchungen durch KCl die im Vergleich zum NaCl fünffache Menge an ^{137}Cs desorbieren konnten. Generell liegen die Fulvosäuren bezüglich ihrer KAK wegen des hohen Anteils an COOH-Gruppen noch vor den Huminsäuren.

Der Einfluß der Humusform auf das Sorptionsverhalten von Kationen wird in Untersuchungen von GRAHAM und KILLION (1962) deutlich. Die K_d-Werte für ^{137}Cs sind bei einem gut zersetzten Torf vergleichbar mit denen für Illit, während bei einem schlecht zersetzten Torf die K_d-Werte um den Faktor 67 niedriger liegen und gemeinsam mit Kaolinit die niedrigsten Werte überhaupt darstellen.

Die meisten vergleichenden Untersuchungen zum Sorptionsverhalten von organischer Substanz und Tonmineralen lassen etwaige Wechselwirkungen zwischen den beiden Sorbentiengruppen außer acht. Die für das Sorptionsverhalten von Kationen in Böden wichtigen Wechselwirkungen sind Gegenstand der Arbeiten von BUNZL und SCHULZ (1985). Die Autoren zeigen die K_d-Werte für ^{137}Cs in Abhängigkeit von verschiedenen Gemischen eines Calcium-gesättigten Bentonits mit einer Huminsäure (Ca-Humat) und in Abhängigkeit der Cs-Konzentration der Ausgangslösung auf. Eine Gegenüberstellung der K_d-Werte des reinen Bentonits mit denen des reinen Ca-Humats zeigt die im Vergleich zur Huminsäure stärkere Sorption des Tonminerals. Für die jeweiligen Gemische gilt, daß die experimentell ermittelten K_d-Werte immer unter den rechnerisch ermittelten Vergleichswerten liegen. Dies bedeutet eine Herabsetzung der Sorption des Cs^+ durch Wechselwirkungen zwischen Huminsäure und Tonmineral.

2.1.2 Bioverfügbarkeit in Abhängigkeit von Bodenparametern

Die Aufnahme von Radionukliden durch die Wurzeln höherer Pflanzen erfolgt ausschließlich in der Form von Ionen. Sie werden direkt aus der Bodenlösung oder durch Austauschadsorption von H^+ gegen Kationen oder HCO_3^- gegen Anionen aufgenommen. Darüber hinaus scheiden Wurzeln organische Säuren aus, die das chemische Milieu in unmittelbarer Umgebung der Wurzeln drastisch verändern, was sich auf die Verfügbarkeit der Radionuklide für die Wurzelaufnahme auswirkt.

Die Verfügbarkeit von Radionukliden für die Wurzel wird von zahlreichen chemischen und physikalischen Bodenparametern beeinflußt. Neben dem Anteil des entsprechenden stabilen Isotops im Boden spielen Korngrößenverteilung, der Anteil verschiedener Kationen, pH-Wert, Humusgehalt, Stickstoffgehalt und verschiedene Kenngrößen des Sorptionsverhaltens eine Rolle. Darüber hinaus sind Einflüsse denkbar, die bei routinemäßigen Laboranalysen nicht berücksichtigt werden können. Hier sind beispielhaft das Wasserregime im Boden sowie Bodengefüge, Lagerungsdichte und Durchwurzelbarkeit zu nennen. Zusätzliche Informationen zu diesen Parametern sind durch gewissenhafte Profilansprachen im Gelände zu erlangen.

Bei zahlreichen Untersuchungen zur Abhängigkeit der Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums von Bodenparametern und entsprechenden statistischen Verrechnungen wird die fehlende statistische Unabhängigkeit der Parameter nicht berücksichtigt. Beobachtete Korrelationen der Verfügbarkeit zu einzelnen bodenkundlichen Kenngrößen können "Gemeinsamkorrelationen" im Sinne von KOLLER (1963) darstellen und müssen nicht kausale Abhängigkeiten bedeuten.

Bei Laborexperimenten ist dieses Problem bekannt. Die Versuchsbedingungen können hier jedoch beeinflußt werden. Bei Freilanduntersuchungen hingegen ist eine Kontrolle der Rahmenbedingungen nicht möglich. Hier hat eine entsprechende Berücksichtigung mittels statistischer Verfahren und mathematischer Modelle zu erfolgen (vergl. auch diesbezügliche Ausführungen bei TAUBENHEIM, 1969, S. 14 ff).

Im folgenden wird eine Übersicht über die wichtigsten Arbeiten zur Abhängigkeit der Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums von unterschiedlichen Bodenparametern gegeben. Weitere umfassende Übersichten der Literatur finden sich bei BIESOLD (1981), BUNDESMINISTER DES INNERN (1981), HAUNOLD et al. (1982) und NIELSEN und STRANDBERG (1988).

2.1.2.1 Gehalt an stabilem Cäsium

Das stabile Cäsium im Boden (ca. 0,0038 mmol/z/100 g) kann als Carrier für ^{137}Cs dienen und durch eine Erhöhung der Konzentration einen Anstieg der Pflanzenaufnahme von ^{137}Cs bewirken (STEFFENS, 1985).

NISHITA et al. (1960) verdeutlichen am Beispiel von Weißklee *(Trifolium repens)* die erhöhte ^{137}Cs-Aufnahme durch eine Erhöhung des Gehaltes an stabilem Cäsium im Boden. Der Carrier-Effekt kann nur bei geringen Mengen in der Größenordnung des natürlichen Gehaltes eine Erhöhung der ^{137}Cs-Aufnahme bewirken (NISHITA et al., 1962). Eine weitere Erhöhung des stabilen Cäsiumanteils im Boden kann durch

Isotopenverdünnung die ^{137}Cs-Aufnahme auch herabsetzen. Es werden jedoch schon bei zusätzlichen Gaben ab 0,045 mmol/z/100 g Boden Pflanzenschäden berichtet (NISHITA et al., 1960).

Neben dem Anteil des stabilen Cäsiums im Boden spielt auch die zeitliche Abfolge der Applikation der stabilen und radioaktiven Isotope eine Rolle. WALLACE et al. (1982) konnten neben der Erhöhung der ^{137}Cs-Aufnahme durch Zugabe von stabilem Cäsium auch zeigen, daß eine nachträglich durchgeführte Zugabe von Cäsium die ^{137}Cs-Aufnahme nicht so stark beeinflußte wie die Zugabe eines ^{133}Cs/^{137}Cs-Gemischs.

2.1.2.2 Kaliumgehalt

Über das vergleichbare Verhalten von Cäsium- und Kaliumionen im Boden wurde bereits berichtet. In der Frage nach der Beeinflussung der Radiocäsiumaufnahme durch den K-Gehalt im Boden wurden durch MENZEL (1954), NISHITA et al. (1960) und FREDRIKSSON (1963) Grundlagen gesetzt. In Gefäßversuchen weisen die Autoren den Anstieg des ^{137}Cs-Gehaltes verschiedener Pflanzen mit abnehmendem nativen K-Gehalt im Boden nach. FREDRIKSSON et al. (1966b) und ANDERSEN (1967) zeigen entsprechende Abhängigkeiten anhand von Düngeversuchen auf.

Während bei Versuchen in Nährlösung unter Ausschaltung der Sorption an Tonmineralen von einer linearen Abhängigkeit der ^{137}Cs-Aufnahme vom K-Gehalt in der Lösung ausgegangen werden kann (WALLACE et al., 1983), entspricht dies nicht den Verhältnissen im Boden. NISHITA et al. (1960) weisen darauf hin, daß der ^{137}Cs-Gehalt in der Pflanze nur dann signifikant vermindert werden kann, wenn ein K-Defizit im Boden vorliegt. Bei ausreichender K-Versorgung ist kein Effekt zu erwarten.

Auch FREDRIKSSON (1970a) verdeutlicht den nicht-linearen Anstieg des ^{137}Cs-Gehaltes in Rotklee *(Trifolium pratense)* als Folge eines abnehmenden K-Gehaltes im Boden und erklärt damit die hohen ^{137}Cs-Gehalte der Milch nach Verzehr von Futter von kaliumarmen Böden, wie dies auch von WIECHEN (1972) für kaliumarme Moorböden gefunden wurde. KÜHN et al. (1984) versuchen die ^{137}Cs-Aufnahme durch eine nicht-lineare Regression nach dem K-Gehalt im Boden zu beschreiben. ORLOVIUS und SATTLER (1987) zeigen, daß der ^{137}Cs-Gehalt im Grünlandaufwuchs durch eine Kaliumdüngung nur auf Standorten mit K-Mangel vermindert werden konnte.

Die in diesen Beispielen offenkundig fehlende Linearität zwischen ^{137}Cs-Aufnahme durch Pflanzen und K-Gehalt des Bodens erklärt die Tatsache, daß nicht immer ein Zusammenhang zwischen der Bioverfügbarkeit des Cs und dem verfügbaren K-Gehalt des Bodens gefunden wird. Die unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung des K-Gehaltes (Extraktion mit Ammoniumlaktatessigsäure, Calcium-Acetat-Lactat oder HCl) scheinen hingegen einen untergeordneten Einfluß auf die Ergebnisse zu haben. Bei einem Vergleich der unterschiedlichen Extraktionen werden bezüglich der Bioverfügbarkeit von ^{137}Cs zumeist vergleichbare Resultate gewonnen (FREDRIKSSON, 1963, 1970; KÜHN et al., 1984; BILO et al., 1990).

2.1.2.3 Tongehalt

Die Abhängigkeit der ^{137}Cs-Aufnahme vom Tonmineralgehalt wird aktiv durch Sorption und Fixierung an Tonmineralen beeinflußt. Dieser Effekt kann durch die mit zunehmendem Tonmineralgehalt häufig parallel ansteigenden K-Gehalte des Bodens verstärkt werden.

Die signifikante Abhängigkeit der ^{137}Cs-Aufnahme verschiedener Pflanzen vom Tongehalt des Bodens wurde sowohl in Gefäßversuchen wie auch in Freilanduntersuchungen von mehreren Autoren nachgewiesen (FREDRIKSSON und ERIKSSON, 1966a; ANDERSEN, 1967; CUMMINGS et al., 1969; ABBAZOV et al., 1979). GARTEN und PAINE (1977) zeigen den großen Einfluß der Korngrößenverteilung auf die ^{137}Cs-Aufnahme am Beispiel von Pfeilkraut *(Sagittaria latifolia)* auf, und verdeutlichen den Zusammenhang zwischen den sorbierenden Korngrößenfraktionen (Ton, Schluff) und der nicht sorbierenden Fraktion (insb. Grobsand), auf den auch in den Arbeiten von KERPEN (1985) und STEFFENS et al. (1984) hingewiesen wird. KERPEN (1989) veranschaulicht den engen Zusammenhang der einzelnen sobierenden und nicht sorbierenden Korngrößenfraktionen in einer vergleichenden Betrachtung der Untersuchungen von Pflanzenaufnahme und Desorptionsversuchen. Den höchsten positiven Korrelationskoeffizienten zwischen der ^{137}Cs-Aufnahme von Getreide und dem Sandgehalt des Bodens stehen in parallelen Desorptionsuntersuchungen mit den gleichen Böden die höchsten Korrelationskoeffizienten zwischen ^{137}Cs-Desorption und dem Sandgehalt gegenüber.

Auf die Unterschiede der Sorptionseigenschaften der einzelnen Tonminerale wurde bereits ausführlich eingegangen. Generell wird auch bei der Untersuchung der Bioverfügbarkeit von ^{137}Cs auf die wichtige Rolle der Tonmineralzusammensetzung hingewiesen (SCHULZ et al., 1960; BOIKAT, 1982; GEBHARDT und ROSEMANN, 1984).

Der Tongehalt muß nicht in jedem Fall hohe Korrelationen zu den Transferfaktoren für $^{134/137}$Cs aufweisen. Wie auch beim K-Gehalt scheint der Tongehalt extrem geringe Werte annehmen zu müssen, bevor er die Bioverfügbarkeit signifikant beeinflußt (COUGHTREY and THORNE, 1983; HAISCH et al., 1985). Bei den Untersuchungen von ABBAZOV (1979) ist dies mit Werten von 5 % Ton ebenso der Fall wie bei STEFFENS et al. (1981) mit 2,6 % Ton.

2.1.2.4 Gehalt an organischer Substanz

In Böden mit einem hohen Gehalt an organischer Substanz kann die Sorption am Humus die weitere Translokation des Cäsiums im Boden und eine damit verbundene Fixierung an Tonmineralen verhindern. Dies bedeutet den Verbleib des Cäsiums in einer pflanzenverfügbaren Form im Bereich des humosen, durchwurzelten Oberbodens.

BARBER (1964) zeigte die Abhängigkeit der ^{137}Cs-Aufnahme vom Humusgehalt anhand von Weidelgras *(Lolium multiflorum)* auf. In der Untersuchung wird deutlich, in welcher Größenordnung die KAK der organischen Substanz liegen kann. Bei dem Boden mit dem höchsten Humusgehalt beträgt der Anteil der organischen Substanz

an der KAK das 3,5-fache des Anteils der Tonminerale, bei einem anderen Boden liegt der Wert nur um 3,3 %. Die Aufnahme von ^{137}Cs in Weidelgras nimmt sowohl mit steigendem Humusgehalt wie auch mit steigendem Anteil der KAK_{Humus} an der $KAK_{ges.}$ zu. Dies wird in Freilanduntersuchungen sowohl für die Aufnahme des Radiocäsiums aus Bomben-Fallout (FREDRIKSSON und ERIKSSON, 1966a) wie auch aus Tschernobyl-Fallout und -Washout (ERIKSSON et al., 1988) gezeigt und gilt auch für Gefäßversuche (GRAHAM und KILLION, 1962; ANDERSEN, 1967).

Wie bereits beim Ton- und K-Gehalt beschrieben, scheint auch der Humusgehalt extreme Werte annehmen zu müssen, bevor er den Transfer des Radiocäsiums beeinflußt. So konnte eine unterschiedlich intensive Strohgabe (bis 7,5 t/ha) bei Untersuchungen von TAHIR und STEWART (1975) im ersten Jahr der Untersuchung den Humusgehalt des Bodens und damit den Transfer des ^{137}Cs nicht beeinflussen.

2.1.2.5 pH-Wert

Neben der direkten Beeinflussung der Sorptionsvorgänge durch den pH-Wert wie die Veränderung der variablen Ladung z. B. der organischen Substanz oder der Allophane, kennzeichnet der pH-Wert indirekt die Ausstattung eines Bodens mit austauschbaren Kationen oder das Bodengefüge. Untersuchungen zur Abhängigkeit der Bioverfügbarkeit des ^{137}Cs vom pH-Wert unterscheiden meistens nicht zwischen beiden Faktoren. Der pH-Wert ist in diesem Fall als ein "Summenparameter" mehrerer anderer bodenkundlicher Kenngrößen anzusehen. Außerdem kann sich der pH-Wert des Bodens in kleinen Bereichen durch C-Umsatz oder Wurzelausscheidungen drastisch verändern, so daß die Messung des pH-Wertes im Boden immer einen Mittelwert darstellt. Die leichte Bestimmung des pH-Wertes und die damit verbundene Möglichkeit einer ersten Charakterisierung des Bodenmilieus erklären seine Anwendung bei der Beschreibung von Transfervorgängen.

ADRIANO et al. (1984) konnten durch das Anheben des pH-Wertes im Boden die Aufnahme von ^{137}Cs in verschiedene Pflanzen signifikant vermindern. Der Effekt war in den Anfangsjahren der Langzeituntersuchung insbesondere bei Klee, Weizen und Mais stärker ausgeprägt als in den Folgejahren. Die bereits erwähnte Abhängigkeit der KAK der organischen Substanz (KAK_{Humus}) vom pH-Wert wird in Untersuchungen von KÜHN et al. (1984) deutlich. Der enge Zusammenhang zwischen ^{137}Cs-Aufnahme und pH-Wert wird darauf zurückgeführt, daß die KAK zum größten Teil an die organische Substanz gebunden und somit abhängig vom pH-Wert ist. Die Ergebnisse werden untermauert von SCHULLER et al. (1988), die in einer schrittweisen, multiplen Regression 67 % der Gesamtvarianz der Transferfaktoren Boden-Pflanze (TF_{BP}) durch den pH-Wert erklären konnten. Alle anderen Bodenparameter tragen nur noch vernachlässigbar wenig zur Erklärung der TF_{BP} bei. Auch STEFFENS et al. (1984) und KERPEN (1989) finden bei einer Vielzahl untersuchter Bodenparameter neben der Korngrößenverteilung die höchsten Korrelationskoeffizienten zwischen TF_{BP} und den pH-Werten.

Neben den aufgeführten Bodenparametern ist eine Beeinflussung durch weitere Kenngrößen wie z. B. durch die Bodenfeuchte oder durch den Gehalt an zweiwertigen Kationen möglich, auf die hier nicht näher eingegangen wird.

2.2 Kenngrößen der Bioverfügbarkeit von Radionukliden

- Transferfaktor Boden-Pflanze

Eine Möglichkeit zur Beschreibung der Aufnahme von Radionukliden aus der Bodenlösung in Wurzel und Pflanze stellt der Transferfaktor Boden-Pflanze (TF_{BP}) dar, mit dem in der "Allgemeinen Berechnungsgrundlage" der Übergang eines Radionuklids vom Boden in die Pflanze gekennzeichnet wird (BUNDESMINISTER DES INNERN, 1979). Die "Allgemeine Berechnungsgrundlage" dient als Anlage zu § 45 der Strahlenschutzverordnung zur Abschätzung der Dosisleistung, die beruflich nicht strahlenexponierte Personen durch den Betrieb kerntechnischer Anlagen erhalten können. Der Übergang von Radionukliden von einem Umweltbereich in einen anderen Bereich wird durch Transferfaktoren beschrieben, von denen die TF_{BP} insbesondere für langlebige Radionuklide die größte Bedeutung aufweisen. Der TF_{BP} ist definiert als der Quotient aus der spezifischen Radioaktivität in der Pflanzenfrischmasse zur spezifischen Radioaktivität des Trockenbodens:

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

Obwohl der TF_{BP} von einer Vielzahl von Rahmenbedingungen beeinflußt wird (FÜHR, 1979, COUGHTREY and THORNE, 1983), hat sich das Modell jedoch in zahlreichen Untersuchungen zur Bioverfügbarkeit von Radionukliden bewährt (BIESOLD, 1981; WELLER, 1981; KÜHN et al., 1984; HAISCH et al., 1985; BUNZL und KRACKE, 1987; SHEPPARD and EVENDEN, 1988; COUGHTREY et al., 1989). Die dem Modell zugrundeliegende Voraussetzung, daß die TF_{BP} konzentrationsunabhängig sind, konnten SHEPPARD und EVENDEN (1988) für Cs über einen Bereich von 8 Größenordnungen (4×10^{-6} mg Cs/kg - 260 mg Cs/kg) nachweisen. Um die Vergleichbarkeit der TF_{BP} zu gewährleisten, erfolgte eine Standardisierung der Probenahme und der Bezugstiefe für die Entnahme der Bodenprobe auf 20 cm für Ackerböden und 10 cm für Böden unter Grasvegetation.

Der Einfluß der Entnahmetiefe auf den TF_{BP} kann durch die Angabe eines flächenbezogenen TF verhindert werden. Im Gegensatz zum dimensionslosen TF_{BP} wird der flächenbezogene TF_d als Verhältnis von spezifischer, gewichteter Pflanzenkontamination und Flächendeposition in m^2/kg angegeben (MOISEEV, 1977; ERIKSSON et al., 1988).

- "Observed Ratio"-Modell (Diskriminierungsfaktor)

Im Unterschied zu den TF_{BP} berücksichtigt das zuerst von COMAR et al. (1956) beschriebene "Observed Ratio"-Modell für Radionuklide auch den Gehalt der chemisch ähnlichen Makronährstoffe. Unter Hinzunahme des K-Gehaltes von Boden und Pflanze in das "Observed Ratio"-Verhältnis für Cs:

$$OR_{Cs} = \frac{^{137}Cs/K\ (Pflanze)}{^{137}Cs/K^{+}\ (Boden)}$$

wird der Wertebereich des Transferparameters im Vergleich zu den TF_{BP} kleiner und die Möglichkeit einer Unter- oder Überschätzung des Transfers auch ohne weitergehende Bodenanalysen verringert (MOISEEV et al., 1977; WIRTH et al., 1985; LEISING, 1986).

- Verteilungskoeffizient K_d

Beide Formen der TF_{BP} wie auch das "Observed Ratio"-Modell stellen direkte Messverfahren zur Bestimmung der Bioverfügbarkeit eines Radionuklids dar. Demgegenüber steht die Untersuchung des Verteilungskoeffizienten (K_d) als ein indirektes Verfahren zur Beschreibung der potentiellen Bioverfügbarkeit. Der zumeist in Schüttelversuchen (batch-Verfahren) gewonnene K_d-Wert beschreibt als Verhältnis des am Boden sorbierten Anteils eines Ions zum desorbierten Anteil in der Bodenlösung die potentielle Bioverfügbarkeit des Ions:

$$K_d\ (cm^3/g) = \frac{Ion_{sorb.}(mg/g)}{Ion_{desorb.}(mg/cm^3)}$$

Er steht aus diesem Grund in engem Zusammenhang zum TF_{BP} (concentration ratio) (BUNZL and SCHULTZ, 1985; SCHIMMACK et al., 1987; SHEPPARD and EVENDEN, 1988).

2.3 Das Post-Tschernobyl-Programm der Europäischen Gemeinschaft

Der Reaktorunfall von Tschernobyl ermöglichte als tragischer und unfreiwilliger "Großfreilandversuch" die Untersuchung und Überprüfung verschiedener radioökologischer Modelle zur Ausbreitung der Radionuklide in der Biosphäre. Nachdem eine erste Phase der zunächst wichtigeren reinen Meßwerterfassung ("Monitoring") nach dem Reaktorunfall abgeschlossen war, konzentrierte sich das Interesse auf die in den Folgejahren zu erwartende Dosis durch den Verzehr kontaminierter Nahrungsmittel. Die verschiedenen Größen zur Beschreibung der Bioverfügbarkeit von Radionukliden erlangten entscheidende praktische Relevanz.

Die Kommission der Europäischen Gemeinschaften initiierte im Rahmen ihres Strahlenschutzprogramms das Projekt "Evaluation of Data on the Transfer of Radionuclides in the Foodchain", in dem die verschiedenen Transferwege der durch den Reaktorunfall von Tschernobyl abgelagerten Radionuklide in die Nahrungskette untersucht wurden. Das Programm beinhaltet die Unterpunkte "Auswirkung der chemischen Form auf den Radionuklidtransfer in terrestrischen Ökosystemen", "Transfer Boden-Pflanze in semi-natürlichen und landwirtschaftlichen Ökosystemen", "Transfer Pflanze-Tier in semi-natürlichen und landwirtschaftlichen Ökosystemen" und "Konta-

mination aquatischer Ökosysteme", die von mehreren europäischen Forschungseinrichtungen bearbeitet wurden.

Die für den Transfer des Radiocäsiums vom Boden in die Vegetation wichtigsten Ergebnisse sind im folgenden verkürzt dargestellt. Die kompletten Ergebnisse sind im Abschlußbericht des Strahlenschutzprogramms zusammengefaßt (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 1991).

2.3.1 Auswirkungen der chemischen Form (CEA Cadarache, Frankreich)

In Laborexperimenten wird ein Vergleich der physikalisch-chemischen Eigenschaften des durch den Reaktorunfall deponierten ^{137}Cs mit experimentell zugesetzten, chemisch bekannten Formen (z. B. CsCl) und Cäsium aus dem Bomben-Fallout der fünfziger und sechziger Jahre durchgeführt. Während das Cäsium des Bomben-Fallouts als Kation deponiert wurde, wurden zumindest Teile des Tschernobyl-Fallouts als Anionen identifiziert, was auf eine Deposition in Kolloidform hinweist. Wegen der aus diesem Grund möglicherweise verminderten Pflanzenverfügbarkeit des Cs wurden Transferuntersuchungen mit ^{137}Cs aus dem Tschernobyl-Fallout im Vergleich zu experimentell zugesetztem $^{137}CsCl$ durchgeführt. Die Transferfaktoren Boden-Pflanze waren für ^{137}Cs aus dem Tschernobyl-Fallout ca. 3 mal niedriger als für das zugesetzte $^{137}CsCl$. Eine schrittweise Extraktion des Tschernobyl-Cäsiums aus Böden und Sedimentproben brachte jedoch keine Unterschiede zwischen Fallout und CsCl (MAUBERT et al., 1991).

2.3.2 Transfer Boden-Pflanze (RIVM Bilthoven, Niederlande)

- Semi-natürliche Ökosysteme

Die semi-natürlichen Ökosysteme spielen bei der Kontamination der Nahrungskette trotz des relativ geringen Anteils der hier produzierten Nahrungsmittel an der Gesamtmenge der Nahrungsmittel aus zwei Gründen eine wichtige Rolle. Zum einen erfolgte nach dem Reaktorunfall durch den Washout eine hohe Deposition von Radionukliden in Gebieten mit hohen Niederschlägen, die gerade aus diesem Grund in der Regel extensiv bewirtschaftet werden. Zum anderen sind die Böden dieser Gebiete häufig arm an Nährstoffen und weisen einen hohen Humusgehalt auf, so daß die Bioverfügbarkeit in der Regel wesentlich höher ist als auf intensiv landwirtschaftlich genutzten Böden. In erster Linie erfolgt eine Cs-Kontamination der Nahrungskette durch extensive Beweidung und durch Sammeln von Wildpflanzen. Die Untersuchungen im Rahmen des Post-Tschernobyl-Programms erfolgten in naturnahen Ökosystemen Nordost-Italiens, Norwegens und des schottischen Hochlands. Transferfaktoren Boden-Pflanze weisen für Moose und Flechten erwartungsgemäß die höchsten Werte auf. Die Trennung von Wurzelaufnahme und oberflächlicher Deposition ist bei diesen Arten jedoch besonders schwierig. Bei den höheren Pflanzen zeigen insbesondere *Vaccinium myrtillus* und *Calluna vulgaris* die höchsten TF_{BP}. ^{134}Cs weist eine im Vergleich zu ^{137}Cs scheinbar höhere Pflanzenverfügbarkeit auf, da ^{134}Cs ausschließlich aus dem Tschernobyl-Washout stammt und

damit im Gegensatz zu dem auch aus Bomben-Fallout stammendem ^{137}Cs noch nicht jahrzehntelangen Sorptions- und Fixierungsprozessen ausgesetzt war. In seminatürlichen Ökosystemen konnten keine den TF_{BP} dominant beeinflussenden Bodenparameter gefunden werden, obwohl offensichtlich die höchsten TF_{BP} auf feuchten Böden mit hohen Humusgehalten zuzuordnen sind (HORRILL et al., 1991; HOWARD and BERESFORD, 1989).

- Landwirtschaftliche Ökosysteme

Obwohl die intensiv landwirtschaftlich genutzten Ökosysteme als Folge der Niederschlagsverteilung in der Woche nach dem Tschernobyl-Unfall einer geringeren Kontamination ausgesetzt waren und kulturtechnische Maßnahmen wie Düngung und Bodenbearbeitung den TF_{BP} oft weiter verringern, spielen sie aufgrund des hohen Anteils direkt zum Verzehr gelangender landwirtschaftlicher Produkte an der Nahrungskette eine bedeutende Rolle. Ziel der Arbeiten war in erster Linie die Gewinnung von TF_{BP} für Radiocäsium aus einer störfallbedingten Ablagerung und der Vergleich von TF_{BP} aus der Zeit vor und aus der Zeit nach dem Reaktorunfall. Durch einen Vergleich sollten Unterschiede der Verfügbarkeit des Radiocäsiums aus den verschiedenen Quellen untersucht sowie der Einfluß verschiedener klimatischer und bodenkundlicher Parameter auf die TF_{BP} quantifiziert werden. Zur Verrechnung der TF_{BP} wurden die in der Datenbank der IUR gespeicherten Werte herangezogen (INTERNATIONAL UNION OF RADIOECOLOGISTS, 1989).

Nach der Korrektur der TF_{BP} für unterschiedliche pH-Werte, Humusgehalte und Applikationszeitpunkte wird deutlich, daß die TF_{BP} für Cs aus dem Tschernobyl-Unfall um den Faktor 2 niedriger liegen als die TF_{BP} für Cs aus Bomben-Fallout und Fallout kerntechnischer Anlagen. Dies bestätigt die Ergebnisse des vorangehenden Unterpunkts 2.3.1 und ist auf die unterschiedliche chemische Form des deponierten Radiocäsium zurückzuführen.

Die im Vergleich zum Bomben-Fallout niedrigeren TF_{BP} des Fallouts und Washouts aus dem Reaktorunfall werden jedoch erst deutlich, wenn eine Berücksichtigung des Zeitfaktors erfolgt. Die jahrelangen niedrigen Ablagerungen des Bomben-Fallouts befinden sich in einem Äquilibrium zwischen am Boden sorbierten und in Lösung befindlichen Cs-Ionen und führen zu einer intensiven Fixierung des Cs. Dies war nach dem Unfall nicht direkt gegeben. Darüberhinaus wurden gerade extensiv genutzte Landschaften durch hohe Radionuklidablagerungen betroffen, die durch Böden mit hohem Humusgehalt, geringem pH-Wert und geringem Tonmineralgehalt gekennzeichnet sind. Die fehlende Berücksichtigung dieser Parameter führt zu einer scheinbar höheren Verfügbarkeit des Tschernobyl-Cäsiums. Als dritter Punkt muß die Erhöhung der $^{134/137}Cs$-Radioaktivität in Pflanzen durch direkte Ablagerung im Frühjahr und Sommer 1986 und die damit verbundene scheinbare Erhöhung der TF_{BP} berücksichtigt werden.

Bei den statistischen Verrechnungen zur Frage nach den wichtigsten Einflußfaktoren auf die TF_{BP} in Agrarökosystemen, wurden die organische Substanz und die Korngrößenverteilung der Böden, Temperatur- und Niederschlagsverteilung und die Versuchsdurchführung herausgearbeitet. Eine grobe Klassifizierung verdeutlicht, daß

Böden mit mehr als 10 % organischer Substanz einen um den Faktor 10 höheren TF_{BP} aufweisen als Böden mit weniger als 10 %. Pflanzen auf Sandböden haben um den Faktor 3 - 5 höhere TF_{BP} als Pflanzen auf lehmigen oder tonigen Böden. Klimatische Effekte können den Transfer je nach Pflanzenart ebenfalls bis zu einem Faktor 10 beeinflussen. Mit abnehmenden Niederschlägen und Temperaturen steigen die TF_{BP}. Der Einfluß des pH-Wertes ist für die Aufnahme des Tschernobyl-Cs in einem Bereich von pH 4,5 - 7,5 vernachlässigbar. Lediglich in den Extrembereichen scheint eine Beeinflussung auf die TF_{BP} möglich zu sein (NOORDIJK et al., 1991).

Die Datenbank der IUR unterscheidet in der Versuchsdurchführung Lysimeterversuche, Kleingefäßversuche und Feldstudien. Die in Lysimeter gewonnenen TF_{BP} liegen im Vergleich zu Feldstudien um den Faktor 3 - 4 niedriger. Diese Unterschiede sind evtl. auf die Art der Bodenkontamination und auf Unterschiede der Pflanzenbehandlung zurückzuführen.

Der Gehalt an (austauschbarem) Kalium des Bodens wird in den Verrechnungen nicht mit einbezogen, da er nicht zu den "Pflichtangaben" der Datenbank zählt und somit nicht immer verfügbar ist. Deshalb können mögliche Abhängigkeiten zum K-Gehalt nicht aufgezeigt werden (NOORDIJK et al., 1991).

3.0 Geoökologische Standortbeschreibung

3.1 Oberschwaben

Das Untersuchungsgebiet in der relativ hoch kontaminierten Region Oberschwabens erstreckt sich von Kirchdorf a.d. Iller im Norden (TK 7926; RW 35 84, HW 53 27) bis südlich von Aitrach (TK 8026; RW 35 81, HW 53 09) und von Haslach im Westen (TK 8026; RW 35 78, HW 53 14) bis zur Iller im Osten (TK 7926; RW 35 84, HW 53 14). Die Iller stellt gleichzeitig die Landesgrenze zwischen Baden-Württemberg und Bayern dar.

3.1.1 Geologie und Geomorphologie

Geologisch handelt es sich bei dem Gebiet um einen tertiären Molassesockel, der durch glaziale Umformungen überprägt wurde. In den naturräumlich der Donau-Iller-Lech-Platte zugehörigen Flußsystemen von Iller und Aitrach dominieren pleistozäne Schotterterrassen, während das angrenzende Hügelland durch ein Moränenrelief mit fluvioglazialen Schottern charakterisiert wird. Die tertiären und pleistozänen Formen werden durch Verwitterungs- und Umlagerungszonen überlagert (BÖHM und PFEFFER, 1990).

Das untersuchte Gebiet gliedert sich geomorphologisch in die holozäne Aue der Iller, die seit dem Bau des Iller-Kanals hochwasserfrei ist, eine pleistozäne Niederterrasse und das Moränenhügelland. Abbildung 1 verdeutlicht die geomorphologische Situation des Arbeitsgebietes.

3.1.2 Böden und Bodennutzung

Der Auenbereich wird in erster Linie als Grünland oder forstwirtschaftlich, seltener ackerbaulich genutzt. Es können im Auebereich zwei dominante Bodentypen abgegrenzt werden deren Unterscheidung nach der Mächtigkeit des Kolluviums erfolgt. Zum einen findet sich sehr verbreitet der Allochthone Braune Aueboden (Allochthone Vega), der aufgrund seines extrem hohen Kalkgehaltes auch als Allochthone Kalkvega angesprochen werden kann. Die Horizontfolge ist A(p) - M(c) - II G mit A(p) + M(c) > 8 dm (AG BODENKUNDE, 1982). Die entsprechende internationale Klassifikation ist, der FAO-Systematik folgend, "Calcaric Fluvisol" (FAO-Unesco, 1974). Zum anderen wird der Boden bei schwächer ausgeprägtem oder aussetzendem Kolluvium als Typische Auenpararendzina mit einer Horizontfolge A(p) - C angesprochen. In Tabelle 1 ist die Profilbeschreibung einer für den Auenbereich typischen Allochthonen Kalkvega zusammengefaßt.

Die ebenfalls fast ebene Niederterrasse wird überwiegend ackerbaulich genutzt. Neben Parabraunerden und Braunerden treten insbesondere im Übergangsbereich zum Moränenhügelland hydromorphe Bodentypen auf. Die größte Verbreitung haben die Braunerden mit der vereinfachten Horizontfolge Ap - Bv - C. Tabelle 2 verdeutlicht die Profilbeschreibung einer typischen Braunerde (FAO-Klassifikation: Cambisol).

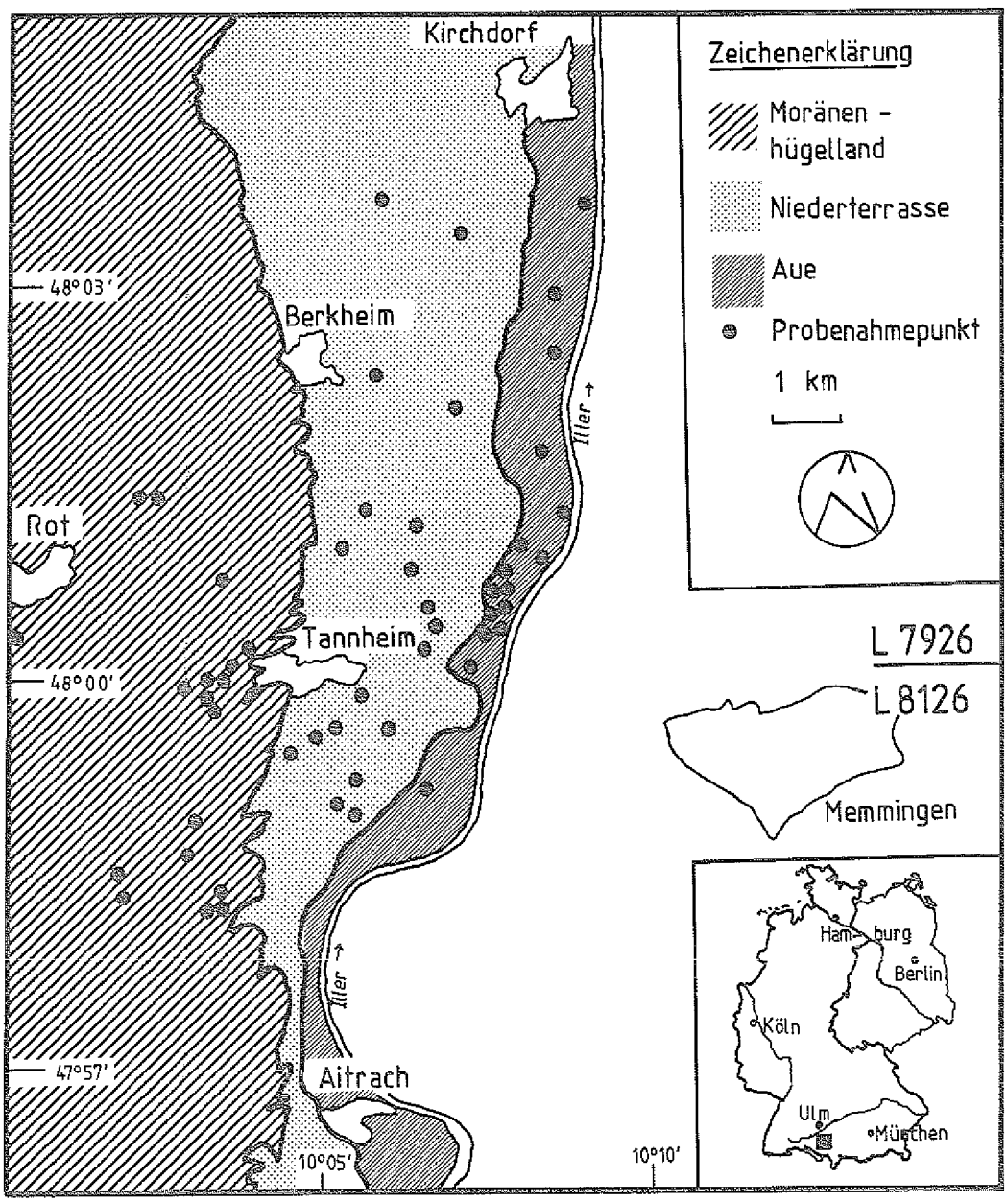


Abb. 1. Geomorphologische Übersichtskarte (Tannheim/Oberschwaben): Die Abbildung umreißt die geomorphologische Situation und kennzeichnet die Probenahmestellen im Untersuchungsgebiet um Tannheim/Oberschwaben (Top. Karte L 8126, L 7926; Geol. Karte 8026).

Meßtischblatt:		TK 7926 (Rot a.d. Rot)
Geländegestaltung:		fast eben
Höhe über NN:		565 m
Exposition:		-
Kulturart 1989:		Winterweizen
Gestein:		Holozäne Auesedimente
Bodentyp:		Allochthone Kalkvega
Tiefe(cm)	Horizont	Beschreibung
0-30	Ap	Brauner (7.5 YR 4/3), bis dunkelbrauner (7.5 YR 3/3), humoser, feinsandiger Schluff mit hoher biologischer Aktivität (Regenwürmer, Wurmlosung). Sehr carbonatreich (anhaltende HCl-Reaktion). Diffus übergehend in:
30-74	Mc_1	Brauner (7.5 YR 4/3) bis hellbrauner (7.5 YR 5/6), schwach humoser Schluff mit vereinzelten Resten abgestorbener Feinwurzeln. Sehr carbonatreich (anhaltende HCl-Reaktion). Diffus übergehend in:
74-95	Mc_2	Etwas dichter gelagerter, graubrauner (7.5 YR 5/3), schwach humoser Fein- bis Mittelsand. Extrem carbonatreich (anhaltende HCl-Reaktion). Gerade und deutlich übergehend in:
95-100+	II G	Extrem carbonatreicher (anhaltende HCl-Reaktion), grusiger Sand mit zahlreichen Schottern und Kiesen verschiedener Größe (10 Y 6/0; 10 Y 6/1).

Tab. 1. Profilkurzbeschreibung Allochthone Kalkvega/Oberschwaben: Verkürzte Profilbeschreibung eines typischen Probenahmepunkts im Bereich der Iller-Aue/Oberschwaben (OS121; RW 35 84280, HW 53 21900; Flachbohrung).

Meßtischblatt:		TK 7926 (Rot a.d. Rot)
Geländegestaltung:		fast eben
Höhe über NN:		578 m
Exposition:		-
Kulturart 1989:		Wintergerste
Gestein:		Periglazialschotter
Bodentyp:		Braunerde
Tiefe(cm)	Horizont	Beschreibung
0-35	Ap	Brauner (7.5 YR 4/3), humoser, schwach tonig-sandiger Schluff mit hohem Skelettanteil. Geringe, optisch erkennbare biologische Aktivität. Sehr carbonatarm (keine sichtbare HCl-Reaktion). Diffus übergehend in:
35-79	Cv/Bv	Brauner (7.5 YR 4/6) bis hellbrauner (7.5 YR 5/8), sandiger Schluff mit sehr hohem Skelettanteil. Sehr carbonatarm (keine sichtbare HCl-Reaktion). Diffus übergehend in:
79-100+	Bv/Cv	Hellbraun-gräulicher (7.5 YR 7/1, 7/2, 8/1, 8/2), schwach verwitterter, carbonathaltiger Schotter (nicht anhaltende HCl-Reaktion).

Tab. 2. Profilkurzbeschreibung Braunerde/Oberschwaben: Verkürzte Profilbeschreibung eines typischen Probenahmepunkts im Bereich der Iller-Niederterrasse/Oberschwaben (OS102; RW 35 82050, HW 53 20000; Flachbohrung).

Im Gegensatz zur fast ebenen Aue und Niederterrasse haben Erosionsvorgänge das Moränenhügelland stark untergliedert. Folglich bildeten sich auf verwittertem und teilweise umgelagertem Moränenmaterial mit Löß- und Lößlehmauflage eine Vielzahl unterschiedlicher Bodentypen aus. Die Heterogenität der Bodentypen schlägt sich in der Vielfalt der Bodennutzung nieder.

Die hohen Niederschläge des Gebietes führten zu teils hydromorphen, teils moorigen Bodentypen. An einigen Stellen konnten sich Pflanzengesellschaften des Hochmoors ausbilden. Auf staunassen Böden wie Pseudogley oder Stagnogley und anmoorigen Böden stocken Fichtenforste, während besser belüftete oder meliorierte Standorte in landwirtschaftliche Nutzung überführt wurden. Hier überwiegt auf stauwasserbeeinflußten Parabraunerden und Braunerden die Grünlandnutzung, während ackerbauliche Nutzung seltener ist. Die in Tabelle 3 wiedergegebene Profilbeschreibung eines Parabraunerde-Pseudogleys stellt einen typischen Probenahmepunkt des Moränenhügellandes dar. Die Einordnung in das Klassifikationssystem der FAO liegt je nach Ausprägung zwischen "Luvisol" und "Planosol" (FAO-Unesco, 1974).

Meßtischblatt:		TK 8026 (Aitrach)
Geländegestaltung:		leicht konvexer Oberhang
Höhe über NN:		660 m
Exposition:		NE
Kulturart 1989:		Wintergerste
Gestein:		Deckschutt auf Moränenschotter
Bodentyp:		Parabraunerde-Pseudogley
Tiefe(cm)	Horizont	Beschreibung
0-29	Ap	Brauner (7.5 YR 4/3) bis dunkelbrauner (7.5 YR 3/3), humoser, schwach toniger Schluff mit mittlerem Gehalt an Grobkiesen (Flächenanteil ca. 3 - 5 %). Rege biologische Aktivität (Regenwürmer, Käfer). Teilweise ockerfarbige Aufhellungen in Aggregaten (5 YR 7/8). Scharf übergehend in:
29-45	Al/Sw	Bunter, überwiegend grau-oranger (7.5 YR 6/4), deutlich hydromorpher, schwach humoser Schluff (Löß). Diffus übergehend in:
45-79	Sw	Bunter, überwiegend hellbrauner (7.5 YR 5/8) bis grau-oranger (7.5 YR 6/4), deutlich hydromorpher, schwach sandig-toniger Schluff mit hohem Anteil an Gesteinsschutt. Diffus übergehend in:
79-100+	Bt/Sd	Dicht gelagerter, marmorierter (7.5 YR 5/8, 6/8, 7/8; 5 YR 7/8), lehmiger Gesteinszersatz mit sehr hohem Skelettaneil.

Tab. 3. Profilkurzbeschreibung Parabraunerde-Pseudogley/Oberschwaben: Verkürzte Profilbeschreibung eines typischen Probenahmepunkts im Bereich des Moränenhügellandes/Oberschwaben (OS112; RW 35 79290, HW 53 14310; Flachbohrung).

Aue und Niederterrasse sind durch eine 5 bis 7 m hohe, im Feld deutlich erkennbare Geländestufe voneinander getrennt. Der Übergang von Niederterrasse zum Moränenhügelland ist als bewaldete Böschung von ca. 60 Höhenmetern ebenfalls deutlich abgrenzbar (Abb. 2).

Abb. 2. Die Geländestufen bei Tannheim/Oberschwaben: Das Foto zeigt im Vordergrund den Übergang Aue - Niederterrasse und im Hintergrund den bewaldeten Anstieg zum Moränenhügelland (Standort: ca. 500 m östlich von Kronwinkel).

3.1.3 Klima

Die klimatische Situation der Landschaft ist durch einen wegen der kontinentalen Lage des Gebietes feuchtkühlen Charakter gekennzeichnet. Im langjährigen Mittel liegt die Lufttemperatur bei 7,4° C und die Jahresschwankung der monatlichen Mitteltemperatur bei 19,1° C. Temperaturextrema der Monatsmitteltemperatur liegen bei -2,2° C im Januar und 16,9° C im Juli. Die Jahresniederschläge von ca. 950 mm fallen zu zwei Drittel im Sommerhalbjahr von Mai bis Oktober mit Maxima im Juni und Juli (alle Werte für Klimastation Memmingen, n. AICHELE, 1976).

3.1.4 Potentielle natürliche Vegetation

Die potentielle natürliche Vegetation der untersuchten Region besteht im Auebereich aus Eichen-Ulmen-Auwäldern und Trockenen Grauerlen-Auwäldern, die auf den Terrassen und im Hügelland in Buchenwälder und Tannen-Buchenwälder übergehen. Nach MÜLLER und OBERDORFER (1974) bildeten sich hier Pflanzengesellschaften der Hainsimsen-Buchenwälder, Waldmeister-Buchenwälder sowie diverse Formen von Tannen-Buchenwäldern aus.

3.2 Nordrhein-Westfalen

In der Jülich-Zülpicher Börde wurden Vergleichsstandorte zu den oberschwäbischen Geoökosystemen gesucht. Die Allochthone Vega der Inde-Aue und der Parabraunerde-Pseudogley der Zülpicher Börde werden den oberschwäbischen Böden vergleichend gegenübergestellt. Ein der Terrassen-Braunerde vergleichbarer Boden wurde nicht mit einbezogen.

Die in der nördlichen Eifel entspringende Inde prägt in ihrem Mittel- und Unterlauf eine deutlich abgrenzbare Aue aus, die zwischen Weisweiler (TK L 5104 Düren; RW 25 24, HW 56 33) und Jülich (TK L 5104 Düren; RW 25 25, HW 56 42) an einigen Stellen beprobt wurde.

Auf jungen sandig-schluffigen Flußablagerungen über holozänen Schottern oder Auelehmen haben sich im Überflutungsbereich der Inde Braune Aueböden ausgebildet, die teilweise zur Vergleyung neigen (Bodenkarte NRW 1:50000, Bl. L 5104 Düren). Die Böden sind durch Flußregulierung und Eindeichung heute kaum noch hochwassergefährdet und werden in der Regel als Grünland, seltener als Ackerland genutzt.

Meßtischblatt:		TK 5104
Geländegestaltung:		eben
Höhe über NN:		ca. 113 m
Exposition:		-
Kulturart 1988:		Winterweizen
Gestein:		Holozäne Auesedimente
Bodentyp:		Allochthone Vega
Tiefe(cm)	Horizont	Beschreibung
0-30	Ap	Dunkelbrauner (7.5 YR 3/3), humoser, schluffiger Feinsand mit mittlerer biologischer Aktivität. Eingelagert kleine Kohlepartikel. Diffus übergehend in:
30-69	M_1	Dunkelbrauner (7.5 YR 3/3) bis brauner (7.5 YR 4/3), humoser, etwas dichter gelagerter, schluffig-toniger Feinsand mit einzelnen, kleinen Kohlepartikeln. Diffus übergehend in:
69-90	M_2	Dichter gelagerter, brauner (7.5 YR 4/3), schwach humoser schluffig-toniger Feinsand mit vereinzelten, sehr kleinen Pseudogleyflecken. Sehr carbonatarm (sehr schwache HCl-Reaktion). Gerade und deutlich übergehend in:
90-100+	M_3	Brauner (7.5 YR 4/6) bis hellbrauner (7.5 YR 5/6), dicht gelagerter, sehr schwach humoser Mittelsand. Sehr carbonatarm (sehr schwache HCl-Reaktion).

Tab. 4. Profilkurzbeschreibung Allochthone Vega/NRW: Verkürzte Profilbeschreibung eines typischen Probenahmepunkts in der Inde-Aue/Niederrheinische Bucht (INDE2; RW 25 24500, HW 56 33850; Flachbohrung).

Die Parabraunerde-Pseudogleye im Untersuchungsgebiet der Niederrheinischen Bucht bildeten sich aus pleistozänem Löß über Sanden und Kiesen der Hauptterrasse des Rhein-Maas-Schwemmfächers. Die Probenahme erfolgte in der Zülpicher Börde

zwischen Euskirchen, Weilerswist, Friesheim und Bliesheim (TK L 5306, Bodenkarte NRW 1:50000, Bl. L 5306 Euskirchen). Die Pseudovergleyung hat im Gegensatz zu den oberschwäbischen Vergleichsböden überwiegend pedogenetische Ursachen und ist als sekundäre Pseudovergleyung anzusehen.

Die Parabraunerde-Pseudogleye der Zülpicher Börde werden in der Regel ackerbaulich genutzt, seltener tragen sie Wald oder Grünland.

Meßtischblatt:		TK 5206
Geländegestaltung:		eben
Höhe über NN:		110 m
Exposition:		-
Kulturart 1988:		Wintergerste
Gestein:		Löß
Bodentyp:		Parabraunerde-Pseudogley
Tiefe(cm)	Horizont	Beschreibung
0-25	Ap	Brauner (7.5 YR 4/3), humoser, feinsandiger Schluff mit vereinzelten, kleinen Pseudogleyflecken (5 YR 5/8). Scharf übergehend in:
25-37	Sw/Al	Brauner (7.5 YR 4/3), bis graubrauner (7.5 YR 5/3), schwach humoser, feinsandiger Schluff mit vereinzelten Pseudogleyflecken. Diffus übergehend in:
37-80	Sw	Bunt marmorierter (7.5 YR 5/4, 5/6, 4/4, 4/6, 8/1, 8/2; 5 YR 4/6, 4/8), sehr schwach humoser bis in Spuren humoser, schluffiger Feinsand (Löß). Deutlich übergehend in:
80-100+	Bt/Sd	Dicht gelagerter, rötlich-brauner (5 YR 4/6) bis dunkelrötlich-brauner (5 YR 3/6) Feinsand mit hohem Skelettanteil.

Tab. 5. Profilkurzbeschreibung Parabraunerde-Pseudogley/NRW: Verkürzte Profilbeschreibung eines typischen Probenahmepunkts im Bereich der Zülpicher Börde/Niederrheinische Bucht (BLH2; RW 25 56250, HW 56 26750; Flachbohrung).

4.0 Material und Methoden

4.1 Geländearbeiten

4.1.1 Probenahme

Die Entnahme von Boden- und Pflanzenmaterial in Oberschwaben zur Bestimmung der TF_{BP} erfolgte 1988 und 1989 jeweils zur Reife des Wintergetreides. Die Probenahme in NRW wurde nur im Sommer 1988 durchgeführt. Um nur repräsentative und ungestörte Standorte in die Beprobung einzubeziehen, wurden alle Standorte vor der Probenahme nach einer flachen Bohrung von 1 m Tiefe mit einer Kurzprofilansprache beschrieben. Es wurde großen Wert auf die Erfassung von Bodentypen gelegt, die für die untersuchten Raumeinheiten als typisch gelten können. Aus diesem Grund wurden ausschließlich die Allochthone Kalkvega der Aue, die Braunerde der Niederterrasse und der Parabraunerde-Pseudogley des Moränenhügellandes beprobt. Auf die Probenahme auf Übergangstypen der jeweiligen Bodentypen wurde verzichtet.

4.1.1.1 Kurzprofilansprache

Die Kurzprofilansprache erfolgte auf den zu beprobenden Schlägen bei einem Mindestabstand von 20 m zu Feldwegen und 40 m zu größeren Straßen. Neben der Bohrung direkt auf der Probenahmefläche wurden Vergleichsbohrungen in einer Entfernung von ca. 10 - 20 m von der Probenahmefläche entfernt durchgeführt, um die Homogenität der Horizontierung zu überprüfen. Die Bohrung erfolgte mit einem 1 m-Pürckhauer-Bohrer mit Schlag-/Hebekombination.

Die Profilbeschreibung wurde nach der "Bodenkundlichen Kartieranleitung" (AG BODENKUNDE, 1982), die Farbbestimmung am feldfrischen Boden mittels Farbtafeln (FUJIHIRA INDUSTRY Co., 1965) durchgeführt.

Natürliche und anthropogene Aufschlüsse der näheren Umgebung wurden zur weiteren Information über die geologischen und bodenkundlichen Verhältnisse studiert und dokumentiert.

4.1.1.2 Pflanzenproben

Auf ca. 1 m^2 wurde das zur Entnahme anstehende, erntereife Wintergetreide mit einer elektrischen Rasenschere bei einer Stoppelhöhe von 20 cm geschnitten. Um für die Gammaspektrometrie genügend Material zur Messung zu erhalten, wurden von einem weiteren Quadratmeter lediglich die Ähren geerntet. Das Pflanzenmaterial wurde für den Transport in Papiertüten aufbewahrt.

Voruntersuchungen zeigten, daß der Radioaktivitätsgehalt in Getreide eines Schlages bei der Probenahme von 1 m^2 Getreide in der Regel geringen Schwankungen unterworfen ist. Die dabei maximal aufgetretenen Unterschiede von 30 % sind vor dem Hintergrund der großen Schwankungsbreite der TF_{BP} vernachläßigbar gering.

4.1.1.3 Bodenproben

Auf den zuvor abgeernteten Flächen wurden die Bodenproben mit einer Edelstahl-Handsonde, Typ HUMAX SH 300/35 (Fa. M. Hug, Schweiz), genommen. Das ungestörte Bodenprofil liegt nach der Bohrung in einer PVC-Hülse von 35 mm Durchmesser und 30 cm Länge vor. Pro Fläche wurden bis zu 10 Bodenkerne ausgestochen. Die mit Deckeln versehenen Hülsen konnten ohne weitere Aufarbeitung gelagert und transportiert werden.

4.1.2 Probenaufbereitung

4.1.2.1 Pflanzen

Die geernteten Getreidepflanzen wurden in Ähre und Halm getrennt und lufttrocken gelagert. Die Ähren wurden maschinell gedroschen (Dreschmaschine LD 180 ST4, Fa. Walter und Wintersteiger) und die Spreu vom Korn getrennt.

Während das Korn ohne weitere Behandlung in 1 l-Marinelli-Bechern zur Messung kam, wurde die aus Spindel, Spelzen und teilweise aus Grannen bestehende Spreu in einer Küchenmaschine (Moulinette) homogenisiert. Das Stroh wurde in einer Schneidmühle (SM-1, Fa. RETSCH) auf eine Größe von < 1,5 mm zerkleinert und zur Messung komprimiert in 1l-Marinelli-Becher gegeben.

4.1.2.2 Boden

Die Bodenproben wurden im feldfrischen Zustand in die Schichten 0-20 cm und 20-30 cm getrennt, um die für die TF_{BP} von Ackerböden geforderte Bezugstiefe von 20 cm zu erlangen. Beide Schichten wurden separat aufgearbeitet und gemessen. Nach einer groben manuellen Zerkleinerung des Bodenkerns in einem Porzellanmörser, wurde der Boden bei 40° C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Nach einer weiteren Homogenisierung im Handmörser und dem trockenen Absieben des Skelettanteils (> 2 mm) in einer Siebmaschine (Fa. RETSCH), erfolgte die gammaspektrometrische Messung in 0,5 l-Marinelli-Bechern.

4.2 Lysimeterversuch

4.2.1 Boden, Düngung

Die im Versuch verwendeten Lysimeter sind quadratische Edelstahlzylinder mit 0,5 m^2 Fläche und 80 cm Tiefe, die zur Bodenentnahme im Feld in den Boden gerammt und anschließend durch einem Bagger herausgezogen werden. Es liegt ein ungestörtes Bodenprofil vor, das realistische Versuchsbedingungen ermöglicht (KUBIAK, 1986; FÜHR et al., 1990). Die durch die oberirdische Aufstellung der Lysimeter stärkeren Temperaturschwankungen im Boden werden durch eine Ummantelung mit Styropor gemildert.

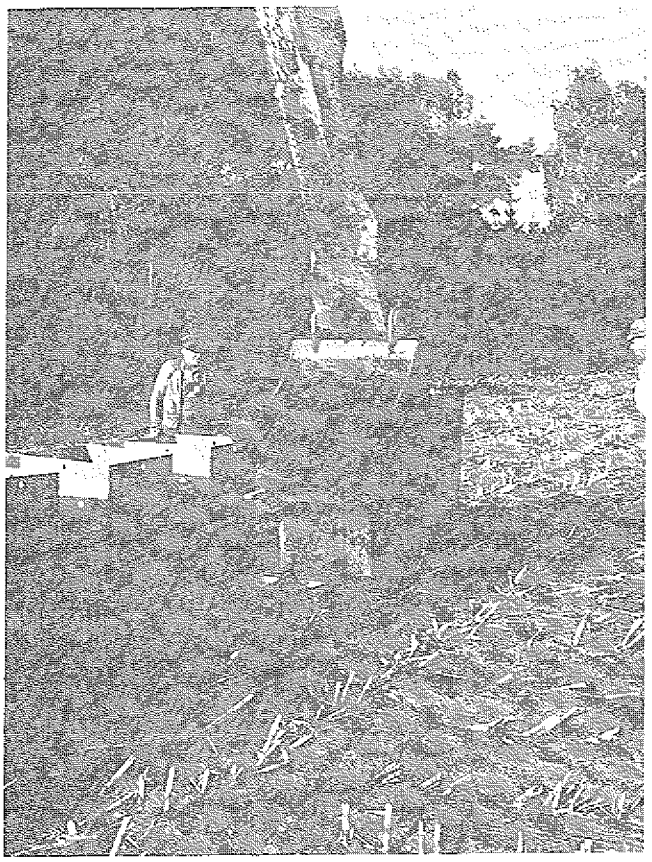
Der Lysimeterversuch stellt eine Untersuchung dar, die praxisrelevante Empfehlungen für die Behandlung radioaktiv kontaminierter Klärschlämme liefert. Um im Versuch einen ungünstigen Fall mit einer sehr hohen Cäsiumaufnahme zu simulieren, wurde ein Boden mit extremen Bodeneigenschaften gewählt. Eine in der landwirtschaftlichen Praxis durch den Boden bedingte noch höhere Aufnahme des Radiocäsiums als im Versuch ist somit unwahrscheinlich.

Ein entsprechender Boden wurde bei Herzebocholt am Niederrhein gefunden (TK L 4101 Bocholt, DGK Herzebocholt; RW 25 33910, HW 57 45120). Eine umfangreiche geologische, bodenkundliche und naturräumliche Übersicht des Gebietes findet sich bei SCHOLLMAYER (1990).

Im Oktober 1988 wurden vier Lysimeter auf einer ca. 5 Jahre alten Weide ausgestochen, vier weitere Lysimeter auf einem benachbarten Acker. In Tabelle 6 ist die Profilansprache des Ackerbodens wiedergegeben. Das Profil des Weidebodens ist unterhalb des Ap-Horizontes dem des Ackers vergleichbar. Abbildung 3 verdeutlicht die Entnahme der Lysimeter und die anschließende Aufstellung im Kontrollbereich des Instituts für Radioagronomie.

Der Boden wurde in Übereinstimmung mit SCHOLLMAYER (1990) als Gley-Podsol bezeichnet. Die Bodenproben aus den jeweiligen Horizonten wurden von der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Bonn auf ihre wichtigsten Bodenparameter hin untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7 zusammengefaßt. Der Boden läßt aufgrund seiner schwachen Ausstattung an austauschbaren Kationen und seines extremen Sandgehaltes relativ hohe Transferfaktoren Boden-Pflanze für Radiocäsium erwarten.

Während der insgesamt zweijährigen Versuchsdauer wurde der Boden im Lysimeter praxisgerecht bearbeitet und gedüngt. Die durch den Klärschlamm aufgebrachten Nährstoffe wurden in der Düngung berücksichtigt und die Kontrollysimeter kompensativ gedüngt. Im Frühjahr 1989 erfolgte eine Grunddüngung der Kontrollysimeter mit einem mineralischen Volldünger (12 % N, 12 % P_2O_5, 17 % K_2O und 2 % MgO, 100 g/m^2). Um in allen Lysimetern vergleichbare Verhältnisse zu haben, wurden die Klärschlammlysimeter zusätzlich mit einem Kaliumdünger auf den gleichen Kaliumgehalt gebracht. Im Frühjahr 1990 wurde die Grunddüngung mit Volldünger auf allen Lysimetern durchgeführt (80 g/m^2). Die vier Lysimeter mit Weidevegetation wurden nach den Grasschnitten zusätzlich mit Kalkammonsalpeter (25 % N, 40 g/m^2) gedüngt.



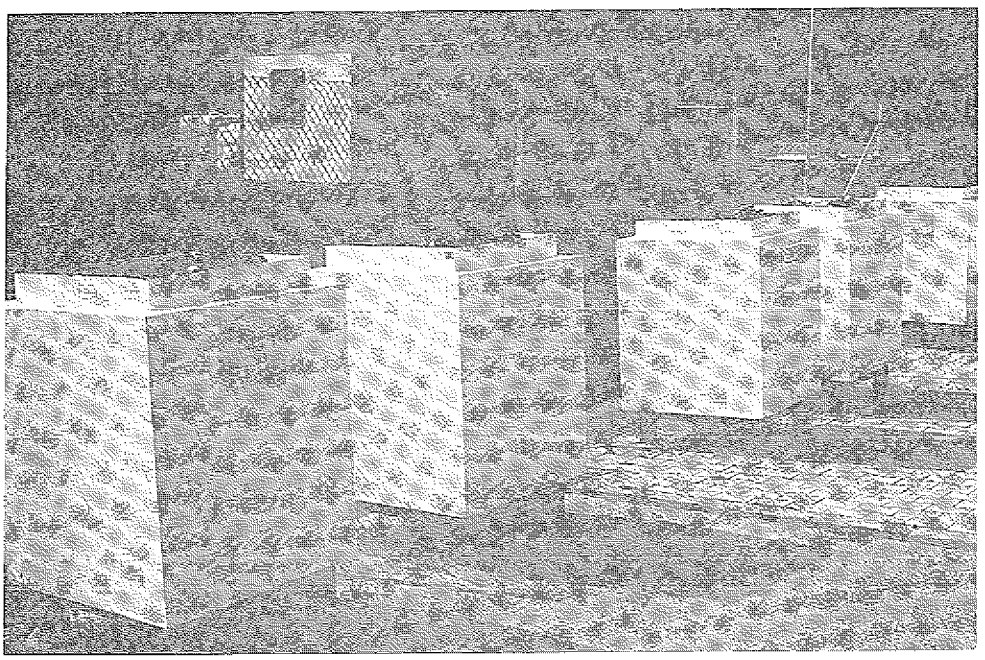


Abb. 3. Entnahme und Aufstellung der Lysimeter: Entnahme von 4 ackerbaulich und 4 als Grünland genutzten Lysimetern bei Herzebocholt sowie anschließende Aufstellung der Lysimeter im Freilandkontrollbereich des Instituts für Radioagronomie der KFA Jülich.

Meßtischblatt:		TK L 4101
Geländegestaltung:		fast eben
Höhe über NN:		ca. 18 m
Exposition:		-
Kulturart 1988:		Mais
Gestein:		Flugsanddecke
Bodentyp:		Gley-Podsol
Tiefe(cm)	Horizont	Beschreibung
0-25(28)	Ap	Schwarzbrauner (10 YR 2/3), stark humoser, schwach lehmiger Sand. Kohärentgefüge mit zahlreichen Feinwurzeln. Deutlich gebleichte Sandkörner. Teils fleckenartige, dunkelrötlich-braune Partien (5 YR 3/4). Diffus übergehend in:
25(28)-34	Ae	Bräunlich-grauer (7.5 YR 5/2 - 4/2), teils schwarz-brauner (7.5 YR 3/2), schwach lehmiger Sand. Kohärentgefüge. Horizont teilweise aussetzend. Scharf übergehend in:
34-43	Bhs	Rötlich-brauner (5 YR 4/8), mäßig fester, humoser bis schwach humoser, sehr schwach lehmiger Sand. Teilweise deutliche Einwaschungsfahnen von Sesquioxiden und/oder organischer Substanz (5 YR 1/1, 2/2, 2/4). Diffus übergehend in:
43-120	Bh/Go	Schwach untergliederter, graugelb-oranger (10 YR 7/2 - 7/3), sehr schwach lehmiger Sand im Kohärentgefüge mit zahlreichen, sehr dünnen (1 - 5 mm) Adern eingewaschener organischer Substanz (7.5 YR 4/4). Einige tiefreichende (ca. 100 cm) schwach zersetzte, alte Baumwurzelreste. Teilweise wolkenförmige, sehr schwache Aufhellungen. Diffus übergehend in:
>120	II Gr	Sehr dicht gelagerter, grauer (N 6/0), toniger Lehm.

Tab. 6. Beschreibung des im Lysimeterversuch eingesetzten Bodens: Profilbeschreibung des Gley-Podsols aus Herzebocholt mit Farbangabe des feldfrischen Bodens nach MUNSELL (FUJIHIRA INDUSTRY Co., 1965)).

4.2.2 Pflanzen

Auf den vier Lysimetern mit Boden aus Ackernutzung wurden in praxisgerechter Fruchtfolge verschiedene Feldfrüchte angebaut. Als erste Kultur wurden im April 1989 Kartoffeln gesetzt, die im Juli geerntet wurden. Im August wurde auf den gleichen Lysimetern Salat angepflanzt. Die Ernte erfolgte Ende September. Im November des gleichen Jahres wurde Winterweizen (Sorte: OKAPI) gesät. Die Ernte des Getreides wurde im Juli 1990 durchgeführt. Als letzte Frucht wurde im August 1990 nochmals Salat gepflanzt, der Ende September zur Ernte kam.

Die Lysimeter mit Boden aus Weidenutzung wurden 1989 dreimal, 1990 einmal geschnitten. Alle Pflanzen wurden in sommerlichen Trockenperioden bis zu zweimal wöchentlich mit 10 mm Niederschlag zusätzlich beregnet und im üblichen Umfang mit Pflanzenschutzmitteln behandelt.

	0-25(28) Ap	25(28)-34 Ae	34-43 Bhs	43-120 Bh/Go	>120 II Gr
pH($CaCl_2$)	5,4	5,9	5,6	5,3	4,7
Humus(%)	3,2	0,7	0,4	0,2	0,2
$N_{ges.}$(%)	0,12	0,02	0,01	0,01	0,01
Ton(%)	4,7	1,4	1,1	2,3	3,6
Schluff(%)	6,8	2,6	1,1	1,6	13,1
Sand(%)	88,5	96,0	97,8	96,1	83,3
$CaCO_3$(%)	1,0	0,7	0,1	0,1	0,8
Na^+(mmol/z/100g)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
K^+(mmol/z/100g)	0,63	0,17	0,13	0,17	0,32
Ca^{++}(mmol/z/100g)	4,6	0,9	0,3	0,1	0,1
Mg^{++}(mmol/z/100g)	0,32	0,13	0,09	0,09	0,13
Austauschbare Basen (S-Wert) (mmol/z/100g)	5,56	1,21	0,53	0,37	0,56
KAK (T-Wert) (mmol/z/100g)	10,9	5,4	3,5	2,3	2,9
Basensättigung (V-Wert) (%)	51,0	22,4	15,1	16,1	19,3

Tab. 7. Bodenparameter des im Lysimeterversuchs eingesetzten Bodens: Die wichtigsten chemischen und physikalischen Bodenparameter des Gley-Podsols aus Herzebocholt. Die angewandte Analytik wird im Unterabschnitt 4.3.1 "Analyse der chemischen und physikalischen Bodenparameter" aufgeführt.

4.2.3 Klärschlamm

4.2.3.1 Chemische und physikalische Eigenschaften

Im September 1988 wurden 60 l des durch den Reaktorunfall kontaminierten Klärschlamms am Klärwerk Tannheim (Abwasserzweckverband Aichstetten-Aitrach-Tannheim) entnommen. Eine Analyse des Klärschlamms insbesondere auf Schwermetalle wurde im Auftrag des Abwasserzweckverbandes durch einen Gutachter durchgeführt. Der Untersuchungsbericht ist in Tabelle 8 verkürzt wiedergegeben.

Der im Versuch eingesetzte Klärschlamm hat, zerfallskorrigiert auf den 1.1.1989, eine Radioaktivität von 10120 Bq ^{137}Cs und 2375 Bq ^{134}Cs/kg Trockensubstanz. Bei einem Volumengewicht von 1,025 kg/l und einem Trockensubstanzgehalt von 4,7 % entspricht dies 487,71 Bq ^{137}Cs/l und 114,46 Bq ^{134}Cs/l Frischsubstanz. Eine weitergehende Charakterisierung des Klärschlamms findet sich bei WAGNER und JENKINS (1990).

	Gehalt in Frischsubstanz	Trockensubstanz
Wasser(%)	95,3	-
Org. Substanz, Glühverlust(%)	2,5	54
Kohlenstoff errechnet (%)	1,2	25
Volumengewicht (g/l)	1025	-
pH-Wert	6,9	-
$Ca_{ges.}$(%)	0,29	6,2
$N_{ges.}$(%)	0,17	3,6
$P_2O_{5\ ges.}$(%)	0,14	3,0
Zn (mg/kg)	77	1640
Cu (mg/kg)	17	360
Ni (mg/kg)	1,2	25
Cd (mg/kg)	0,18	3,8
Pb (mg/kg)	24	503
Cr (mg/kg)	3,1	65
Hg (mg/kg)	0,08	1,7

Tab. 8. Klärschlammanalyse: Die Tabelle faßt die wichtigsten Kenndaten des im Lysimeterversuch eingesetzten Klärschlamms zusammen (Analyse durch das Institut Dr. Jäger in Tübingen im Auftrag des Abwasserzweckverbandes in Tannheim/Oberschwaben).

4.2.3.2 Aufbringung des Klärschlamms

Der Klärschlamm wurde am 30.3.1989 in der nach der deutschen Klärschlammverordnung (BUNDESGESETZBLATT, 1982) maximal zulässigen Konzentration von 10 t Trockensubstanz/ha, entsprechend 1 kg/m², aufgebracht. Nach Aufbringung dieser Mengen ist eine erneute Klärschlammdüngung für 5 Jahre verboten. Dies bedeutet rechnerisch eine Aufbringung von 2375 Bq $^{134}Cs/m^2$ und 10120 Bq $^{137}Cs/m^2$.

Es wurden zwei in Wiesenutzung und zwei in Ackernutzung stehende Lysimeter mit Klärschlamm behandelt. Je zwei weitere Lysimeter blieben als Kontrolle unbehandelt. Abb. 4 verdeutlicht den Versuchsplan des Lysimeterversuchs.

Alle Lysimeter in Wiesennutzung wurden nach der Aufbringung des Klärschlamms beregnet, um am Gras anhaftenden Klärschlamm abzuwaschen. Der auf den Lysimetern in Ackernutzung aufgebrachte Klärschlamm wurde einen Tag nach der Aufbringung in 10 cm Tiefe eingearbeitet.

4.2.4 Probenahme und Probenaufbereitung

Die Entnahme von Bodenmaterial aus den Lysimetern zur gammaspektrometrischen Analyse erfolgte wie bei den Geländearbeiten mit einem Handbohrer. Pro Lysimeter wurden 5 Hülsen mit Boden aus 0-30 cm Tiefe entnommen. Zur Messung gelangte

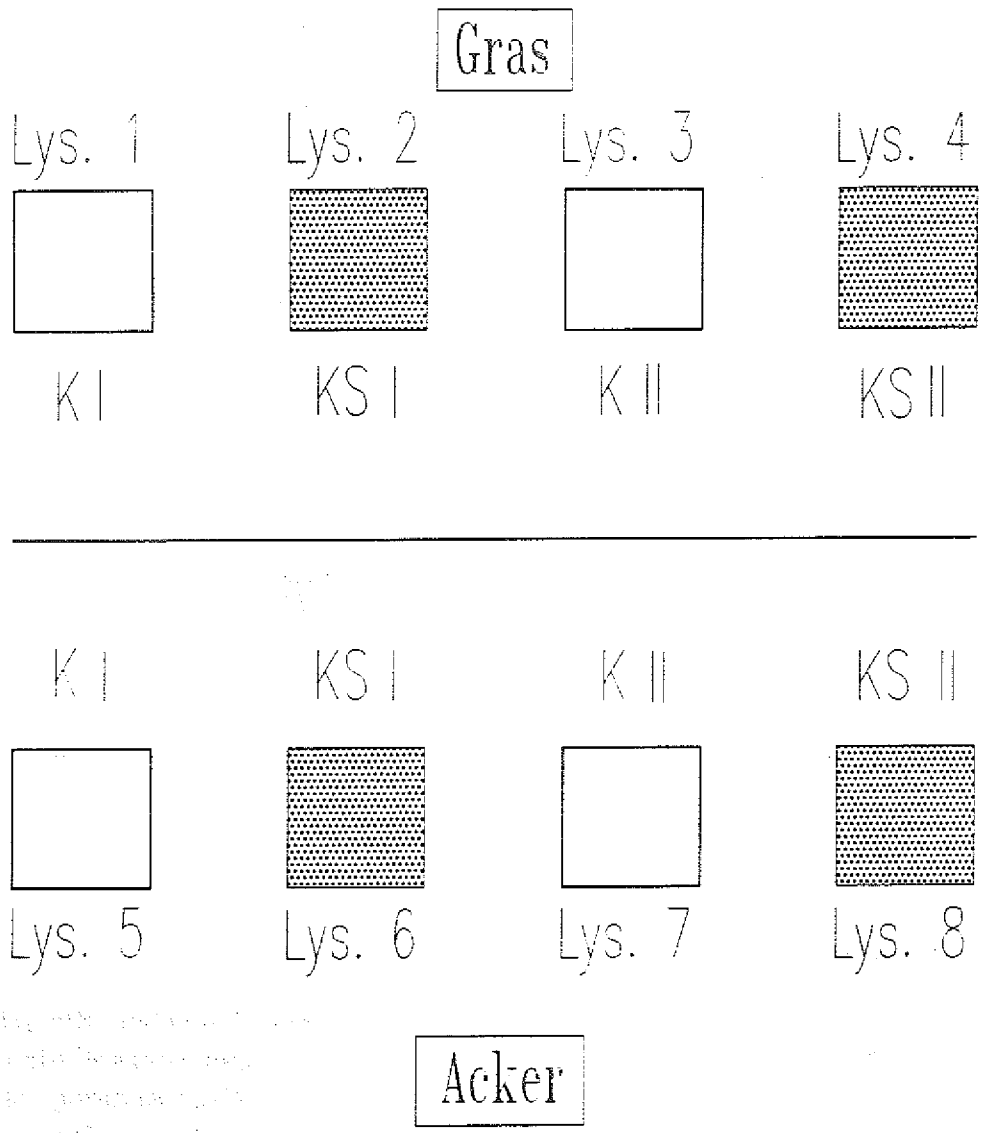


Abb. 4. Plan des Lysimeterversuchs: Im Versuch stehen 4 Lysimeter in Wiesennutzung und 4 Lysimeter in Ackernutzung mit je 2 Kontroll- (K) und 2 Klärschlammlysimetern (KS).

nur die Schicht 0 - 20 cm. Die Bodenproben wurden luftgetrocknet, leicht gemörsert und auf < 2 mm gesiebt.

Die Kartoffeln wurden zur Verzehrsreife geerntet und mit Hilfe einer Bürste und Wasser gründlich gereinigt. Nach der Bestimmung des Frischgewichts wurden die Kartoffeln in kleine Scheiben geschnitten und in PVC-Tüten tiefgefroren. Die Trocknung erfolgte mit einer Vakuum-Gefriertrocknung vom Typ DURA-DRY® (Fa. FTS Systems). Nach der Bestimmung des Trockengewichts wurden die Kartoffeln in einem Küchengerät (Moulinette) zerkleinert und der Messung zugeführt.

Der Kopfsalat wurde zur Ernte wenige Zentimeter über dem Boden abgeschnitten und danach gründlich gewaschen. Nach dem Abtrocknen der Blätter wurde das Frischgewicht bestimmt, die Blätter in PVC-Tüten verschweißt und tiefgefroren. Die Trocknung des Pflanzenmaterials erfolgte ebenfalls in einer Gefriertrocknung, die Zerkleinerung der getrockneten Salatblätter in dem Küchengerät.

Die Ernte des Winterweizens erfolgte zur Reife des Getreides. Die Ähren wurden mit einer Schere vom Halm getrennt und die Halme anschließend mit einer elektrischen Rasenschere bei einer Stoppelhöhe von ca. 10 cm geschnitten. Die Ähren wurden maschinell in einer Dreschmaschine (Fa. Walter und Wintersteiger, Typ LD 180 ST 4) gedroschen und das Stroh in einer Rotormühle (RETSCH SM1) auf < 1,5 mm homogenisiert.

Das Gras wurde mit einer elektrischen Schere bei einer Schnitthöhe von 7 cm geschnitten und an der Luft getrocknet. Die Erntetermine waren 1989 der 19. Mai, der 19. Juli und der 7. November. 1990 wurde lediglich ein Schnitt am 18. Juni durchgeführt. Die Zerkleinerung und Homogenisierung des Grases erfolgte hier ebenfalls in der Moulinette.

4.3 Meßmethoden und Datenverarbeitung

4.3.1 Analyse der chemischen und physikalischen Bodenparameter

4.3.1.1 Geländearbeiten 1988 und Lysimeterproben

Die im Jahr 1988 entnommenen Bodenproben aus Oberschwaben und Nordrhein-Westfalen sowie die Bodenproben des Lysimeterversuchs wurden durch die Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Bonn untersucht.

Bei den Proben der Geländearbeit handelt es sich um Boden aus 0 - 20 cm Tiefe des Ap-Horizonts. Der Boden wurde luftgetrocknet und auf die Fraktion < 2 mm gesiebt. Die Bodenproben des Lysimeterversuchs wurden während der Lysimeterentnahme im Feld aus der Profilwand entnommen, ebenfalls luftgetrocknet und gesiebt. Alle Proben wurden auf Korngrößenverteilung, pH-Wert, Stickstoff- und Humusgehalt sowie auf den Nährstoffgehalt hin untersucht.

Zur Untersuchung der Korngrößenverteilung wurde nach Dispergierung mit $Na_4P_2O_7$ eine kombinierte Sieb-/Schlämmanalyse nach Köhn durchgeführt (Pipettanalyse). Es werden die Fraktionen Ton (< 2 μm), Feinschluff (2-6,3 μm), Mittelschluff (6,3-20 μm), Grobschluff (20-63 μm), Feinsand (63-200 μm), Mittelsand (200-630 μm) und Grobsand (630-2000 μm) unterschieden. Die Analyse ist als DIN 19 683, Blatt 1-2 genormt (DIN 19 683, 1973).

Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte elektrometrisch in einer 0,01 N $CaCl_2$-Suspension im Verhältnis 1:2,5. Die pH($CaCl_2$)-Werte sind gut reproduzierbar und in der vorliegenden Konzentration den pH-Werten in 0,1 N KCl-Lösung vergleichbar.

Der Gesamt-Stickstoffgehalt wurde im Kjeldahl-Aufschluß nach Zugabe eines Phenol-Schwefelsäure-Gemisches bestimmt (DIN 19 684, Teil 4, 1977).

Die Bestimmung des Humusgehaltes erfolgte nach der Methode LICHTERFELDE im Dichromat-Schwefelsäure-Verfahren (DIN 19 684, Teil 2, 1977). Als Umrechnungsfaktor für die Umrechnung zum $C_{org.}$-Gehalt werden 58 % festgelegt.

Der Sorptionszustand des Bodens wird durch die Kationenaustauschkapazität (KAK) oder T-Wert und den Gehalt an austauschbaren Basen (S-Wert) beschrieben. Zur Anwendung kam die Bestimmung der KAK nach MEHLICH (1948) durch Umtausch mit einer Bariumsalz-Lösung. Neben der KAK wurden die austauschbaren Kationen Na^+, K^+, Ca^{++} und Mg^{++} einzeln bestimmt und deren Summe als S-Wert ermittelt. Die Basensättigung (V-Wert) wurde als Quotient von S-Wert und T-Wert ebenfalls rechnerisch ermittelt (DIN 19 684, Teil 8, 1977).

Neben den n. MEHLICH (1948) austauschbaren Kationen wurde der Gehalt an "pflanzenverfügbarem" Phosphor und Kalium im Calcium-Acetat-Lactat-(CAL-) Extrakt (SCHÜLLER, 1969), der Gehalt an Natrium und Calcium in 0,1 N NH_4Cl-Lösung und der Gehalt von Magnesium in 0,025 N $CaCl_2$-Lösung nach SCHACHTSCHABEL (1954) untersucht.

Alle Analysen wurden in Doppelbestimmung durchgeführt und, von wenigen Ausreißern abgesehen, gemittelt. Die gesamte Methodik ist außer in den angegebenen Normen auch im "Methodenbuch Bodenkunde" (HERRMANN, 1955) und bei SCHLICHTUNG und BLUME (1966) beschrieben.

4.3.1.2 Geländearbeiten 1989

Die Bodenproben der im Jahr 1989 in Oberschwaben untersuchten Flächen wurden durch das Labor Dr. Becker in Wesseling analysiert. Es wurden der pH-Wert, Gesamt-Stickstoffgehalt und Kohlenstoffgehalt, die Korngrößenverteilung, der Gehalt an austauschbaren Kationen und die KAK mit der bereits geschilderten Methodik untersucht. Wegen des engen Zusammenhangs zwischen den nach MEHLICH (1948) austauschbaren Kationen und anderen Extraktionsverfahren, wurde auf eine über die Untersuchung der austauschbaren Kationen hinausgehende Analyse der Nährstoffgehalte verzichtet. Alle Untersuchungen erfolgten in Einfachbestimmung, da die Parallelen der Proben 1988 sehr gut übereinstimmten.

4.3.2 Radioaktivitätsmessung

4.3.2.1 Geländeproben

Alle Boden- und Pflanzenproben der Geländearbeiten wurden im Institut für Radioagronomie des Forschungszentrums Jülich gemessen. Zur Anwendung kam ein Ge(Li)-Coaxialdetektor (Fa. PGT, Typ LGC 23). Die Abschirmung des Detektors erfolgt mit einer Bleiburg von 8 cm Wandstärke und einer inneren Auskleidung durch 10 mm Elektrolytkupfer zur Abschirmung der Bremsstrahlung. Der untere Bleiboden

ist durchbrochen, um den in den Stickstoffbehälter (Dewar) führenden Kupfer-Kühlfinger aufzunehmen. Der Bleideckel wird zur Beschickung des Detektors mittels Elektromotor gehoben und bleibt während der Messung abgesenkt.

Der Detektor hat eine relative Ausbeute von 23,5 % für ^{60}Co und eine Auflösung von 1,9 keV bei 1,33 MeV. Die Impulse werden verstärkt, digitalisiert und in einem Vielkanalanalysator der Firma Canberra (MCA, Series 80) gespeichert. Anschließend erfolgt die Übertragung des Spektrums auf einen Rechner (PDP 11/84) und die Auswertung mit dem Programmpaket SPECTRAN$^+$ der Fa. Canberra. Die automatische Peakfindung von SPECTRAN$^+$ wurde stets visuell überprüft, mußte jedoch in den seltensten Fällen korrigiert werden. Die beiden Radioisotope des Cäsiums wurden bei 604,66 keV (^{134}Cs) und 661,62 keV (^{137}Cs), ^{40}K bei 1460,7 keV detektiert. Zwei Spektren der Messung einer oberschwäbischen Boden- und einer Getreideprobe sind als Abb. 23 und 24 im Abbildungsanhang wiedergegeben. Die Bodenproben wurden in Abhängigkeit des Cs-Gehaltes zwischen 3 und 12 Stunden gemessen, die Meßzeit für Pflanzenproben lag bei 72 Stunden.

Das Programm ermöglicht auch die Energiekalibrierung, die mit einer wäßrigen Eichlösung durchgeführt wurde (PTB Braunschweig mit ^{54}Mn, ^{57}Co, ^{65}Zn, ^{85}Sr, ^{88}Y, ^{133}Ba, ^{137}Cs, ^{139}Ce). Die Bestimmung der Zählausbeute wurde für Pflanzenproben mit einer wäßrigen $^{134/137}Cs$- und einer K-Lösung (100 g K/l) durchgeführt. Für die Bodenproben wurde ein Boden mit einer bekannten Menge $^{134/137}Cs$ kontaminiert, homogenisiert und gemessen. Zur Bestimmung der Ausbeute für ^{40}K wurde eine Bodenprobe gamma-spektrometrisch analysiert, feingemörsert, an einer Waldner-Apparatur mit $HF/HClO_4$ aufgeschlossen und der K-Gehalt am Flammenphotometer bestimmt. Die Ausbeute errechnet sich über den spezifischen ^{40}K-Anteil von 0,0118 % bzw. 31209 Bq ^{40}K/kg K.

Alle Ausbeutemessungen erfolgten in den Geometrien, in denen später die Proben gemessen wurden. Für die Pflanzenproben wurden 1 l-Marinelli-Becher, für Bodenproben 0,5 l-Marinelli-Becher verwendet. Eine von der Geometrie abweichende Füllhöhe wurde bei zu wenig Probenmaterial berücksichtigt, hatte jedoch nur einen sehr schwachen Effekt (Abb. 5).

Der statistische Zählfehler beträgt für Bodenproben bei ^{137}Cs ca. 1 %, bei ^{134}Cs 3 %. Der Fehler bei den Pflanzenproben variiert zwischen 5 und 10 % für ^{137}Cs. Für ^{134}Cs in Pflanzenproben kann kein Zählfehler angegeben werden, da ^{134}Cs in Pflanzen durch das Programm in den seltensten Fällen detektiert werden konnte und die Peakgrenzen manuell bestimmt wurden.

Wiederholungsmessungen am selben Detektor wie auch Kontrollmessungen mehrerer Proben in der Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit der KFA Jülich erbrachten Schwankungsbreiten, die innerhalb der Grenzen des Zählfehlers liegen. Die Nachweisgrenze für Radiocäsium beträgt 0,10 Bq/kg.

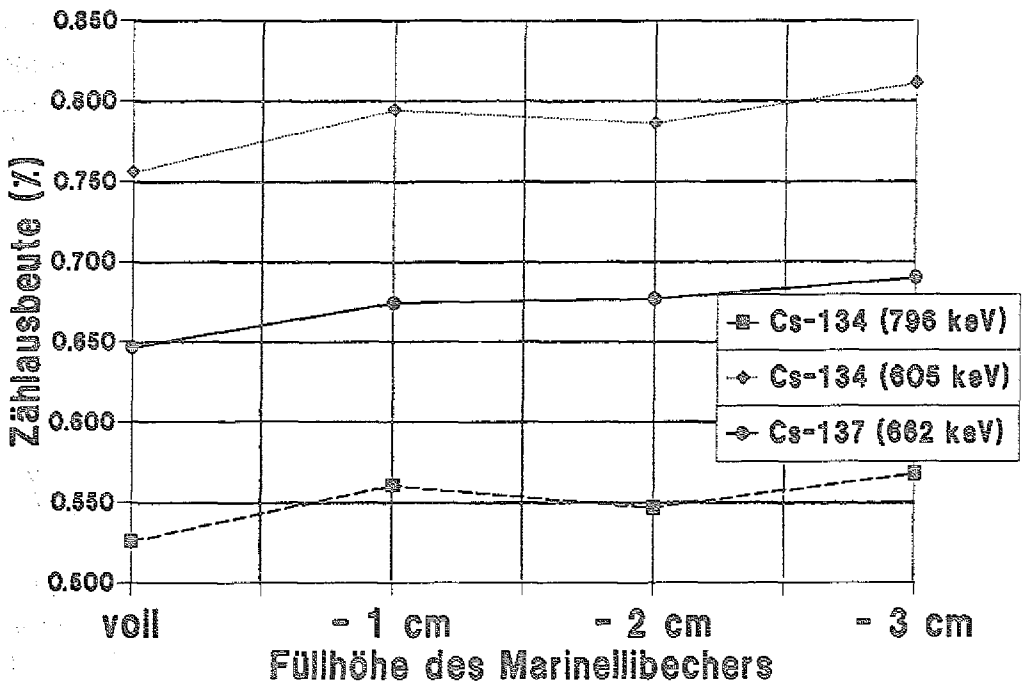


Abb. 5. Zählausbeute des Ge(Li)-Detektors: Die relative Zählausbeute (Efficiency) für beide Radioisotope des Cäsiums in Abhängigkeit von der Füllhöhe des Marinelli-Bechers.

Die ermittelten Gehalte an ^{134}Cs und ^{137}Cs werden mit dem Korrekturfaktor

$$b = e^{-\ln 2 \frac{t}{t_{1/2}}} \qquad (1)$$

mit t = Zeitraum zwischen Bezugsdatum und Meßdatum und $t_{1/2}$ = physikalische Halbwertszeit zerfallskorrigiert auf den 1. Aug. 1988.

4.3.2.2 Lysimeterproben

Wegen der langen Meßzeiten und der großen Probenanzahl aus den Geländearbeiten wurden die Proben des Lysimeterversuchs in der Abteilung für Sicherheit und Strahlenschutz der KFA Jülich gemessen.

Die eingesetzten Detektoren waren sowohl Ge(Li)- wie auch Reinstgermanium-Detektoren mit Hochspannungsversorgung, Vorverstärker, Hauptverstärker, Analog-Digital-Converter und einem Vielkanalspektrometer. Wegen des im Unterschied zu den Geländeproben sehr heterogenen Probenmaterials wurde in verschiedenen Geometrien gemessen. Es kamen sowohl 1 l-Marinelli-Becher wie auch Deckdosen verschiedener Durchmesser zur Verwendung. Wegen der aus diesem Grund unter-

schiedlichen Nachweisgrenzen werden diese bei den Ergebnissen einzeln angegeben.

Die gemessenen Spektren werden auf einem Personal Computer (PC-AT) mit Hilfe des Programmsystems PIK ausgewertet (NORDSIECK, 1988). Für die Proben des Lysimeterversuchs werden die $^{134/137}Cs$-Gehalte zerfallskorrigiert für den 1. Jan. 1989 angegeben.

4.3.3 Datenverarbeitung und Statistik

Die Datenverarbeitung wurde, wenn nicht anders angegeben, auf dem Großrechnersystem der KFA Jülich durchgeführt. Alle Softwareprodukte sind unter dem Betriebssystem VM/XA mit CMS auf einer IBM 3090-200E installiert.

Die rechnergestützte Literaturarbeit erfolgt mit dem Datenbanksystem STAIRS/CMS (STorage And Information Retrieval System/ Conversational Monitor System). Die mit STAIRS aufgebaute Literaturdatenbank TLIT wurde durch regelmäßige automatisierte Recherchen in internationalen Datenbanken ständig aktualisiert. Als graphische Software kommt GDDM zur Anwendung. Die statistischen Berechnungen werden mit dem Statistischen Analyse System SAS® (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA) durchgeführt. Die entsprechenden Prozeduren des SAS sind im folgenden aufgeführt.

4.3.3.1 Verteilungsform

Alle Variablen werden mit der Programmteil UNIVARIATE auf ihren arithmetischen Mittelwert, den Median, das untere (25 %) und obere (75 %) Quartil, die Standardabweichung, die Schiefe und den Exzeß hin untersucht. Gleichzeitg erfolgen Anpassungstests der Hypothese, daß die Verteilung der Variablen einer Normalverteilung entspricht. Bei einem Stichprobenumfang von $n > 50$ wird ein verteilungsfreier Kolmogoroff-Smirnoff-Test durchgeführt, bei $n \leq 50$ erfolgt der W-Test von SHAPIRO und WILK (1965). Als kritischer Wert wurde eine Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 5$ % festgelegt.

4.3.3.2 Mittelwertvergleich

Die Mittelwerte der TF_{BP} für Gerste und Weizen und die Mittelwerte in den TF_{BP} für die einzelnen Pflanzenfraktionen Korn und Stroh werden mit dem SAS-Programmteil TTEST auf signifikante Unterschiede getestet. Bei fehlender Gleichheit der Varianzen werden die Freiheitsgrade nach der Approximation nach SATTERTHWAITE (1946) berechnet. Als entsprechendes nicht parametrisches Verfahren wird zur Überprüfung des t-Tests mit der Prozedur NPAR1WAY ein Rang-Summen-Test nach WILCOXON (U-Test) durchgeführt (MANN und WHITNEY, 1947).

Zur Untersuchung der Frage nach signifikanten Unterschieden in den mittleren TF_{BP} aller untersuchter Raumeinheiten wird als varianzanalytisches Verfahren der H-Test

nach KRUSKAL und WALLIS (1952) durchgeführt. Der Vergleich der mittleren TF_{BP} von je zwei der untersuchten Raumeinheiten erfolgt wegen der schiefen Verteilungsform ausschließlich mit dem U-Test.

4.3.3.3 Varianzanalyse

Die Untersuchung des Einflusses einer Düngung des Bodens mit kontaminiertem Klärschlamm auf den $^{134/137}Cs$-Gehalt der angebauten Pflanzen im Lysimeterversuch erfolgt mit Hilfe einer zweifachen Varianzanalyse unter gleichzeitiger Betrachtung der unabhängigen Merkmale "Pflanzenart" und "Klärschlamm". Bei Beobachtung von Wechselwirkungen zwischen beiden Merkmalen erfolgte eine weitergehende separate Berechnung der einzelnen Pflanzenarten. Zur Anwendung gelangte der SAS-Programmteil ANOVA zur Analyse von Gruppen gleichgroßer Stichprobenumfänge. Von einem signifikanten Einfluß der Klärschlammaufbringung auf den ^{137}Cs-Gehalt der angebauten Pflanzen wird ab einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 5$ % ausgegangen.

4.3.3.4 Einfache, lineare Regressions- und Korrelationsanalysen

Die Untersuchung der Stärke eines linearen Zusammenhangs zwischen den TF_{BP} und verschiedenen Bodenparametern erfolgt mit dem SAS-Programmteil CORR, mit dem die parameterfreien Rang-Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN errechnet werden. Es kann nicht in jedem Fall von einer Normalverteilung der TF_{BP} und der Bodenparameter ausgegangen werden.

4.3.3.5 Nicht-lineare Regressionsverfahren

Nicht-lineare Regressionen werden mit der Prozedur NLIN nach einer ableitungsfreien Methode durchgeführt (RALSTON and JENNRICH, 1979). Die Abhängigkeit der TF_{BP} vom K-Gehalt des Bodens wird durch das exponentielle Modell

$$TF_{BP} = ae^{b(K^+)} + c \qquad (2)$$

erklärt. Die Parameter a, b und c werden durch nicht-lineare Regressionen bestimmt.

Bei den multiplen nicht-linearen Regressionsansätzen wird mittels NLIN als Regressionsmodell die Summe zweier exponentieller Terme gewählt. Stets gingen hier als erste Variable der austauschbare Kaliumgehalt (K^+) und als zweite Variable der Phosphorgehalt des Bodens (P_2O_5) in das Modell ein:

$$TF_{BP} = ae^{b(K^+)} + de^{f(P_2O_5)} + c \qquad (3)$$

5.0 Ergebnisse

5.1 Radiocäsium im Boden und Aufnahme durch Getreide

Alle Angaben zum Gehalt an $^{134/137}Cs$ und zur Deposition sind zerfallskorrigiert auf den 1. Aug. 1988 und werden in Bq/kg lufttrockener Feinboden und Bq/kg erntereifes Getreide bzw. in Bq/m^2 angegeben.

5.1.1 Zülpicher Börde und Inde-Aue (NRW)

5.1.1.1 Chemische und physikalische Bodenparameter

Die Bodenparameter der untersuchten Standorte der Inde-Aue (INDE1 - INDE3) und der Zülpicher Börde (BLH1 - AEH1) sind in den Tabellen des Anhangs zusammengefaßt (Tab. 25 - 27).

In der Korngrößenverteilung unterscheiden sich die Böden der Inde-Aue und der Zülpicher Börde nur unwesentlich. Beide Bodentypen werden durch einen hohen Schluffgehalt charakterisiert und sind in der Bodenart als lehmige Schluffe anzusprechen. Die Unterschiede in der Korngrößenverteilung sind ausgesprochen gering. Auch die Nährstoffgehalte, pH-Werte und Stickstoffgehalte beider Bodentypen sind vergleichbar. Der Humusgehalt hingegen ist bei der Auenvega deutlich höher als bei den Pseudogleyen, was sich auch in der Bodenfarbe der Kurzprofilansprachen niederschlägt (Tab. 4 und 5). Die Pseudogleye sind aufgrund des Humusgehaltes bei ackerbaulicher Nutzung als humose bis schwach humose, die Auenvega als humose bis stark humose Böden zu bezeichnen.

5.1.1.2 Radiocäsium im Boden

Aus den in Tabelle 9 zusammengefaßten 10 Bodenproben der Zülpicher Börde und der Inde-Aue errechnen sich mittlere ^{137}Cs- und ^{134}Cs-Gehalte von 9,9 bzw. 1,6 Bq/kg. Das mittlere Isotopenverhältnis $^{137}Cs/^{134}Cs$ liegt bei 7,1.

Probe	Geoökologische Raumeinheit	^{137}Cs (Bq/kg)	^{134}Cs (Bq/kg)	$^{137}Cs/^{134}Cs$
BLH1	Zülpicher Börde	8,60	1,32	6,52
BLH2		10,42	1,74	5,99
BLH3		8,84	1,15	7,69
WSW1		12,38	2,36	5,25
WSW2		11,24	1,77	6,35
FRH1		11,28	2,04	5,53
AEH1		9,30	1,66	5,60
INDE1	Inde-Aue	9,05	0,76	11,91
INDE2		11,23	2,10	5,35
INDE3		6,44	0,63	10,22

Tab. 9. Radiocäsium in nordrhein-westfälischen Bodenproben: ^{137}Cs und ^{134}Cs im Ap-Horizont ackerbaulich genutzter Böden der Zülpicher Börde und der Inde-Aue.

Unter Zugrundelegung einer mittleren Pflugtiefe von 30 cm und einem Volumengewicht des Bodens von 1,5 g/cm³ errechnet sich für die untersuchte Region aus der spezifischen Cs-Kontamination des Bodens eine auf das Bezugsdatum 1. August 1988 zerfallskorrigierte Gesamtkontaminationen von 4455 Bq $^{137}Cs/m^2$ und 720 Bq $^{134}Cs/m^2$.

5.1.1.3 Radiocäsium im Getreide

In den untersuchten Getreideproben der Ernte 1988 von den Standorten der Zülpicher Börde und der Inde-Aue konnte lediglich in einer Gerstenprobe (BLH2) ^{137}Cs im Getreidekorn mit einer Konzentration von 0,15 Bq/kg nachgewiesen werden. In allen anderen Proben waren ^{134}Cs und ^{137}Cs weder im Korn noch im Stroh zu detektieren (< 0,10 Bq/kg). Auf eine weitergehende Probenahme im Jahr 1989 wurde deshalb verzichtet, da keine TF_{BP} für Getreide ermittelt werden konnten.

5.1.2 Oberschwaben

5.1.2.1 Chemische und physikalische Bodenparameter

- Iller-Aue

1988 wurden im Bereich der Iller-Aue 6 Standorte, 1989 10 Standorte ausgewählt, die zur Bestimmung von Transferfaktoren Boden-Pflanze herangezogen werden können. Die chemischen und physikalischen Bodenparameter dieser Standorte sind im Anhang als Einzelwerte wiedergegeben (Tab. 28 - 30). Aus bereits ausgeführten Gründen wurde bei den Proben des Jahres 1989 auf die Bestimmung des Gehaltes an "pflanzenverfügbarem" Na, Mg und Ca verzichtet.

Die meisten Standorte sind von ihrer Textur her den Lehmen und Schluffen zuzuordnen, wobei das Schwergewicht auf dem Grobschluffanteil liegt. Die Böden sind mit 3,3 - 8,9 % Humus als humos bis stark humos zu bezeichnen. Der $N_{ges.}$-Gehalt verläuft in engen Grenzen parallel zum Humusgehalt, so daß das C/N-Verhältnis mit 8,7 bis 12,6 nur geringen Schwankungen unterworfen ist. Wegen des hohen Carbonatgehaltes der Proben aus dem Bereich der Iller-Aue war der Gehalt an austauschbaren Basen (S-Wert) der meisten Bodenproben höher als die Kationenaustauschkapazität (KAK). In diesem Fall wurde der S-Wert gleich der KAK gesetzt (V-Wert = 100 %) und der Differenzbetrag vom Ca-Gehalt der Probe abgezogen. Somit erhält man den um das freie Carbonat im Boden korrigierten Gehalt an austauschbaren Kationen. Die pH-Werte liegen mit einer Ausnahme alle im alkalischen Milieu.

- Iller-Niederterrasse

Auf der Niederterrasse der Iller wurden 1988 und 1989 jeweils 10 Standorte zur Probenahme ausgewählt. Alle Böden sind den lehmigen Sanden bis Lehmen zuzuordnen und schwanken in ihrer Textur in geringem Maße (Tab. 31, Anhang). Der

Humusgehalt und der damit eng verbundene $N_{ges.}$-Gehalt ist im Vergleich zu den Böden der Aue deutlich geringer. Auch die pH-Werte sind mit Werten von 4,6 bis 6,5 wesentlich niedriger. Auch für die Bodenproben von der Niederterrasse gilt, daß 1989 auf die Bestimmung des Gehaltes an "pflanzenverfügbarem" Na, Mg und Ca verzichtet wurde, da die Nährstoffversorgung durch die austauschbaren Kationen ausreichend beschrieben wird. Bei den Proben mit einer Basensättigung von 100 % wurde der Gehalt an austauschbaren Basen und der Ca-Gehalt, wie bereits geschildert, korrigiert.

- Moränenhügelland

Im oberschwäbischen Moränenhügelland wurden 1988 neun und 1989 zehn Standorte zur Probenahme ausgewählt. Die untersuchten Böden sind als Schluff- und Lehmböden anzusprechen, die sowohl in ihrem pH-Wert wie auch in ihrem Gehalt an Nährstoffen ein weites Spektrum abdecken (Tab. 34 und 36, Anhang). Die Spanne des pH-Wertes reicht vom stark sauren (pH 4,7) bis zum schwach sauren Milieu (pH 6,3). Auch der Kaliumgehalt deckt von 0,09 mmol/z/100 g bis 1,62 mmol/z/100 g ein Spektrum ab, das weiter ist als bei den bereits beschriebenen Böden. Der Humusgehalt ist für landwirtschaftlich genutzte Böden als mittel bis stark humos anzusehen und variiert ebenfalls in einem relativ weiten Bereich von 3,1 bis 5,9 %.

5.1.2.2 Radiocäsium im Boden

Die mittlere ^{137}Cs-Kontamination der 1988 entnommenen Bodenproben beträgt 186,1, der mittlere ^{134}Cs-Gehalt 54,8 Bq/kg. Aus den einzelnen Isotopenverhältnissen $^{137}Cs/^{134}Cs$ errechnet sich ein arithmetisches Mittel von 3,42 (Tab. 10). Über ein Volumengewicht von 1,5 g/cm³, den mittleren Skelettanteil des Bodens von 18 % und eine Pflugtiefe von 20 cm ergibt sich eine Flächenbelegung von 45776 Bq $^{137}Cs/m^2$ und 13483 Bq $^{134}Cs/m^2$.

1989 wurden entsprechend 30 Proben auf den gleichen Bodentypen entnommen. Teilweise unterscheiden sich die Standorte von denen des Vorjahres, teilweise wurden die Proben auf den gleichen Parzellen gezogen. Der mittlere ^{137}Cs-Gehalt liegt mit 172,1 Bq/kg etwas unter dem Wert des Vorjahrs, die Kontamination mit ^{134}Cs ist mit 55,5 Bq/kg fast gleich. Das mittlere $^{137}Cs/^{134}Cs$-Verhältnis liegt bei 3,11.

Probe	Jahr	Geoökologische Raumeinheit	^{137}Cs (Bq/kg)	^{134}Cs (Bq/kg)	$^{137}Cs/^{134}Cs$
OS21a	1988	Aue	151,22	43,89	3,45
OS22a			277,21	83,29	3,33
OS22b			222,59	68,42	3,25
OS22c			210,63	63,20	3,33
OS23			204,13	62,71	3,26
OS32			188,46	59,03	3,19
OS33			205,88	60,66	3,39
OS38			196,49	59,27	3,32

Probe	Jahr	Geoökologische Raumeinheit	^{137}Cs (Bq/kg)	^{134}Cs (Bq/kg)	$^{137}Cs/^{134}Cs$
OS7	1988	Niederterrasse	46,35	12,25	3,78
OS12			137,37	41,12	3,34
OS13			165,02	48,03	3,44
OS16			180,22	51,76	3,48
OS18			254,42	77,33	3,29
OS27			238,37	68,74	3,47
OS28			296,65	88,74	3,34
OS29			142,03	39,72	3,58
OS30			202,47	55,31	3,66
OS31			191,72	57,71	3,32
OS4a	1988	Moränenhügelland	197,59	60,16	3,28
OS4b			131,98	37,21	3,55
OS24			106,65	30,07	3,55
OS25			225,03	65,17	3,45
OS26			126,37	37,98	3,33
OS34			216,73	64,00	3,39
OS35			157,86	44,04	3,58
OS36			146,36	39,73	3,68
OS37			205,43	60,40	3,40
OS105	1989	Aue	193,32	64,52	3,00
OS106			194,88	62,90	3,10
OS107			132,02	42,25	3,12
OS113			283,82	84,06	3,38
OS114			126,75	39,64	3,20
OS120			187,79	62,18	3,02
OS121			134,34	42,63	3,15
OS122			204,83	67,94	3,01
OS123			136,52	45,70	2,99
OS124			163,89	51,78	3,17
OS100	1989	Niederterrasse	149,45	50,69	2,95
OS101			103,82	32,40	3,20
OS102			120,29	38,92	3,09
OS103			150,37	46,13	3,26
OS104			147,59	45,47	3,25
OS115			194,84	63,67	3,06
OS116			209,52	69,81	3,00
OS117			163,69	55,38	2,96
OS118			280,33	93,66	2,99
OS119			143,51	47,31	3,03
OS108	1989	Moränenhügelland	149,97	47,49	3,16
OS109			132,26	41,40	3,19
OS110			159,23	49,83	3,20
OS111			118,77	36,26	3,28
OS112			111,28	34,71	3,21
OS125			248,81	84,45	2,95
OS126			184,67	59,12	3,12
OS127			269,30	86,34	3,12
OS128			220,12	71,53	3,08
OS129			146,24	46,24	3,16

Tab. 10. Radiocäsium in oberschwäbischen Bodenproben: ^{137}Cs und ^{134}Cs im Ap-Horizont ackerbaulich genutzter Böden in drei geoökologischen Raumeinheiten bei Tannheim/Oberschwaben, Probenahme 1988 und 1989 (Bezugsdatum 1.8.1988).

Unter Zugrundelegung der genannten Werte errechnet sich aus den 1989 genommenen Proben eine Flächendeposition von 42329 Bq $^{137}Cs/m^2$ und 13648 Bq $^{134}Cs/m^2$.

5.1.2.3 Radiocäsium in Getreide und TF Boden-Getreide

- Iller-Aue

Im Bereich der Iller-Aue wurden 1988 für 5 Standorte mit ungestörten Bodenprofilen Transferfaktoren Boden-Pflanze (TF_{BP}) ermittelt. Von 2 Gerstenproben und 3 Weizenproben wurden die Radiocäsiumgehalte im Korn und Stroh gemessen und die TF_{BP} bestimmt (Tab. 11). ^{134}Cs konnte lediglich in einer Probe nachgewiesen werden, die ^{137}Cs-Gehalte liegen zwischen 0,12 und 0,85 Bq/kg. Im Stroh der Getreidepflanzen schwanken die entsprechenden Werte zwischen 0,84 und 1,72 Bq/kg und liegen somit um einen Faktor 2 bis 10 höher.

Probe	Pflanzenart, -fraktion	^{137}Cs (Bq/kg)	^{134}Cs (Bq/kg)	TF_{BP} ^{137}Cs	TF_{BP} ^{134}Cs
OS21a	Gerste, Korn	0,85	0,28	0,0056	0,0056
OS23	Gerste, Korn	0,13	n.d.	0,00062	n.d.
OS32	Weizen, Korn	0,13	n.d.	0,00070	n.d.
OS33	Weizen, Korn	0,17	n.d.	0,00085	n.d.
OS38	Weizen, Korn	0,12	n.d.	0,00060	n.d.
OS21a	Gerste, Stroh	1,72	0,66	0,013	0,014
OS23	Gerste, Stroh	1,10	n.d.	0,0054	n.d.
OS32	Weizen, Stroh	0,84	n.d.	0,0044	n.d.
OS33	Weizen, Stroh	1,31	n.d.	0,0064	n.d.
OS38	Weizen, Stroh	1,24	n.d.	0,0063	n.d.

Tab. 11. Radiocäsiumgehalte und TF Boden-Getreide, Aue (1988): $^{134/137}Cs$ in Getreidekorn und -stroh von der Allochthonen Auenvega der Iller-Aue sowie die daraus resultierenden TF_{BP}, Probenahme 1988 (Bezugsdatum 1. Aug. 1988, n.d. = nicht detektierbar bzw. nicht zu bestimmen).

1989 wurden von 10 Standorten Proben genommen, die sich auf 5 Gerstenfelder und 5 Weizenfelder aufteilen (Tab. 12). ^{134}Cs war 1989 in keiner Probe mehr nachzuweisen. Der mittlere ^{137}Cs-Gehalt im Getreidekorn liegt bei 0,29 Bq/kg (Gerste) bzw. bei 0,18 Bq/kg (Weizen). Die entsprechenden Werte für Stroh sind 0,90 (Gerste) und 1,18 (Weizen).

Probe	Pflanzenart, -fraktion	^{137}Cs (Bq/kg)	^{134}Cs (Bq/kg)	TF_{BP} ^{137}Cs	TF_{BP} ^{134}Cs
OS105	Gerste, Korn	0,29	n.d.	0,0015	n.d.
OS106	Gerste, Korn	0,22	n.d.	0,0011	n.d.
OS107	Gerste, Korn	0,17	n.d.	0,0013	n.d.
OS113	Gerste, Korn	0,36	n.d.	0,0013	n.d.
OS114	Gerste, Korn	0,41	n.d.	0,0030	n.d.
OS120	Weizen, Korn	0,14	n.d.	0,00075	n.d.
OS121	Weizen, Korn	0,21	n.d.	0,0016	n.d.
OS122	Weizen, Korn	0,24	n.d.	0,0012	n.d.
OS123	Weizen, Korn	0,19	n.d.	0,0014	n.d.
OS124	Weizen, Korn	0,14	n.d.	0,00088	n.d.
OS105	Gerste, Stroh	1,46	n.d.	0,0075	n.d.
OS106	Gerste, Stroh	1,10	n.d.	0,0057	n.d.
OS107	Gerste, Stroh	0,71	n.d.	0,0054	n.d.
OS113	Gerste, Stroh	1,34	n.d.	0,0047	n.d.
OS114	Gerste, Stroh	1,09	n.d.	0,0086	n.d.
OS120	Weizen, Stroh	1,30	n.d.	0,0069	n.d.
OS121	Weizen, Stroh	1,35	n.d.	0,010	n.d.
OS122	Weizen, Stroh	1,29	n.d.	0,0063	n.d.
OS123	Weizen, Stroh	1,20	n.d.	0,0088	n.d.
OS124	Weizen, Stroh	0,74	n.d.	0,0045	n.d.

Tab. 12. Radiocäsiumgehalte und TF Boden-Getreide, Aue (1989): $^{134/137}Cs$ in Getreidekorn und -stroh von der Allochthonen Auenvega der Iller-Aue sowie die daraus resultierenden TF_{BP}, Probenahme 1989 (Bezugsdatum 1. Aug. 1988, n.d. = nicht detektierbar bzw. nicht zu bestimmen).

Die mittleren TF_{BP} für Getreidekorn der Ernte 1989 liegen bei 0,0016 (Gerste) und 0,0012 (Weizen). Die mittleren TF_{BP} für Getreidestroh sind mit 0,0064 (Gerste) und 0,0073 (Weizen) um einen Faktor 4 bzw. 6 höher.

- Iller-Niederterrasse

Während der Probenahme im Jahr 1988 stand auf 6 Standorten Wintergerste und auf 4 Standorten Winterweizen, 1989 wurden auf jeweils 5 Standorten Gersten- und Weizenproben genommen. Der Radiocäsiumgehalt in den einzelnen Pflanzenfraktionen beider Getreidearten sowie die daraus ermittelten TF_{BP} sind für beide Erntejahre in den Tabellen 13 und 14 zusammengefaßt.

Der mittleren ^{137}Cs-Kontamination im Getreidekorn der Ernte 1988 von 0,23 Bq/kg (Gerste) bzw. 0,31 Bq/kg (Weizen) steht ein ^{137}Cs-Gehalt im Stroh von 0,99 Bq/kg (Gerste) und 1,19 Bq/kg (Weizen) gegenüber.

Die TF_{BP} für Stroh liegen mit 0,0067 (Gerste) bzw. 0,0058 (Weizen) um einen Faktor 4 höher als für Gerstenkorn (0,0015) und Weizenkorn (0,0014). Bei den Proben, in denen ^{134}Cs nachgewiesen werden konnte, liegen die TF_{BP} für ^{134}Cs stets höher als für ^{137}Cs.

Probe	Pflanzenart, -fraktion	^{137}Cs (Bq/kg)	^{134}Cs (Bq/kg)	TF_{BP} ^{137}Cs	TF_{BP} ^{134}Cs
OS7a	Gerste, Korn	0,11	n.d.	0,0024	n.d.
OS12	Gerste, Korn	0,19	n.d.	0,0014	n.d.
OS13	Gerste, Korn	0,21	n.d.	0,0013	n.d.
OS16	Gerste, Korn	0,18	n.d.	0,0010	n.d.
OS18	Gerste, Korn	0,19	n.d.	0,00075	n.d.
OS27	Gerste, Korn	0,51	0,21	0,0021	0,0030
OS28	Weizen, Korn	0,58	0,22	0,0020	0,0025
OS29	Weizen, Korn	0,18	n.d.	0,0013	n.d.
OS30	Weizen, Korn	0,14	n.d.	0,00067	n.d.
OS31	Weizen, Korn	0,32	n.d.	0,0017	n.d.
OS7a	Gerste, Stroh	0,71	0,48	0,015	0,039
OS12	Gerste, Stroh	0,88	n.d.	0,0064	n.d.
OS13	Gerste, Stroh	0,62	n.d.	0,0038	n.d.
OS16	Gerste, Stroh	0,75	n.d.	0,0042	n.d.
OS18	Gerste, Stroh	1,61	n.d.	0,0063	n.d.
OS27	Gerste, Stroh	1,06	n.d.	0,0045	n.d.
OS28	Weizen, Stroh	1,51	n.d.	0,0051	n.d.
OS29	Weizen, Stroh	0,89	n.d.	0,0062	n.d.
OS30	Weizen, Stroh	0,87	n.d.	0,0043	n.d.
OS31	Weizen, Stroh	1,48	n.d.	0,0077	n.d.

Tab. 13. Radiocäsiumgehalte und TF Boden-Getreide, Niederterrasse (1988): $^{134/137}Cs$ in Getreidekorn und -stroh von der Braunerde der Iller-Niederterrasse sowie die daraus resultierenden TF_{BP}, Probenahme 1988 (Bezugsdatum 1. Aug. 1988, n.d. = nicht detektierbar bzw. nicht zu bestimmen).

Probe	Pflanzenart, -fraktion	^{137}Cs (Bq/kg)	^{134}Cs (Bq/kg)	TF_{BP} ^{137}Cs	TF_{BP} ^{134}Cs
OS100	Gerste, Korn	0,25	n.d.	0,0017	n.d.
OS101	Gerste, Korn	0,14	n.d.	0,0013	n.d.
OS102	Gerste, Korn	0,18	n.d.	0,0015	n.d.
OS103	Gerste, Korn	0,23	n.d.	0,0015	n.d.
OS104	Gerste, Korn	0,18	n.d.	0,0012	n.d.
OS115	Weizen, Korn	0,30	n.d.	0,0016	n.d.
OS116	Weizen, Korn	0,31	n.d.	0,0015	n.d.
OS117	Weizen, Korn	0,39	n.d.	0,0024	n.d.
OS118	Weizen, Korn	0,30	n.d.	0,0011	n.d.
OS119	Weizen, Korn	0,25	n.d.	0,0018	n.d.
OS100	Gerste, Stroh	1,39	n.d.	0,0093	n.d.
OS101	Gerste, Stroh	0,99	n.d.	0,0095	n.d.
OS102	Gerste, Stroh	1,11	n.d.	0,0092	n.d.
OS103	Gerste, Stroh	1,16	n.d.	0,0077	n.d.
OS104	Gerste, Stroh	1,14	n.d.	0,0077	n.d.
OS115	Weizen, Stroh	0,72	n.d.	0,0037	n.d.
OS116	Weizen, Stroh	0,71	n.d.	0,0034	n.d.
OS117	Weizen, Stroh	1,10	n.d.	0,0067	n.d.
OS118	Weizen, Stroh	1,42	0,45	0,0051	0,0051
OS119	Weizen, Stroh	1,19	n.d.	0,0083	n.d.

Tab. 14. Radiocäsiumgehalte und TF Boden-Getreide, Niederterrasse (1989): $^{134/137}Cs$ in Getreidekorn und -stroh von der Braunerde der Iller-Niederterrasse sowie die daraus resultierenden TF_{BP}, Probenahme 1989 (Bezugsdatum 1. Aug. 1988, n.d. = nicht detektierbar bzw. nicht zu bestimmen).

In den Proben der Ernte 1989 werden mit 0,20 Bq ^{137}Cs/kg Gerstenkorn und 0,31 Bq ^{137}Cs/kg Weizenkorn ähnliche Werte wie im Vorjahr ermittelt. Die entsprechenden Werte für Stroh liegen bei 1,16 Bq ^{137}Cs/kg (Gerste) und 1,03 Bq ^{137}Cs/kg (Weizen). ^{134}Cs wird lediglich in der am höchsten kontaminierten Probe gemessen. Die TF_{BP} schwanken in engen Grenzen um den Mittelwert von 0,0014 (Gerstenkorn) und 0,0017 (Weizenkorn) bzw. 0,0087 (Gerstenstroh) und 0,0054 (Weizenstroh). Die TF_{BP} für Stroh liegen somit um einen Faktor 6 (Gerste) bzw. 3 (Weizen) höher als für Korn. Für die Probe, in der ^{134}Cs nachgewiesen werden konnte, werden für beide Isotope gleiche TF_{BP} ermittelt.

- Moränenhügelland

Von insgesamt 19 Standorten wurden 1988 fünf Felder mit Wintergerste und vier Felder mit Winterweizen, 1989 je fünf Felder mit Wintergerste und Winterweizen beprobt (Tab. 15 und 16).

Die Radiocäsiumgehalte in Gerstenkorn der Ernte 1988 schwanken in einem sehr weiten Bereich von 0,24 bis 3,26 Bq ^{137}Cs/kg um den Mittelwert von 1,48 Bq ^{137}Cs/kg. Der ^{134}Cs-Gehalt verläuft parallel und erreicht ein Maximum von 1,00 Bq/kg. Der mittlere ^{137}Cs-Gehalt im Weizenkorn liegt mit geringen Schwankungen bei 0,27 Bq/kg. Die mittleren ^{137}Cs-Gehalte im Stroh sind mit 3,93 (Gerste) und 1,44 Bq/kg (Weizen) um den Faktor 3 bzw. 5 höher. Ein Maximum wird hier mit 7,7 Bq/kg für Gerstenstroh erreicht.

Die TF_{BP} erreichen für beide Radioisotope im Getreidekorn ein Maximum von 0,026. Die mittleren TF_{BP} für ^{137}Cs in Getreidekorn liegen bei 0,0098 (Gerste) und 0,0015 (Weizen), für Getreidestroh bei 0,026 (Gerste) und 0,0080 (Weizen). Dem Minimum von 0,0072 steht ein Maximum von 0,061 gegenüber. Für ^{134}Cs liegt das Maximum bei derselben Probe bei 0,059. Das Minimum ist mit 0,0088 im Vergleich zu ^{137}Cs etwas höher, da bei noch geringeren TF_{BP} ^{134}Cs in der Pflanze nicht mehr nachzuweisen war.

Die Radiocäsiumgehalte der Proben des Jahres 1989 schwanken für Gerstenkorn zwischen 0,18 und 1,09 Bq ^{137}Cs/kg. ^{134}Cs konnte in zwei Proben nachgewiesen werden. Im Weizenkorn liegen die Werte mit 0,14 - 0,45 Bq ^{137}Cs/kg etwas niedriger. Auch für Stroh sind die Werte mit 0,98 - 1,97 Bq ^{137}Cs/kg (Gerste) und 0,65 - 1,69 Bq ^{137}Cs/kg (Weizen) im Vergleich zu 1988 etwas geringer.

Wegen der im Vergleich zu den Proben des Jahres 1988 geringeren Schwankungsbreiten der Radiocäsiumgehalte des Getreides der Ernte 1989 ist auch die Variation der TF_{BP} schwächer. Die TF Boden-Korn liegen zwischen 0,0015 und 0,0072 (Gerste) und zwischen 0,00097 und 0,0018 (Weizen). Die entsprechenden Werte für Stroh sind 0,0065 und 0,013 (Gerste) sowie 0,0035 und 0,0065 (Weizen). Für beide Erntejahre gilt, daß in 7 von 13 Fällen die TF_{BP} für ^{134}Cs höher und in 2 Fällen gleich den TF_{BP} für ^{137}Cs sind.

Probe	Pflanzenart, -fraktion	^{137}Cs (Bq/kg)	^{134}Cs (Bq/kg)	TF_{BP} ^{137}Cs	TF_{BP} ^{134}Cs
OS4a	Gerste, Korn	0,25	n.d.	0,0013	n.d.
OS4b	Gerste, Korn	0,24	n.d.	0,0018	n.d.
OS24	Gerste, Korn	0,84	0,21	0,0079	0,0069
OS25	Gerste, Korn	2,82	0,79	0,012	0,012
OS26	Gerste, Korn	3,26	1,00	0,026	0,026
OS34	Weizen, Korn	0,36	n.d.	0,0017	n.d.
OS35	Weizen, Korn	0,20	n.d.	0,0013	n.d.
OS36	Weizen, Korn	0,23	n.d.	0,0016	n.d.
OS37	Weizen, Korn	0,29	n.d.	0,0014	n.d.
OS4a	Gerste, Stroh	1,42	0,66	0,0072	0,011
OS4b	Gerste, Stroh	1,84	0,92	0,014	0,025
OS24	Gerste, Stroh	2,30	0,84	0,022	0,028
OS25	Gerste, Stroh	6,34	1,67	0,028	0,026
OS26	Gerste, Stroh	7,74	2,25	0,061	0,059
OS34	Weizen, Stroh	1,64	0,56	0,0076	0,0088
OS35	Weizen, Stroh	1,54	0,53	0,0097	0,012
OS36	Weizen, Stroh	1,09	n.d.	0,0074	n.d.
OS37	Weizen, Stroh	1,47	n.d.	0,0072	n.d.

Tab. 15. Radiocäsiumgehalte und TF Boden-Getreide, Moränenhügelland (1988): $^{134/137}Cs$ in Getreidekorn und -stroh von den Bodentypen des Moränenhügellandes sowie die daraus resultierenden TF_{BP}. Probenahme 1988 (Bezugsdatum 1. Aug. 1988, n.d. = nicht detektierbar bzw. nicht zu bestimmen).

Probe	Pflanzenart, -fraktion	^{137}Cs (Bq/kg)	^{134}Cs (Bq/kg)	TF_{BP} ^{137}Cs	TF_{BP} ^{134}Cs
OS108	Gerste, Korn	1,09	0,32	0,0072	0,0067
OS109	Gerste, Korn	0,30	n.d.	0,0022	n.d.
OS110	Gerste, Korn	0,19	n.d.	0,0017	n.d.
OS111	Gerste, Korn	0,18	n.d.	0,0015	n.d.
OS112	Gerste, Korn	0,51	0,16	0,0046	0,0047
OS125	Weizen, Korn	0,45	n.d.	0,0018	n.d.
OS126	Weizen, Korn	0,22	n.d.	0,0012	n.d.
OS127	Weizen, Korn	0,42	n.d.	0,0015	n.d.
OS128	Weizen, Korn	0,33	n.d.	0,0015	n.d.
OS129	Weizen, Korn	0,14	n.d.	0,00097	n.d.
OS108	Gerste, Stroh	1,97	0,74	0,013	0,015
OS109	Gerste, Stroh	1,01	n.d.	0,0076	n.d.
OS110	Gerste, Stroh	1,03	n.d.	0,0065	n.d.
OS111	Gerste, Stroh	0,98	n.d.	0,0083	n.d.
OS112	Gerste, Stroh	1,26	n.d.	0,011	n.d.
OS125	Weizen, Stroh	1,51	n.d.	0,0061	n.d.
OS126	Weizen, Stroh	0,65	n.d.	0,0035	n.d.
OS127	Weizen, Stroh	1,69	n.d.	0,0063	n.d.
OS128	Weizen, Stroh	0,88	n.d.	0,0040	n.d.
OS129	Weizen, Stroh	0,95	n.d.	0,0065	n.d.

Tab. 16. Radiocäsiumgehalte und TF Boden-Getreide, Moränenhügelland (1989): $^{134/137}Cs$ in Getreidekorn und -stroh von den Bodentypen des Moränenhügellandes sowie die daraus resultierenden TF_{BP}. Probenahme 1989 (Bezugsdatum 1. Aug. 1988, n.d. = nicht detektierbar bzw. nicht zu bestimmen).

Vergleichende Betrachtung der TF Boden-Korn in den untersuchten Geoökosystemen

Die Untersuchung des unterschiedlichen Transferverhaltens von Radiocäsium in den untersuchten Geoökosystemen erfolgt für die TF Boden-Korn unter gleichzeitiger Betrachtung beider Getreidearten, da die Unterschiede im TF_{BP} für Weizen und Gerste vor dem Hintergrund der großen pedogenen Unterschiede vernachlässigbar sind. Dies ist aus der Literatur bekannt (WELLER, 1981; HAISCH et al., 1985; KERPEN, 1985; BUNZL und KRACKE, 1987, 1989; OCKER und BRÜGGEMANN, 1988) und wird in der vorliegenden Arbeit bestätigt. Die Unterschiede der mittleren TF_{BP} für Gerste (Korn: $\bar{x}$ = 0,0035, $\tilde{x}$ = 0,0015; Stroh: $\bar{x}$ = 0,011, $\tilde{x}$ = 0,0077) und Weizen (Korn: $\bar{x}$ = 0,0013, $\tilde{x}$ = 0,0014; Stroh: $\bar{x}$ = 0,0063, $\tilde{x}$ = 0,0063) sind für beide Einzeljahre nicht signifikant (α = 5 %).

Die als Vortest für den Mittelwertvergleich der TF_{BP} der drei Ökosysteme durchgeführte Untersuchung der Verteilungsform zeugt von der für alle drei Raumeinheiten gleichen, positiv schiefen Verteilung. Einigen wenigen hohen TF_{BP} steht eine Vielzahl niedriger TF_{BP} gegenüber, was auch in dem im Vergleich zum arithmetischen Mittel stets kleineren Medianwert deutlich wird (Tab. 17).

Die Varianzanalyse der TF_{BP} (1988) zeigt Unterschiede in den TF_{BP} der einzelnen Raumeinheiten auf (α = 5 %). Ein U-Test zum Vergleich von jeweils 2 unabhängigen Stichproben zeigt, daß die Unterschiede der Mittelwerte der TF_{BP} von Aue und Niederterrasse wie die der Mittelwerte der TF_{BP} von Niederterrasse und Hügelland nicht signifikant sind. Demgegenüber stehen signifikante Unterschiede der TF_{BP} von Aue und Hügelland (α = 5 %).

	1988					1989				
	n	$\bar{x}$	$\tilde{x}$	σ	Schiefe	n	$\bar{x}$	$\tilde{x}$	σ	Schiefe
Aue	5	0,0017	0,00070	0,0022	2,22	10	0,0014	0,0013	0,00062	2,16
Niederterrasse	10	0,0014	0,0013	0,00057	0,24	10	0,0015	0,0015	0,00036	1,23
Hügelland	9	0,0061	0,0017	0,0083	2,00	10	0,0024	0,0016	0,0020	2,08

Tab. 17. Statistische Maßzahlen der TF-Verteilung: Die Lokalisationsmaße Arithmetisches Mittel ($\bar{x}$) und Median ($\tilde{x}$), die Standardabweichung σ sowie die Schiefe charakterisieren die Verteilungsform der TF Boden-Getreidekorn von den unterschiedlichen Raumeinheiten für beide Untersuchungsjahre.

In den TF_{BP} der Ernte 1989 findet die Varianzanalyse keine signifikanten Unterschiede. Der Vergleich von jeweils zwei Stichproben zeigt allerdings, wie auch bei den Proben des Vorjahrs, zwischen den TF_{BP} der Aue und des Hügellandes signifikante Unterschiede (α = 5 %), die 1989 jedoch schwächer ausgeprägt sind.

TF Boden-Stroh und TF Boden-Spreu

Auf die im Vergleich zum Korn (arithmetisches Mittel $\bar{x}$ = 0,39 Bq ^{137}Cs/kg, Median $\tilde{x}$ = 0,24 Bq ^{137}Cs/kg) höheren Gehalte an Radiocäsium im Stroh ($\bar{x}$ = 1,42 Bq ^{137}Cs/kg, $\tilde{x}$ = 1,18 Bq ^{137}Cs/kg) wurde bereits hingewiesen. Die TF Boden-Stroh von

allen Bodentypen liegen bei Betrachtung beider Erntejahre und Getreidearten im Mittel ($\bar{x}$ = 0,0088, $\tilde{x}$ = 0,0068) um einen Faktor 3,5 ($\bar{x}$) bzw. 4,5 ($\tilde{x}$) statistisch signifikant höher (U-Test, $\alpha < 1$ %) als die TF Boden-Korn ($\bar{x}$ = 0,0024, $\tilde{x}$ = 0,0015). Abbildung 6 zeigt die TF Boden-Stroh in Relation zu den TF Boden-Korn mit der entsprechenden Regressionsgeraden.

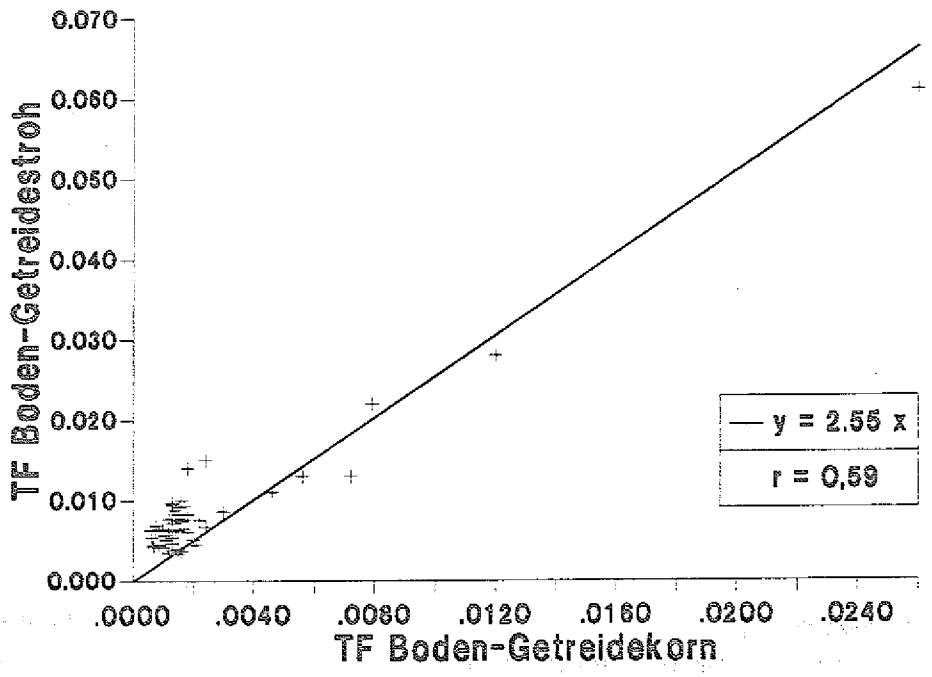


Abb. 6. Regression TF Boden-Stroh - TF Boden-Korn: Einfache, lineare Regression der TF Boden-Stroh nach den TF Boden-Korn beider Erntejahre mit dem Korrelationskoeffizienten r nach Spearman ($\alpha < 0{,}01$ %), erzwungene Regression durch den Ursprung.

Von einigen Getreideproben der Ernte 1988 war genügend Material vorhanden, um den ^{137}Cs-Gehalt in der Getreidespreu (Spindel, Spelzen, Grannen) messen zu können. Tabelle 18 zeigt die ^{137}Cs-Gehalte in der Getreidespreu dieser Proben, deren ^{137}Cs-Gehalt in Korn und Stroh nochmals zum Vergleich gegenübergestellt ist. Der ^{137}Cs-Gehalt der Spreu (Median $\tilde{x}$ = 1,19 Bq/kg) ist vergleichbar dem ^{137}Cs-Gehalt im Getreidestroh ($\tilde{x}$ = 1,47 Bq/kg) dieser Proben, während der ^{137}Cs-Gehalt des Korns mit $\tilde{x}$ = 0,23 Bq/kg statistisch signifikant niedriger liegt (U-Test, $\alpha < 0{,}01$ %).

Die TF Boden-Spreu ($\tilde{x}$ = 0,0074) sowie die TF Boden-Stroh dieser Proben ($\tilde{x}$ = 0,0072) liegen signifikant höher als die TF Boden-Korn ($\tilde{x}$ = 0,0014, α = 0,1 %).

Probe	W = Weizen G = Gerste	Korn ^{137}Cs (Bq/kg)	Stroh ^{137}Cs (Bq/kg)	Spreu ^{137}Cs (Bq/kg)
OS4a	G	0,25	1,42	1,51
OS4b	G	0,24	1,84	1,65
OS7	G	0,11	0,71	0,99
OS12	G	0,19	0,88	1,39
OS13	G	0,21	0,62	1,05
OS18	G	0,19	1,61	1,10
OS21a	G	0,85	1,72	1,94
OS23	G	0,13	1,10	0,89
OS24	G	0,84	2,30	2,18
OS25	G	2,82	6,34	6,05
OS26	G	3,26	7,74	6,97
OS28	W	0,58	1,51	1,23
OS30	W	0,14	0,87	0,87
OS31	W	0,32	1,48	1,14
OS32	W	0,13	0,84	1,09
OS33	W	0,17	1,31	1,26
OS34	W	0,36	1,64	1,83
OS35	W	0,20	1,54	1,19
OS36	W	0,23	1,09	1,08
OS37	W	0,29	1,47	1,17
OS38	W	0,12	1,24	0,93

Tab. 18. Radiocäsium in Getreidespreu: ^{137}Cs in Spreu (Spindel, Spelzen, Grannen) von Gerste und Weizen der Ernte 1988 (Oberschwaben) im Vergleich mit Korn und Stroh.

5.1.2.4 Einfluß der Bodenparameter auf die TF Boden-Getreide

Die großen Schwankungen der TF_{BP} auch innerhalb der untersuchten Ökosysteme sowie die Schwierigkeit bei der Abgrenzung typischer TF_{BP} für die jeweiligen Bodentypen deuten auf den modifizierenden Einfluß der Bodenparameter auf die TF_{BP} hin. Regressions- und Korrelationsanalysen geben Informationen über Art und Maß der Abhängigkeit der TF_{BP} von diesen Bodenparametern.

- Einfache lineare Korrelationsanalysen

Eine Analyse der Korrelation zwischen einzelnen Bodenparametern und den TF Boden-Korn des Jahres 1988 zeigt signifikante negative Korrelationen zum pH-Wert, zum Feinschluffgehalt, zum austauschbaren K^+, zur Basensättigung (V-Wert) und zum pflanzenverfügbaren P_2O_5 (Tab. 19). Lediglich die negativen Korrelationen zum pH-Wert finden sich auch für das Erntejahr 1989 wieder, während Feinschluffgehalt, K^+, V-Wert und P_2O_5 nicht signifikant zu den TF Boden-Korn korrelieren. Dafür finden sich bei den TF Boden-Korn 1989 signifikante negative Korrelationen zum Mg^{++}-Gehalt, zur Kationenaustauschkapazität (T-Wert) und zum Gehalt an austauschbaren Basen (S-Wert).

Parameter	TF Boden-Korn		TF Boden-Stroh	
	1988 n=24	1989 n=30	1988 n=24	1989 n=30
pH ($CaCl_2$)	-0,45*	-0,38*	-0,11	-0,14
Ton	-0,29	-0,35	-0,34	-0,41*
Feinschluff	-0,48*	0,20	-0,45*	0,10
Mittelschluff	0,08	0,05	0,35	0,19
Grobschluff	0,09	-0,01	0,37	0,21
Feinsand	-0,20	-0,17	-0,27	0,05
Mittelsand	0,23	0,18	-0,12	-0,10
Grobsand	0,14	0,16	-0,31	-0,20
$N_{ges.}$	-0,14	-0,20	0,04	-0,23
Humus	-0,10	-0,25	0,13	-0,25
C/N	0,32	0,06	0,41*	0,07
Na^+(Mehl.)	0,19	0,01	0,45*	0,53
K^+(Mehl.)	-0,44*	-0,31	-0,27	-0,36*
Ca^{++}(Mehl.)	-0,33	-0,35	-0,21	-0,28
Mg^{++}(Mehl.)	-0,34	-0,45*	-0,36	-0,26
S-Wert	-0,35	-0,41*	-0,21	-0,28
T-Wert	0,08	-0,40*	-0,08	-0,25
V-Wert	-0,57***	-0,31	-0,22	-0,26
P_2O_5 (CAL)	-0,63***	-0,35	-0,33	-0,19
K_2O (CAL)	-0,39	-0,22	-0,22	-0,42*

Tab. 19. Korrelationskoeffizienten TF Boden-Getreide - Bodenparameter: Die parameterfreien Rang-Korrelationskoeffizienten r nach Spearman kennzeichnen die Stärke des linearen Zusammenhangs zwischen den TF Boden-Getreide der einzelnen Erntejahre und den Bodenparametern (*: α = 5 %, **: α = 1 %, ***: α = 0,1 %).

Für die TF Boden-Stroh finden sich bei der Ernte 1988 auf dem 95 %-Niveau signifikante negative Korrelationen zum Feinschluffgehalt sowie signifikante positive Korrelationen zum C/N-Verhältnis und zum Gehalt an austauschbarem Na^+. Für die TF Boden-Stroh des Jahres 1989 sind die negativen Korrelationen zum Tongehalt und zum austauschbaren und zum pflanzenverfügbaren K signifikant (α = 5 %).

Die z.T. hohen, jedoch nicht signifikanten Korrelationen des TF Boden-Stroh des Jahres 1989 zum austauschbaren Na-Gehalt liegen in der Tatsache begründet, daß Na^+ in zahlreichen Proben nicht nachgewiesen werden konnte und somit zum Erreichen einer signifikanten Korrelation höhere Korrelationskoeffizienten notwendig sind. Eine Interpretation der hoch signifikanten Korrelationen der TF zur Basensättigung (V-Wert) des Bodens ist nicht möglich, da in 25 % (1988) bzw. 50 % (1989) der Fälle die Basensättigung bei 100 % liegt und somit eine zu hohe Anzahl gleicher Werte (Bindungen) vorliegt. Als kritischer Wert werden 20 % Bindungen zugrundegelegt (SACHS, 1984).

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß sich für keinen Bodenparameter signifikante Korrelationskoeffizienten für beide Pflanzenfraktionen finden lassen, die sich in den beiden Einzeljahren wiederholen. Der Einfluß der sorbierenden Korngrößenfraktionen auf die TF_{BP} läßt sich lediglich tendenziell an den stets negativen Korrelationskoeffizienten ablesen, die für die Korrelation der TF Boden-Stroh 1989 zum Tongehalt und für die Korrelation der TF Boden-Getreide 1988 zum Feinschluffgehalt signifikant sind. Auch die Abhängigkeit der TF_{BP} vom K-Gehalt deutet sich nur durch negative Korrelationskoeffizienten an. Lediglich die Korrelation zwischen dem

austauschbaren K^+-Gehalt und den TF Boden-Korn 1988 und den TF Boden-Stroh 1989 sowie die Korrelation des pflanzenverfügbaren K_2O und den TF Boden-Stroh 1989 weist signifikante negative Korrelationskoeffizienten auf. Die signifikanten negativen Korrelationskoeffizienten des pH-Wertes zu den TF Boden-Korn beider Erntejahre wiederholt sich nicht für die TF Boden-Stroh.

Die schwachen und für die beiden Pflanzenfraktionen und Erntejahre nicht beständigen Korrelationen zwischen einzelnen Bodenparametern und den TF_{BP} verdeutlichen, daß der Zusammenhang zwischen den TF_{BP} und den chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften mit einer einfachen linearen Korrelationsanalyse nur unbefriedigend beschrieben werden kann. Die genauere Aufarbeitung des Datenmaterials zeigt, daß zumindest für einige Bodenparameter ein nicht-lineares Modell die Abhängigkeit der TF_{BP} von den Bodenparametern besser erklären dürfte. Abb. 7 veranschaulicht dies am Beispiel des Zusammenhangs zwischen den TF Boden-Korn beider Erntejahre und den austauschbaren K^+-Gehalten des Bodens.

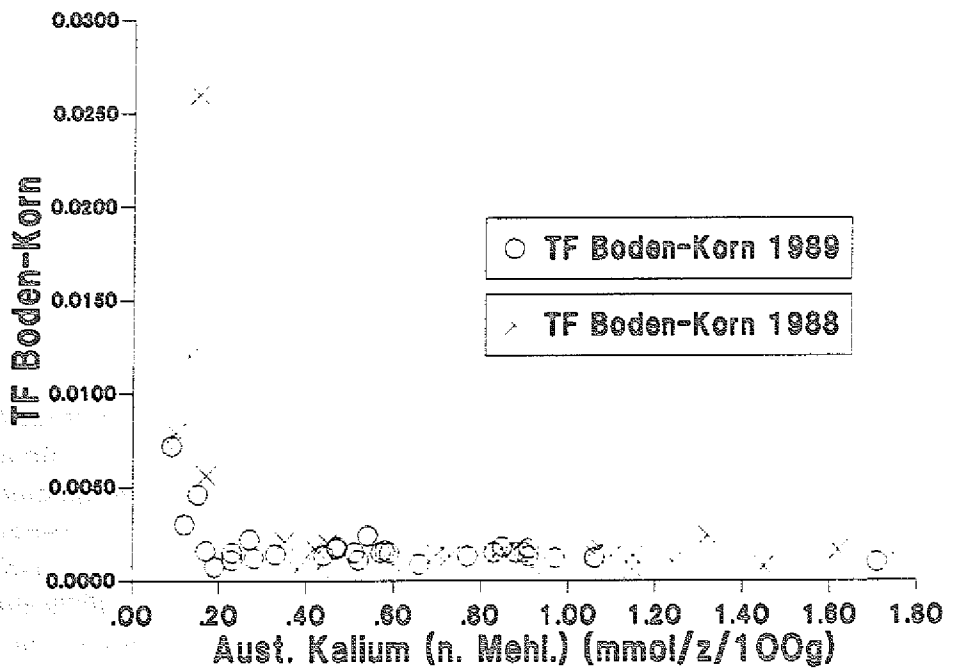


Abb. 7. TF Boden-Korn in Relation zum Gehalt an austauschbarem Kalium: Die TF Boden-Getreidekorn beider Erntejahre in Abhängigkeit zum Gehalt an austauschbarem K im Ap-Horizont ackerbaulich genutzter Böden Oberschwabens.

Ein ähnliches Bild ergibt sich für die Abhängigkeit der TF Boden-Korn vom Gehalt an pflanzenverfügbarem K_2O im CAL-Extrakt (Abb. 8). Aus diesem Grund wird auf eine

mit einem Teil der Daten früher durchgeführte multiple lineare Regressions- und Korrelationsanalyse verzichtet (BILO et al., 1990).

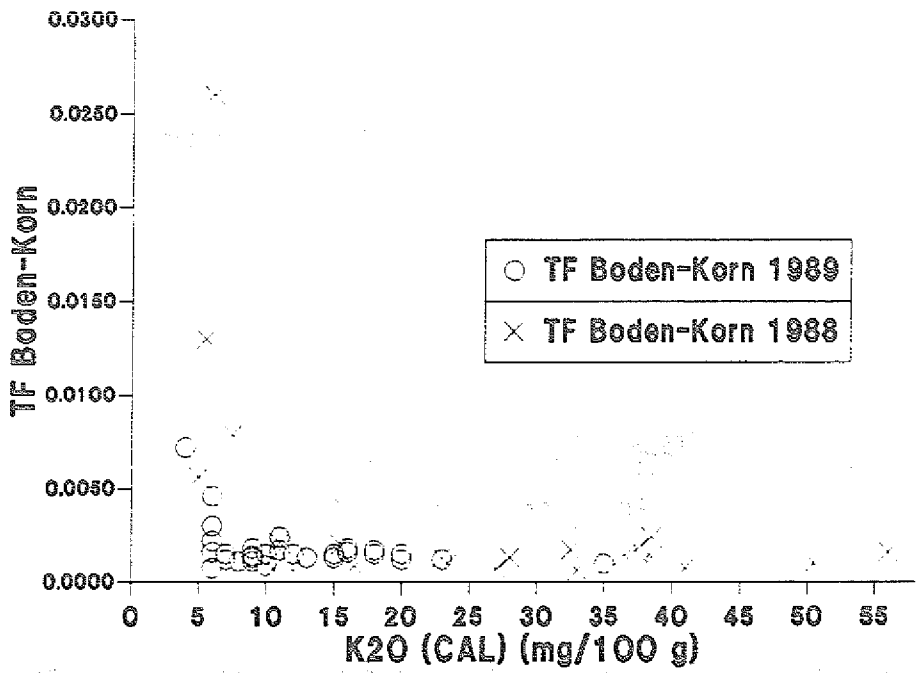


Abb. 8. TF Boden-Korn in Relation zum Gehalt an pflanzenverfügbarem Kalium: Die TF Boden-Getreidekorn beider Erntejahre in Abhängigkeit zum Gehalt an "pflanzenverfügbarem" K_2O im Ap-Horizont ackerbaulich genutzter Böden Oberschwabens.

- Einfache und multiple, nicht-lineare Regression

Die einfachen nicht-linearen Regressionsansätze erfolgen für beide Erntejahre mit dem austauschbaren K^+-Gehalt des Bodens mittels eines Exponentialmodells. Da zumindest für die TF_{BP} des Jahres 1988 eine dem K^+-Gehalt vergleichbare Abhängigkeit zum P_2O_5-Gehalt des Bodens besteht (Abb. 9), werden multiple nicht-lineare Regressionen mit den K^+- und den P_2O_5-Werten durchgeführt. Die Regressionsparameter und das Bestimmtheitsmaß der Regression werden für die einzelnen Pflanzenfraktionen und Erntejahre separat berechnet. Die einfachen, nicht-linearen Regressionskurven mit den Regressionsgleichungen der TF Boden-Getreide zum K^+-Gehalt sind im Anhang als Abb. 17 bis 22 graphisch dargestellt.

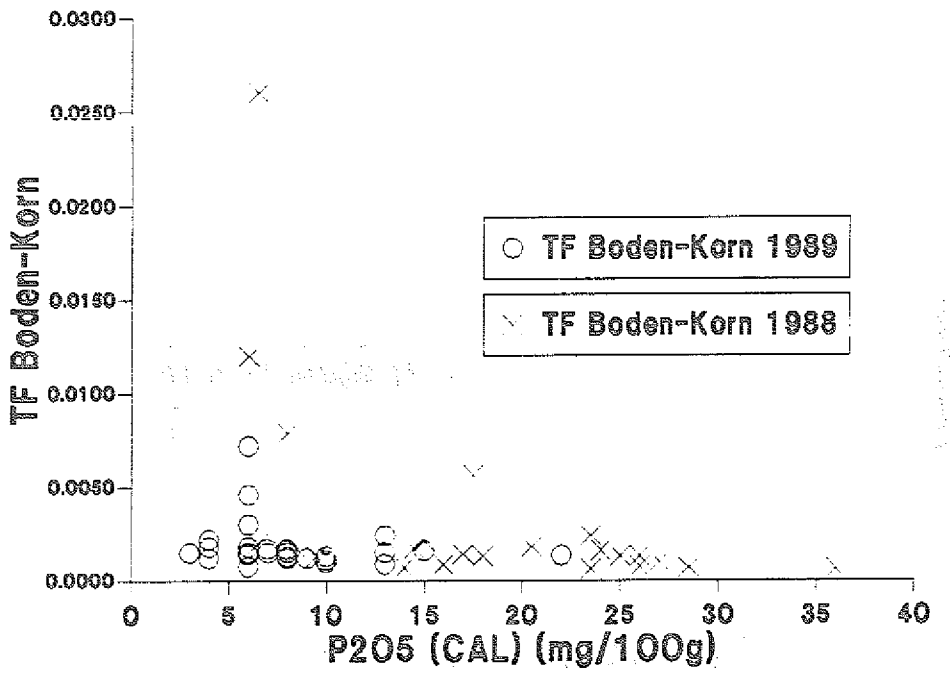


Abb. 9. TF Boden-Korn in Relation zum P-Gehalt des Bodens: Die TF Boden-Getreidekorn beider Erntejahre in Abhängigkeit zum Gehalt an "pflanzenverfügbarem" P_2O_5 im Ap-Horizont ackerbaulich genutzter Böden Oberschwabens.

TF Boden-Getreide 1988

Die einfache nicht-lineare Regression der TF Boden-Korn 1988 zum austauschbaren K^+-Gehalt des Bodens in der Form

$$TF_{BP} = ae^{b(K^+)} + c \tag{4}$$

mit den Regressionsparametern a = 2,60E-2, b = -6,35 und c = 9,11E-4 erklärt 57 % der Gesamtvarianz der TF Boden-Korn. Für die TF Boden-Stroh liegen die Regressionsparameter mit a = 6,03E-2, b = -7,49 und c = 6,52E-3 nahe den Werten für die TF Boden-Korn. Mit 47 % wird ein etwas geringerer Teil der Gesamtvarianz erklärt. Unter Hinzunahme des P_2O_5-Gehaltes werden mit dem multiplen Modell

$$TF_{BP} = ae^{b(K^+)} + de^{f(P_2O_5)} + c \tag{5}$$

mit a = 1,90E-2, b = -6,96, c = 7,68E-4, d = 6,43E-1 und f = -7,29E-1 für die Regression der TF Boden-Korn zusätzlich 9 % Varianz erklärt und das Bestimmtheitsmaß auf 66 % gesteigert. Auch bei der multiplen Regression der TF Boden-Stroh liegen die Regressionsparameter mit a = 4,44E-2, b = -8,35, c = 6,06E-3, d = 1,17 und f = -7,09E-1 nahe den Werten für die TF Boden-Korn. Die durch die multiple Regression der TF

Boden-Stroh zusätzlich erklärte Varianz von 8 % steigert das Bestimmtheitsmaß auf 55 %. Die Hinzunahme weiterer Bodenparameter in das multiple Regressionsmodell kann das Bestimmtheitsmaß nur unwesentlich steigern.

TF Boden-Getreide 1989

Die einfache nicht-lineare Regression der TF Boden-Korn der Proben des Jahres 1989 zum austauschbaren K^+-Gehalt des Bodens in der Form

$$TF_{BP} = ae^{b(K^+)} + c \qquad (6)$$

mit den Parametern a = 6,94E-2, b = -2,78E + 1 und c = 1,44E-3 erklärt 79 % der Varianz der TF Boden-Korn. Obwohl die Regressionsparameter für die Regressionsrechnung mit den TF Boden-Stroh mit a = 1,88E-2, b = -1,23 + 1 und c = 6,34E-3 in der Größenordnung der Parameter für die TF Boden-Korn liegen, wird mit 40 % der Varianz ein wesentlich geringeres Bestimmtheitsmaß erreicht, was auf die starke Streuung der TF Boden-Stroh des Jahres 1989 zurückzuführen ist (Abb. 20, Abbildungsanhang). Eine multiple Regressionsrechnung mit dem P_2O_5-Gehalt des Bodens brachte keine sinnvolle Steigerung des Bestimmtheitsmaßes, da keine eindeutige Abhängigkeit der TF Boden-Getreide 1989 vom P_2O_5-Gehalt des Bodens zu beobachten ist (Abb. 9).

TF Boden-Getreide beider Erntejahre

Bei gleichzeitiger Betrachtung beider Erntejahre wird durch die einfache nicht-lineare Regression

$$TF_{BP} = ae^{b(K^+)} + c \qquad (7)$$

mit dem austauschbaren K^+-Gehalt und den Regressionsparametern a = 2,05E-2, b = -9,15 und c = 1,20E-3 36 % der Varianz der TF Boden-Korn erklärt. Die entsprechenden Werte für die TF Boden-Stroh liegen bei a = 3,77E-2, b = -8,85 und c = 6,35E-3. Durch die Regression werden 27 % der Varianz der TF Boden-Stroh erklärt.

Wegen des Einflusses der TF_{BP} des Jahres 1989 brachte auch eine multiple nicht-lineare Regression mit den TF_{BP} beider Erntejahre mit dem P_2O_5-Gehalt des Bodens keine sinnvollen Ergebnisse. Das Bestimmtheitsmaß ist nur unwesentlich zu steigern und die Regressionsparameter variieren für die beiden Pflanzenfraktionen erheblich.

5.1.2.5 Einfluß der Bezugstiefe auf die TF Boden-Korn

Bei der Probenaufarbeitung der Bodenproben des Jahres 1988 wurde neben der geforderten Bezugstiefe 0-20 cm auch die Schicht 20-30 cm separat aufgearbeitet und der Gehalt an $^{134/137}Cs$ gemessen. Da die Pflugtiefe in der untersuchten Region in der Regel zwischen 20 und 30 cm liegt, ist eine homogene Verteilung des $^{134/137}Cs$ aus dem Tschernobyl-Fallout in 0-20 cm, nicht aber in einer Tiefe von 20-30 cm gegeben. Tabelle 20 zeigt die z.T. sehr großen Unterschiede des ^{137}Cs-Gehaltes in 0-20 und 20-30 cm Tiefe auf. Die Werte liegen teilweise nur unwesentlich auseinander (OS31), teilweise variieren sie erheblich (OS21, OS22).

Probe	Bq/kg 0-20 cm	Bq/kg 20-30 cm	Probe	Bq/kg 0-20 cm	Bq/kg 20-30 cm
OS4a	197,59	8,80	OS25	225,03	36,21
OS4b	131,98	4,16	OS26	126,37	4,69
OS7	46,35	18,93	OS27	238,37	12,29
OS12	137,37	13,37	OS28	296,65	20,43
OS13	165,02	32,01	OS29	142,03	39,63
OS16	180,22	32,97	OS30	202,47	n.b.
OS18	254,42	42,51	OS31	191,72	168,73
OS21a	151,22	1,74	OS32	188,46	5,77
OS22a	277,21	3,32	OS33	205,88	7,25
OS22b	222,59	4,00	OS34	216,73	12,80
OS22c	210,63	2,00	OS35	157,86	6,11
OS23	204,13	64,27	OS36	146,36	63,91
OS24	106,65	2,73	OS37	205,43	7,88
			OS38	196,49	24,48

Tab. 20. Radiocäsium in 0-20 cm und 20-30 cm Tiefe: ^{137}Cs in Bodenproben des Ap-Horizontes ackerbaulich genutzter Böden der Probenahme 1988 in Oberschwaben (n. b. = nicht bestimmt).

Werden die TF Boden-Getreidekorn nicht auf eine Tiefe von 0-20 cm, sondern auf eine Tiefe von 0-30 cm bezogen, bei der die spezifische Kontamination beider Schichten nach (8) gewichtet eingeht, so liegen die dann ermittelten TF_{BP} im Vergleich zu den TF_{BP} bezogen auf 0-20 cm Tiefe höher.

$$TF_{B(0-30)P} = \frac{Bq/kg \quad (Pflanze)}{\left(\frac{2 \times (Bq/kg \ \ Boden_{0-20}) + 1 \times (Bq/kg \ \ Boden_{20-30})}{3}\right)} \qquad (8)$$

Der ^{137}Cs-Gehalt in 0-30 cm Tiefe (A_{Boden}) kann sich im Extremfall (kein ^{137}Cs in 20-30 cm Tiefe) um ein Drittel vermindern und den TF_{BP} bei gleichbleibendem Radioaktivitätsgehalt der Pflanze ($A_{Pflanze}$) nach (9) um maximal den Faktor 1,5 erhöhen:

$$TF_{BP} = \frac{A_{Pflanze}}{A_{Boden} - \frac{A_{Boden}}{3}} = 1{,}50 \qquad (9)$$

Abbildung 10 verdeutlicht, daß stark variierende ^{137}Cs-Gehalte in den unterschiedlichen Tiefen nur relativ geringfügige Abweichungen der TF_{BP} zur Folge haben. Die maximal mögliche Schwankung um den Faktor 1,5 spielt vor dem Hintergrund der vorliegenden Gesamtvariation der TF_{BP} um den Faktor 43 keine Rolle. Die Steigung der Regressionsgeraden liegt mit 1,46 etwas unter dem Maximalwert von 1,50 und deutet so auf den zumeist sehr geringen ^{137}Cs-Gehalt in 20-30 cm Bodentiefe hin.

5.1.2.6 "Observed Ratio"-Werte

Mit Hilfe nicht-linearer Regressionsansätze konnte die starke Abhängigkeit der TF Boden-Getreide für Radiocäsium zum K^+-Gehalt des Bodens aufgezeigt werden. Aus diesem Grund liegt die Ermittlung von "Observed Ratio"-Werten nahe, die den Gehalt

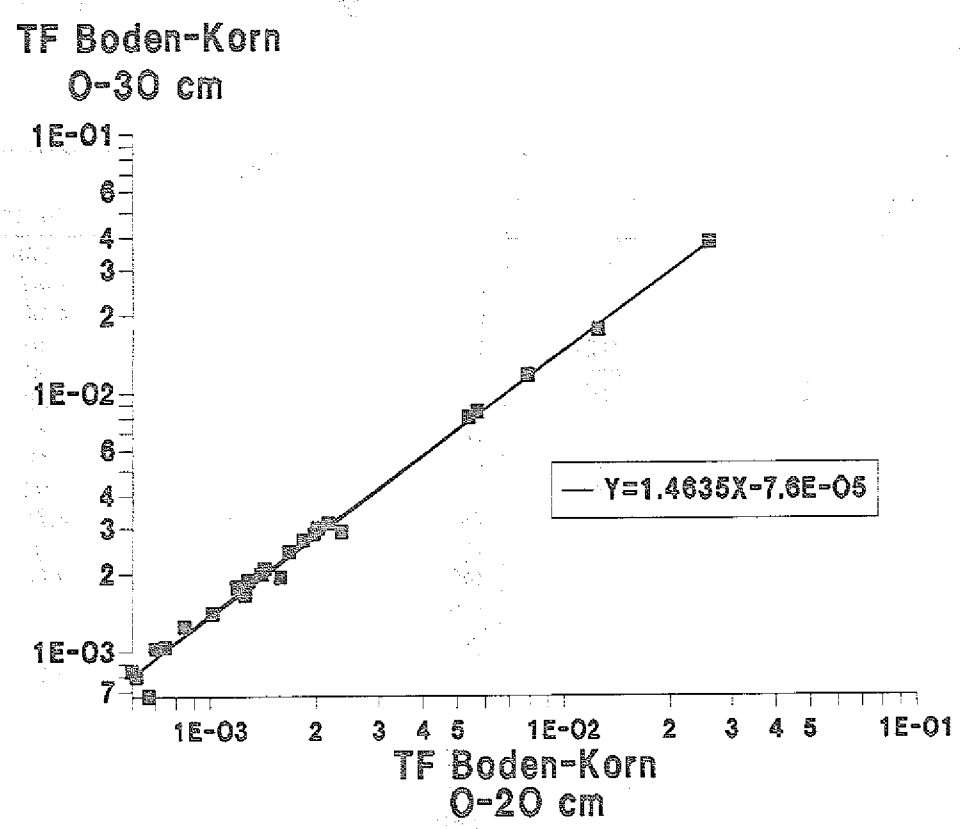


Abb. 10. TF Boden-Korn für unterschiedliche Bezugstiefen: Die TF Boden-Getreidekorn der Ernte 1988 in Oberschwaben bezogen auf 0-20 cm (Standard) und 0-30 cm Bodentiefe in doppelt logarithmischer Darstellung.

des antagonistisch wirkenden Makronährelementes berücksichtigen und so den Schwankungsbereich des Transferparameters reduzieren (s. Abschnitt 2.2). Die OR_{Cs}-Werte werden aus den ^{137}Cs-Gehalten der einzelnen Getreidefraktionen und des Bodens sowie den über den ^{40}K-Anteil ermittelten K-Gehalten im Getreide und dem nach MEHLICH (1948) austauschbaren K^+-Gehalt des Bodens berechnet. Da die OR_{Cs}-Werte aus dem ^{137}Cs-Gesamtgehalt des Bodens und nicht aus dem austauschbaren ^{137}Cs-Gehalt errechnet werden, stellen die Werte keine echte Diskriminierung im Sinne von NISHITA et al. (1965) und GÜNTHER und SCHROEDER (1968) dar. Auch LEISING (1986) betont, daß eine Diskriminierung nur beim Vergleich der physiologisch relevanten Anteile der Elemente aufgezeigt werden kann. Auch aus der Berechnung der OR_{Cs}-Werte aus dem Gesamtgehalt an ^{137}Cs im Boden können jedoch wichtige Informationen bezüglich der Diskriminierung innerhalb der Pflanze und bezüglich der Schwankungsbreiten der OR_{Cs}-Werte gewonnen werden, zumal auch die Bestimmung von "echten" Diskriminierungsfaktoren aus dem Gehalt an austauschbarem K^+ und Cs^+ wegen des unterschiedlichen Verhaltens der einzelnen Ionen gegenüber der Extraktion nicht unbedingt eine Diskriminierung erkennen läßt (NISHITA et al., 1965).

Tabelle 21 faßt die OR_{Cs}-Werte für Korn und Stroh beider Erntejahre zusammen. Den mittleren OR_{Cs}-Werten von 8,52E-5 (Weizen) bzw. 1,06E-4 (Gerste) für Getreidekorn stehen mit 1,49E-4 (Weizen) und 1,36E-4 (Gerste) für Stroh etwas höhere Werte gegenüber.

Weizen			Gerste		
Probe	Korn	Stroh	Probe	Korn	Stroh
OS28	9,10E-5	1,40E-4	OS4a	1,11E-4	1,74E-4
OS29	1,29E-4	2,30E-4	OS4b	1,63E-4	3,00E-4
OS30	7,31E-5	1,59E-4	OS7	2,30E-4	4,14E-4
OS31	6,21E-5	1,46E-4	OS12	1,22E-4	1,50E-4
OS32	2,71E-5	8,93E-5	OS13	8,79E-5	5,80E-5
OS33	4,66E-5	1,75E-4	OS16	1,11E-4	8,89E-5
OS34	1,45E-4	2,42E-4	OS18	9,11E-5	1,87E-4
OS35	1,05E-4	3,14E-4	OS21a	7,64E-5	7,19E-5
OS36	2,22E-4	5,33E-4	OS23	6,76E-5	1,94E-4
OS37	1,09E-4	1,28E-4	OS24	7,50E-5	6,75E-5
OS38	2,29E-5	7,48E-5	OS25	1,50E-4	9,01E-5
			OS26	3,47E-4	2,80E-4
			OS27	7,05E-5	4,64E-5
OS115	8,26E-5	1,16E-4	OS100	7,62E-5	1,01E-4
OS116	9,16E-5	7,58E-5	OS101	1,39E-4	1,97E-4
OS117	1,21E-4	8,86E-5	OS102	9,56E-5	1,26E-4
OS118	5,24E-5	7,13E-5	OS103	1,10E-4	1,35E-4
OS119	7,95E-5	8,72E-5	OS104	1,32E-4	1,96E-4
OS120	1,24E-5	3,34E-5	OS105	3,33E-5	4,64E-5
OS121	2,53E-5	4,69E-5	OS106	2,83E-5	3,53E-5
OS122	3,22E-5	5,48E-5	OS107	9,39E-5	1,60E-4
OS123	3,81E-5	5,36E-5	OS108	6,48E-5	6,82E-5
OS124	6,35E-5	9,52E-5	OS109	5,82E-5	7,81E-5
OS125	1,37E-4	1,78E-4	OS110	1,13E-4	1,48E-4
OS126	1,14E-4	1,30E-4	OS111	1,52E-4	2,42E-4
OS127	1,30E-4	1,28E-4	OS112	6,47E-5	6,31E-5
OS128	6,36E-5	6,52E-5	OS113	5,71E-5	7,48E-5
OS129	1,40E-4	4,18E-4	OS114	3,79E-5	2,43E-5
	$\bar{x}$: 8,52E-5 σ: 4,92E-5	$\bar{x}$: 1,49E-4 σ: 1,18E-4		$\bar{x}$: 1,06E-4 σ: 6,47E-5	$\bar{x}$: 1,36E-4 σ: 9,19E-5

Tab. 21. "Observed Ratio"-Werte: "Diskriminierungsfaktoren" für ^{137}Cs in Getreidestroh und -korn beider Erntejahre mit arithmetischem Mittel $\bar{x}$ und Standardabweichung σ.

5.1.3 Radiokalium und Radiocäsium im Vergleich

Gleichzeitig mit der Messung des $^{134/137}Cs$-Gehaltes von Boden- und Pflanzenproben erfolgte die Erfassung des natürlichen ^{40}K-Gehaltes, der im Vergleich zum Radiocäsium in allen Boden- und Pflanzenproben deutlich höher liegt. Die einzelnen ^{40}K-Gehalte sowie die über den spezifischen ^{40}K-Anteil errechneten Gesamtkaliumgehalte der Proben sind in den Tabellen 38 - 42 des Anhangs zusammengefaßt.

Abb. 11 verdeutlicht, daß in den oberschwäbischen Bodenproben der durchschnittliche Radiocäsiumgehalt mit 178 Bq ^{137}Cs/kg + 55 Bq ^{134}Cs/kg in gleicher Größenordnung liegt wie der ^{40}K-Gehalt (392 Bq/kg). In den nordrhein-westfälischen Boden-

proben liegt der mittlere ^{40}K-Gehalt mit 547 Bq/kg ebenso wie in oberschwäbischem und nordrhein-westfälischem Getreidekorn (131 und 133 Bq/kg) um mehr als 2 Größenordnungen höher als das durch die Reaktorkatastrophe in Tschernobyl gelieferte ^{137}Cs, das im Mittel im oberschwäbischen Korn bei 0,39 Bq ^{137}Cs/kg liegt. Im oberschwäbischen Getreidestroh sind die ^{40}K-Werte mit 433 Bq/kg im Durchschnitt noch einmal um den Faktor 3,3 höher als im Korn und stehen einem ^{137}Cs-Gehalt von 1,42 Bq/kg gegenüber.

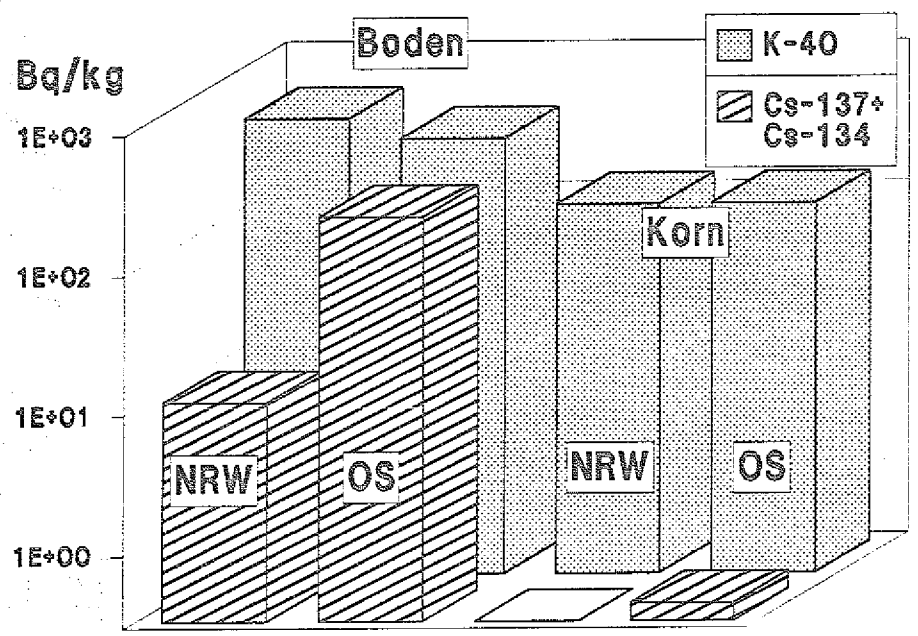


Abb. 11. Radiokalium und Radiocäsium im Vergleich: Natürliches ^{40}K und $^{134/137}Cs$ aus Bomben-Fallout und Tschernobyl-Fallout und -Washout in Boden- und Getreideproben aus Oberschwaben (OS) und der Jülich-Zülpicher Börde (NRW) in logarithmischer Darstellung (^{134}Cs und ^{137}Cs in Getreide der Jülich-Zülpicher Börde nicht nachweisbar).

5.2 Radiocäsium in Boden und Pflanzen nach Klärschlammdüngung

Alle Angaben zum $^{134/137}Cs$-Gehalt sind für den Lysimeterversuch zerfallskorrigiert auf das Bezugsdatum 1. Jan. 1989.

5.2.1 Boden

- Der Boden in den Lysimetern des Klärschlammversuchs wurde zu drei Zeitpunkten auf seinen Radiocäsiumgehalt hin untersucht. Die erste Messung wurde vor der Klärschlammaufbringung im März 1989 durchgeführt. Für die Lysimeter in Wiesennutzung erfolgte eine Unterteilung in die Tiefen 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm und 20-30 cm. Für die Bestimmung der TF_{BP} werden die Werte 0-5 cm und 5-10 cm gemittelt. Die Werte für die Einzeltiefen finden sich als Tabelle 45 im Anhang. Bei den Lysimetern in Wiesennutzung wurden vor der Klärschlammaufbringung lediglich die Kontrollysimeter (KI, KII) beprobt, um bei den Klärschlammlysimetern eine Zerstörung der für Translokationseffekte wichtigen dichten Grasnarbe zu vermeiden. Die Lysimeter in Ackernutzung wurden in einer Tiefe 0-20 cm beprobt. Die Ergebnisse sind in Spalte I der Tabelle 22 zusammengefaßt, die somit die Grundkontamination durch den Reaktorunfall von Tschernobyl und den Bomben-Fallout vor der Aufbringung kontaminierten Klärschlamms darstellt.

		I		II		III		IV	
		^{134}Cs	^{137}Cs	^{134}Cs	^{137}Cs	^{134}Cs	^{137}Cs	^{134}Cs	^{137}Cs
Acker	K I	2,22	15,60	0,99	9,62	3,03	12,53	2,07	12,58
	K II	0,93	9,13	1,22	11,26	1,01	10,63	1,05	10,34
	KS I	1,03	8,00	17,43	62,72	9,72	44,08	8,95	41,73
	KS II	1,38	11,33	6,61	28,32	10,87	43,37	9,30	45,06
Wiese	K I	3,21	13,68	-	-	-	-	3,21	13,68
	K II	3,19	15,19	-	-	-	-	3,19	15,19
	KS I	-	-	-	-	-	-	19,03	81,91
	KS II	-	-	-	-	-	-	19,03	81,91

Tab. 22. Radiocäsium im Boden des Lysimeterversuchs: ^{134}Cs und ^{137}Cs in Bq/kg Trockenboden im A-Horizont der Kontroll- (K) und der Klärschlammlysimeter (KS) in Acker- (0-20 Tiefe) und Wiesennutzung (0-10 cm Tiefe) vor der Klärschlammaufbringung (I), unmittelbar nach der Klärschlammaufbringung (II), zu Ende des Versuchs (III) sowie die rechnerisch ermittelten Werte des $^{134/137}Cs$-Gehaltes (IV), auf die im Text näher eingegangen wird.

- 2 Tage nach der Aufbringung des Klärschlamms wurde der Boden aller Lysimeter in Ackernutzung erneut auf seinen $^{134/137}Cs$-Gehalt hin untersucht. Eine Probenahme auf den Lysimetern in Wiesennutzung unterblieb aus den genannten Gründen. Die Ergebnisse der Messung der Bodenradioaktivität nach Aufbringung des Klärschlamms finden sich in Spalte II von Tab. 22.

- Zum Abschluß des Versuches im November 1990 erfolgte eine dritte Probenahme von Bodenproben zur Messung der $^{134/137}Cs$-Radioaktivität im Boden der Lysimeter in Ackernutzung (Tab. 22, Spalte III). Im Gegensatz zu den Ergebnissen direkt nach Aufbringung des Klärschlamms (II) liegen die $^{134/137}Cs$-Werte der

beiden Kontroll- und der beiden Klärschlammlysimeter durch die in der Zwischenzeit stattgefundene zweimalige Bodenbearbeitung pro Jahr nahezu gleich.

- In Spalte IV der Tabelle 22 werden die rechnerisch ermittelten $^{134/137}Cs$-Werte angegeben. Für diese Werte wurden bei allen Kontrollysimetern die zuvor gemessenen Werte gemittelt bzw. übernommen (Spalte I - III). Für die Klärschlammlysimeter in Ackernutzung wird der vor der Aufbringung des Klärschlamms ermittelte Wert (Spalte I) und die durch die Aufbringung des Klärschlamms rechnerisch ermittelte Erhöhung der Radioaktivität addiert. Für die Klärschlammlysimeter in Wiesennutzung werden die mittleren $^{134/137}Cs$-Gehalte der Kontrollysimeter (Spalte I) als Basis genommen und wiederum die theoretische Erhöhung durch Aufbringung des Klärschlamms addiert.

Als Grundlage zur Bestimmung der TF_{BP} werden die in Spalte IV angegebenen rechnerischen Werte herangezogen, die mit den experimentell ermittelten Werten zum Abschluß des Versuches (Spalte III) sehr gut übereinstimmen.

5.2.2 Pflanzen

Die in Tabelle 23 zusammengefaßten $^{134/137}Cs$-Gehalte der in den Lysimetern angebauten Pflanzen werden in Bq/kg Frischmasse angegeben. Der prozentuale Trockenmasseanteil ist der zweiten Spalte zu entnehmen. Die für verschiedene Proben unterschiedlichen Nachweisgrenzen sind auf unterschiedliche Einwaagen und auf die durch das heterogene Probenmaterial bedingten unterschiedlichen Meßgeometrien zurückzuführen.

Mit Ausnahme der Weizenspreu und des Salates 1990 liegen die Radiocäsiumgehalte der Pflanzen von den mit Klärschlamm behandelten Lysimetern über denen der Pflanzen der Kontrollysimeter, wenngleich diese Unterschiede teilweise sehr gering sind. ^{134}Cs war in den Kontrollysimetern mit einer Ausnahme (Salat 1990) nicht nachzuweisen. Eine zweifache Varianzanalyse mit den unabhängigen Parametern "Pflanzenart" und "Kontrolle/Klärschlamm" bestätigt die Vermutung eines signifikanten Einflusses der Aufbringung des Klärschlamms auf den ^{137}Cs-Gehalt der angebauten Pflanzen (α = 5 %). Die Unterschiede im ^{137}Cs-Gehalt verschiedener Pflanzenarten sind ebenfalls signifikant (α = 1 %). Das Bestimmtheitsmaß liegt bei 81 %.

Die wegen signifikanter Wechselwirkungen zwischen Pflanzenart und Klärschlammbehandlung (α = 5 %) durchgeführte separate Verrechnung von Gras und Feldfrüchten zeigt für Gras wiederum signifikante Einflüsse des Parameters "Pflanzenart" (in diesem Fall also Einflüsse des Schnitts) sowie der Klärschlammaufbringung auf den ^{137}Cs-Gehalt im Gras ($\alpha < 0{,}1$ %). Nochmals sind jedoch Wechselwirkungen zwischen beiden Einflußfaktoren zu verzeichnen ($\alpha < 0{,}1$ %). Das Modell erklärt 96 % der Varianz. Bei separater Betrachtung der einzelnen Grasschnitte ("Pflanzenart") hat die Klärschlammaufbringung lediglich beim ersten Schnitt des Grases einen signifikanten Einfluß (α = 5 %).

Bei ausschließlicher Betrachtung der Feldfrüchte zeigen sich für die angebauten Kulturen Kartoffeln, Salat und Weizen keine Unterschiede in der ^{137}Cs-Aufnahme. Die Aufbringung des Klärschlamms hingegen hat wie auch beim Gras einen signifikanten Einfluß (α = 5 %). Wechselwirkungen zwischen beiden Faktoren sind nicht vorhanden. Das Bestimmtheitsmaß liegt bei 65 %.

		Kontrolle		Klärschlamm	
Pflanze	% TM	K I Bq ^{137}Cs/kg Bq ^{134}Cs/kg	K II Bq ^{137}Cs/kg Bq ^{134}Cs/kg	KS I Bq ^{137}Cs/kg Bq ^{134}Cs/kg	KS II Bq ^{137}Cs/kg Bq ^{134}Cs/kg
Gras 1/89	20	<0,56 <0,56	0,67 <0,28	8,50 1,47	6,67 1,44
Gras 2/89	20	0,09 <0,04	0,58 <0,15	1,49 0,35	1,04 <0,19
Gras 3/89	20	0,90 <0,24	1,46 <0,20	4,44 1,23	2,82 0,63
Gras 1/90	20	0,31 <0,08	0,40 <0,12	1,11 <0,20	1,93 0,60
Kartoffel (Knolle)	23	0,24 <0,10	0,18 <0,08	0,35 <0,10	0,54 <0,12
Salat 1989	4	0,71 <0,06	0,39 <0,06	0,76 0,16	1,08 0,20
Weizen (Korn)	86	0,74 <0,60	0,71 <0,63	0,89 <0,58	4,42 1,68
Weizen (Stroh)	86	1,25 <0,67	0,97 n.b.	2,33 <0,59	8,08 1,69
Weizen (Spreu)	86	<2,24 <2,24	2,31 <1,72	2,27 <1,89	5,79 <2,49
Salat 1990	4	0,26 <0,15	0,20 0,10	0,22 <0,08	0,44 0,13

Tab. 23. Radiocäsium in Pflanzen des Lysimeterversuchs: ^{134}Cs und ^{137}Cs in Bq/kg Frischmasse in Pflanzen der Kontrollysimeter (K I, K II) und der mit Klärschlamm behandelten Lysimeter (KS I, KS II), Bezugsdatum 1. Jan. 1989. Nachweisgrenzen sind für Trockenmasse bestimmt und werden umgerechnet auf spezifische Radioaktivität in der Frischmasse (n. b. = nicht bestimmt).

Aus dem Gehalt an $^{134/137}$Cs in der Pflanzenfrischmasse und im Trockenboden errechnen sich die TF_{BP}, die in Tab. 24 wiedergegeben werden. Als $^{134/137}$Cs-Gehalte des Bodens werden die rechnerisch ermittelten Werte aus Spalte IV von Tabelle 22 zugrundegelegt.

Bei allen Pflanzen wurde neben der $^{134/137}$Cs-Radioaktivität auch die natürliche ^{40}K-Radioaktivität bestimmt. Abb. 12 verdeutlicht die Grundkontamination der nicht mit Klärschlamm behandelten Kontrollpflanzen mit ^{134}Cs und ^{137}Cs (für Gras Mittelwerte aller Schnitte!) und die durch die Klärschlammaufbringung zusätzliche Kontamination mit Radiocäsium und stellt diese dem natürlichen ^{40}K-Gehalt gegenüber. Die Einzelwerte für ^{40}K in den Pflanzen des Lysimeterversuchs finden sich in Tabelle 44 im Tabellenanhang.

	Kontrolle		Klärschlamm	
Pflanze	K I TF_{BP} ^{137}Cs TF_{BP} ^{134}Cs	K II TF_{BP} ^{137}Cs TF_{BP} ^{134}Cs	KS I TF_{BP} ^{137}Cs TF_{BP} ^{134}Cs	KS II TF_{BP} ^{137}Cs TF_{BP} ^{134}Cs
Gras 1/89	- -	0,044 -	0,10 0,077	0,081 0,076
Gras 2/89	0,0066 -	0,038 -	0,018 0,018	0,013 -
Gras 3/89	0,066 -	0,096 -	0,054 0,065	0,034 0,033
Gras 1/90	0,023 -	0,026 -	0,014 -	0,024 0,032
Kartoffel (Knolle)	0,019 -	0,017 -	0,0084 -	0,012 -
Salat 1989	0,056 -	0,038 -	0,018 0,018	0,024 0,022
Weizen (Korn)	0,059 -	0,069 -	0,021 -	0,098 0,18
Weizen (Stroh)	0,10 -	0,094 -	0,056 -	0,18 0,18
Weizen (Spreu)	- -	0,22 -	0,054 -	0,13 -
Salat 1990	0,021 -	0,019 0,095	0,0053 -	0,0098 0,014

Tab. 24. TF Boden-Pflanze im Lysimeterversuch: Die Transferfaktoren Boden-Pflanze für $^{134/137}Cs$ in Gras (Bezugstiefe 0-10 cm) und Kartoffeln, Salat und Weizen (Bezugstiefe 0-20 cm) von den Kontrollysimetern (K) und den mit kontaminiertem Klärschlamm behandelten Lysimetern (KS).

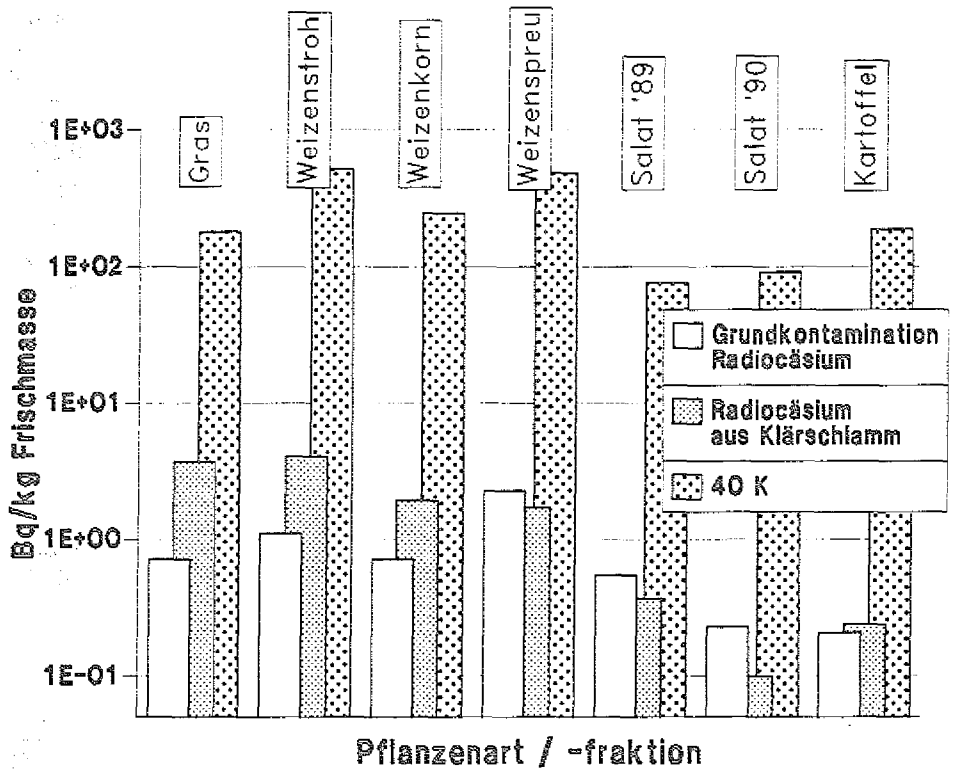


Abb. 12. Radioaktivität in Pflanzen des Lysimeterversuchs: Die Grundkontamination an Radiocäsium ($^{134+137}Cs$) durch den Reaktorunfall von Tschernobyl und den Bomben-Fallout, die zusätzliche Kontamination durch Aufbringung kontaminierten Klärschlamms, sowie die natürliche ^{40}K-Radioaktivität in den Pflanzen des Lysimeterversuchs, angegeben in Bq/kg Frischmasse (logarithmische Darstellung).

6.0 Diskussion

6.1 Radiocäsium im Boden

6.1.1 Oberschwaben

Die aus den Radiocäsiumgehalten von insgesamt 57 Proben ermittelte Flächendeposition von 45776 (1988) bzw. 42329 (1989) Bq $^{137}Cs/m^2$ und 13483 (1988) bzw. 13648 (1989) Bq $^{134}Cs/m^2$ für den Raum Tannheim/Oberschwaben liegen in guter Übereinstimmung mit Werten aus der Literatur. So werden durch die BAYERISCHEN STAATSMINISTERIEN FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN UND FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1987) vergleichbare Werte für den bayerischen Teil Oberschwabens berichtet. In der Stadt Memmingen werden, zerfallskorrigiert für das gleiche Bezugsdatum, 38200 Bq $^{137}Cs/m^2$ und 8800 Bq $^{134}Cs/m^2$ gemessen. Für in Luftlinie nur 10 km bzw. 17 km von Tannheim entfernte Standorte sind die entsprechenden Werte 41700 Bq $^{137}Cs/m^2$ und 10700 Bq $^{134}Cs/m^2$ bzw. 45000 Bq $^{137}Cs/m^2$ und 11300 Bq $^{134}Cs/m^2$. Auch BÖHM und PFEFFER (1990) finden bei Untersuchungen um Tannheim ähnliche Werte, verweisen aber auf die großen Schwankungsbreiten in der Deposition. Insgesamt entsprechen damit die ermittelten Depositionswerte den Angaben in der Karte der $^{134/137}Cs$-Deposition in der Bundesrepublik Deutschland für Mai 1986, in der die Strahlenschutzkommission (SSK) für Oberschwaben zerfallskorrigiert Werte von 35000 - 40000 Bq $^{137}Cs/m^2$ und 8000 - 9400 Bq $^{134}Cs/m^2$ angibt (BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 1987).

Das aus den Meßdaten errechnete mittlere Isotopenverhältnis $^{137}Cs/^{134}Cs$ im Boden liegt mit 3,3 etwas unter dem Isotopenverhältnis von 3,7, das von der SSK für die durch den Reaktorunfall von Tschernobyl in München deponierte Radioaktivität angegeben wird (BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 1987). Die Altlast des ^{137}Cs aus dem Bomben-Fallout der fünfziger und sechziger Jahre, die das $^{137}Cs/^{134}Cs$-Verhältnis über den für den Reaktorunfall von Tschernobyl typischen Wert von 3,7 hinaus hätte spreizen können, scheint auf den untersuchten Standorten gering zu sein. Zieht man die in der Literatur genannten Werte von 2000 - 3000 Bq ^{137}Cs aus Bomben-Fallout (DÖRR and MÜNNICH, 1987; BÖHM und PFEFFER, 1990) von der mittleren ^{137}Cs-Deposition von ca. 44000 Bq $^{137}Cs/m^2$ ab, so würde das Isotopenverhältnis noch weiter auf 3,1 reduziert. Ein geringer Einfluß des ^{137}Cs aus Bomben-Fallout wird dennoch aus der Tatsache deutlich, daß das weiteste Isotopenverhältnis von 3,78 (OS7) für den mit 46 Bq $^{137}Cs/kg$ und 12 Bq $^{134}Cs/kg$ am niedrigst kontaminierten Standort verzeichnet wird.

6.1.2 Zülpicher Börde und Inde-Aue (NRW)

Die aus 10 Proben ermittelte Flächengesamtdeposition im Bereich der niederrheinischen Bucht liegt bei 4455 Bq $^{137}Cs/m^2$ und 720 Bq $^{134}Cs/m^2$. Wie die Isotopenverhältnisse von 5,4 bis 11,9 zeigen, ist lediglich ein Teil dieser Werte auf den Reaktorunfall von Tschernobyl zurückzuführen. Die Isotopenverhältnisse liegen

deutlich über den für Oberschwaben ermittelten Werten und dem für die Ablagerung des Tschernobyl-Unfalls typischen Quotient von 3,7 (Abb. 13).

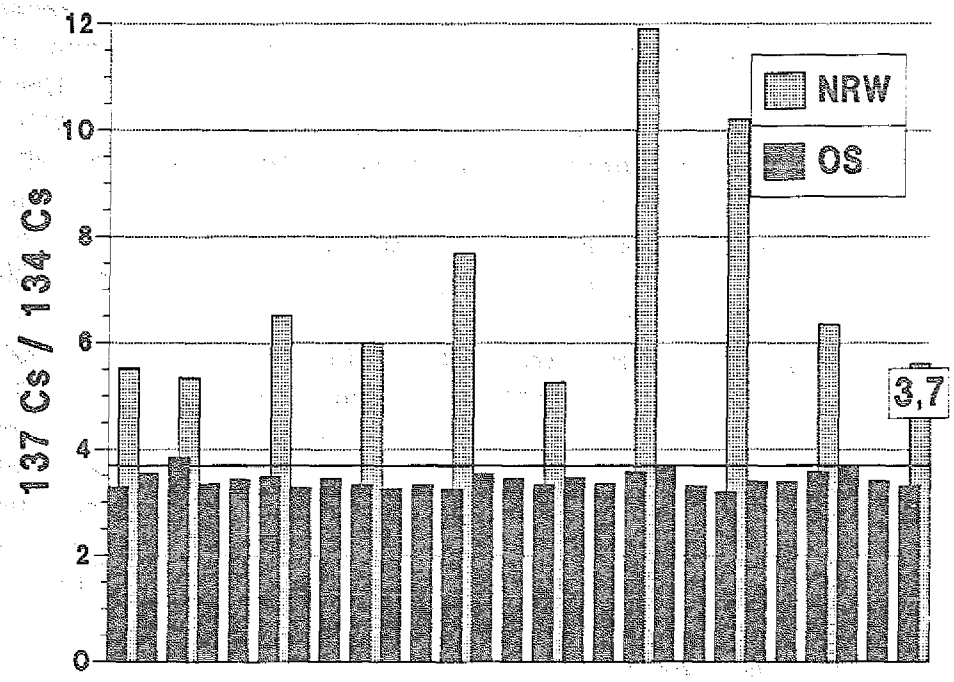


Abb. 13. Isotopenverhältnisse des Radiocäsiums in Oberschwaben und NRW: $^{137}Cs/^{134}Cs$-Verhältnisse in Bodenproben des Ap-Horizontes ackerbaulich genutzter Böden der Zülpicher Börde und Inde-Aue (NRW) und der Region um Tannheim/Oberschwaben (OS) im Jahr 1988 im Vergleich zum Isotopenverhältnis des durch den Tschernobyl-Fallout in München abgelagerten Radiocäsiums (3,7).

Da das ^{134}Cs aus Bomben-Fallout wegen seiner kurzen physikalischen Halbwertszeit von 2,06 Jahren im Boden nicht mehr nachzuweisen ist, kann das Isotop ^{137}Cs aus Bomben-Fallout das für den Reaktorunfall von Tschernobyl typische Isotopenverhältnis $^{137}Cs/^{134}Cs$ spreizen. Der Anteil des Bomben-Fallout an der Gesamtkontamination durch ^{137}Cs im Boden ist bei den durch den Reaktorunfall von Tschernobyl nur schwach kontaminierten Proben Nordrhein-Westfalens deutlich höher als bei den höher kontaminierten Proben Oberschwabens. Aus diesem Grund wird das $^{137}Cs/^{134}Cs$-Verhältnis hier deutlicher gespreizt. Über das für den Tschernobyl-Fallout in Oberschwaben ermittelte $^{137}Cs/^{134}Cs$-Verhältnis von 3,3 kann über den mittleren ^{134}Cs-Gehalt des Bodens von 1,6 Bq/kg für die untersuchte Region der Niederrheinischen Bucht das durch den Reaktorunfall zusätzlich deponierte ^{137}Cs mit 5,5 Bq/kg errechnet werden. Diesem Wert steht eine Altlast von 4,4 Bq ^{137}Cs/kg gegenüber. Es ergibt sich somit für dieses Gebiet eine Deposition von 2475 Bq

$^{137}Cs/m^2$ durch die Ablagerung aus dem Tschernobyl-Unfall und 1980 Bq $^{137}Cs/m^2$ durch Bomben-Fallout.

Der relativ große Anteil des ^{137}Cs aus Bomben-Fallout am gesamten ^{137}Cs-Gehalt sowie der große Einfluß des ^{137}Cs aus dieser Quelle auf das $^{137}Cs/^{134}Cs$-Verhältnis der relativ schwach kontaminierten Bodenproben Nordrhein-Westfalens wird auch aus Abb. 14 deutlich, in der das ausschließlich aus Tschernobyl-Fallout stammende ^{134}Cs gegen das $^{137}Cs/^{134}Cs$-Verhältnis der Bodenproben aufgetragen ist. Je höher der Anteil des Tschernobyl-Fallout am Radiocäsiumgehalt der Bodenproben ist, desto geringer werden die Isotopenverhältnisse, die sich asymptotisch an den für den Tschernobyl-Fallout typischen Wert annähern. So wird durch die nicht-lineare Regression allein aus 10 relativ schwach kontaminierten Proben eine Asymptote von 4,4 errechnet, die dem "Tschernobyl-typischen" Isotopenverhältnis von 3,7 entspricht. Dieser Wert stellt vor dem Hintergrund des breiten Schwankungsbereichs der Verhältniszahlen von bis zu 11,9 eine gute Näherung dar.

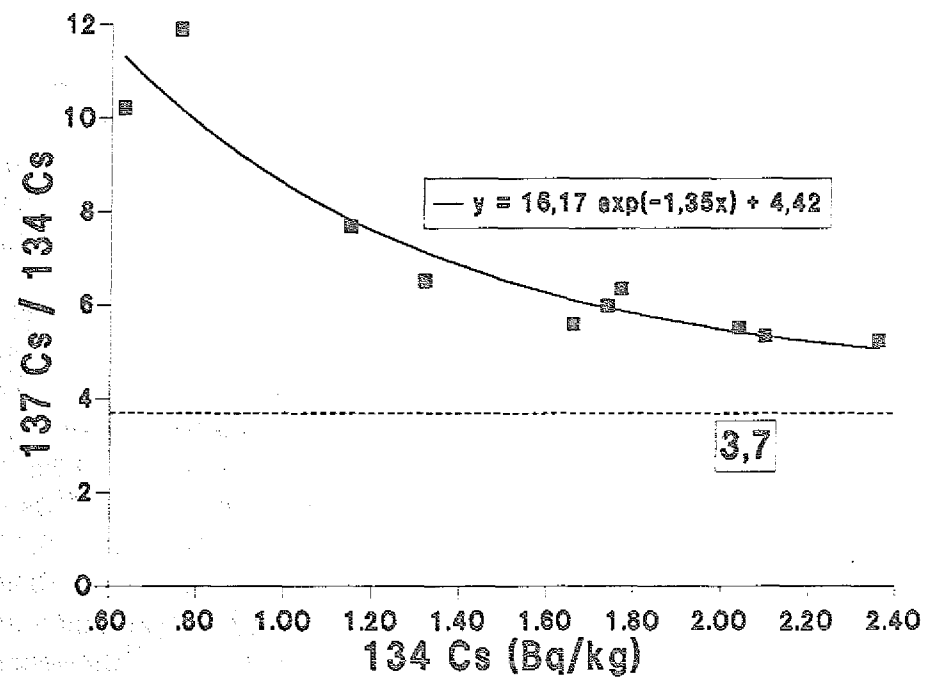


Abb. 14. Isotopenverhältnisse des Cäsiums in Abhängigkeit von der Höhe des Tschernobyl-Fallouts: $^{137}Cs/^{134}Cs$-Verhältnisse in Bodenproben des Ap-Horizontes ackerbaulich genutzter Böden der Niederrheinischen Bucht (NRW) in Abhängigkeit von der Höhe des Tschernobyl-Fallouts, hier abgetragen als ^{134}Cs-Gehalt. Die Referenzlinie 3,7 kennzeichnet das für den Tschernobyl-Fallout typische Isotopenverhältnis.

Auch CLOOTH und AUMANN (1990) finden für Proben aus der Nähe von Bonn niedrigste Isotopenverhältnisse von 5,0 bei den am höchsten kontaminierten Proben und die höchsten Verhältniszahlen mit 41 bei den äußerst schwach kontaminierten Böden. Diese Autoren finden mit bis zu 1500 Bq $^{137}Cs/m^2$ und 300 Bq $^{134}Cs/m^2$ jedoch deutlich geringere Werte, während WINTER et al. (1986) für die Region westlich von Bonn ebenfalls Werte bis zu 2000 Bq $^{137}Cs/m^2$ allein durch den Reaktorunfall angeben.

6.2 Aufnahme von Radiocäsium durch Getreide (Oberschwaben)

6.2.1 Radiocäsium in Getreide

Durch geringe Transferfaktoren Boden-Getreide ist trotz der relativ hohen Deposition von Radiocäsium in Oberschwaben nur eine schwache Kontamination des Getreides zu verzeichnen. Bei 54 Proben aus der Gegend um Tannheim/Oberschwaben wurden im Getreidekorn lediglich bei 2 Proben mit Werten von 2,8 und 3,3 Bq $^{137}Cs/kg$ Gehalte > 1 Bq/kg gefunden. ^{134}Cs konnte in 8 Proben mit bis zu 1 Bq/kg nachgewiesen werden. Diese Werte stellen für Getreidekorn ab der Ernte 1987 durchschnittliche Gehalte dar, nachdem 1986 der $^{134/137}Cs$-Gehalt durch direkte Kontamination der Pflanzen durch den Tschernobyl-Fallout und anschließende Translokation erhöht war (ERARD und ZIMMERLI, 1988; OCKER und BRÜGGEMANN, 1988). BUNZL und KRACKE (1989) finden in Gersten- und Weizenmehl aus dem Jahr 1987 mit ca. 1 Bq $^{137}Cs/kg$ ebenfalls relativ geringe Werte, die im Vergleich zu Mehl aus dem Jahr 1982 nur wenig erhöht sind (0,3 Bq/kg). OCKER und BRÜGGEMANN (1988) berichten für Weizenkorn der Ernte 1987 einen durchschnittlichen ^{137}Cs-Gehalt von 0,12 Bq/kg.

Die $^{134/137}Cs$-Kontamination des Strohs ist im Vergleich zu Korn deutlich höher. Dieser für Radiocäsium bekannte Effekt (STEFFENS et al., 1988; BUNZL und KRACKE, 1989) ist auf die Tatsache zurückzuführen, daß Getreidestroh einen vergleichsweise hohen K-Gehalt hat und wegen des chemisch ähnlichen Verhaltens von K und Cs auch das Cs verstärkt aufnimmt. Der im Vergleich zum Korn ($\bar{x}$ = 0,39 Bq $^{137}Cs/kg$, $\tilde{x}$ = 0,24 Bq $^{137}Cs/kg$) um einen Faktor 3,6 bzw. 4,9 höhere Gehalt an ^{137}Cs im Stroh ($\bar{x}$ = 1,42 Bq/kg, $\tilde{x}$ = 1,18 Bq/kg) entspricht dem um einen Faktor 3,1 - 3,3 höheren K-Gehalt des Strohs ($\bar{x}$ = 4,25 g K/kg Korn, $\tilde{x}$ = 4,23 g K/kg Korn; $\bar{x}$ = 13,94 g K/kg Stroh, $\tilde{x}$ = 13,18 g K/kg Stroh). BUNZL und KRACKE (1987) zeigen einen ähnlichen Sachverhalt am Beispiel des im Vergleich zu Mehl höheren ^{137}Cs-Gehaltes von Getreidekleie auf. Hier steht einem 5-fach höheren K-Gehalt der Weizenkleie der 5-fach höhere Gehalt an ^{137}Cs gegenüber. Diese Abhängigkeit ist bei der genannten Arbeit für Gerste nicht so offensichtlich. Einem 2,5-fachen Anstieg des K-Gehaltes steht hier ein 6,1-facher Anstieg im ^{137}Cs-Gehalt gegenüber. Auch SCHALLER et al. (1990) erklären die um einen Faktor 3,5 höhere Cs-Aufnahme des Strohs mit dem um den Faktor 3,4 höheren K-Gehalt des Strohs.

Die Analyse der Getreidespreu von insgesamt 21 Proben der Ernte 1988 brachte keine nennenswerten Unterschiede zum ^{137}Cs-Gehalt des Strohs dieser Proben, während der ^{137}Cs-Gehalt des Korns signifikant niedriger liegt.

6.2.2 Transferfaktoren Boden-Getreide

Die Unterschiede zwischen den TF Boden-Gerste und Boden-Weizen sind für ^{137}Cs bei Betrachtung aller Standorte für die Fraktionen Korn und Stroh vernachlässigbar. Etwaige Unterschiede zwischen den Getreidearten werden durch bodenbedingte Varianzen überdeckt. Die Darstellung der TF_{BP} für Getreide aus den unterschiedlichen Ökosystemen, und die Untersuchungen zur Abhängigkeit der Aufnahme von verschiedenen Bodenparametern erfolgen aus diesem Grund für beide Getreidearten gemeinsam.

Die Gesamtvariation der TF Boden-Getreide deckt für ^{137}Cs eine Spannweite von 0,00060 bis 0,026 (Korn) und 0,0034 bis 0,061 (Stroh) ab. Die naturgemäß große Schwankungsbreite der TF_{BP} für Cs (FÜHR, 1979; COUGHTREY and THORNE, 1983; LITZ und TIETZ, 1987) liegt in einem Bereich, der für Getreide bekannt ist. STEFFENS et al. (1988) finden in einem über einen Zeitraum von 7 Jahren laufenden Versuch vergleichbare Werte für Weizen und Gerste von 0,00064 bis 0,059 (Korn) und von 0,0011 bis 0,13 (Stroh). Auch HAISCH et al. (1985) liegen mit 0,005 - 0,006 (Korn) und 0,016 - 0,018 (Stroh) für die gleichen Getreidearten in ähnlicher Größenordnung. BUNZL und KRACKE (1989) berichten dagegen mit 0,026 (Getreidemehl) und 0,055 (Stroh) schon deutlich höhere Transferfaktoren. WELLER (1981) ermittelte für Weizen- und Gerstenkorn mit Werten von 0,049 bis 0,18 ebenso wie das INSTITUT FÜR CHEMIE UND PHYSIK DER BUNDESANSTALT FÜR MILCHFORSCHUNG (1983) mit mittleren Werten von 0,03 - 0,09 für Weizenkorn und 0,04 - 0,11 für Gerstenkorn nochmals deutlich höhere Werte. Die Autoren verweisen jedoch auf die Tatsache, daß die TF_{BP} durch Direktablagerung auf die Pflanze und Resuspensionseffekte scheinbar erhöht wurden. Dieser Effekt wirkt sich bei diesen älteren Transferuntersuchungen aus der Zeit vor dem Reaktorunfall von Tschernobyl stärker aus als bei Transferuntersuchungen ab 1987, da der Anteil des über die Wurzel aufgenommenen Radiocäsiums nun wesentlich größer ist.

Vor dem Hintergrund der eigenen Untersuchungen mit Getreide von den untersuchten Bodentypen der durch den Reaktorunfall von Tschernobyl hoch kontaminierten Region Oberschwabens kann der in der "Allgemeinen Berechnungsgrundlage" (BUNDESMINISTER DES INNERN, 1979) angegebene Richtwert von 0,05 als TF_{BP} für Cs als konservativ bezeichnet werden. Obwohl ein breites Spektrum von Bodentypen mit relativ stark variierenden Bodenparametern abgedeckt wurde, lagen alle untersuchten TF_{BP} für Getreidekorn unter diesem Richtwert.

In insgesamt 19 Fällen konnten TF Boden-Getreide sowohl für ^{134}Cs wie auch für ^{137}Cs in Korn und Stroh bestimmt werden. Hier waren die Werte für ^{134}Cs in 11 Fällen höher und in 4 Fällen gleich den Werten für ^{137}Cs. Lediglich 4 mal lagen die TF Boden-Getreide für ^{134}Cs im Vergleich zu ^{137}Cs niedriger. Durch die in der Regel höheren TF_{BP} für ^{134}Cs wird deutlich, daß die Bioverfügbarkeit des ausschließlich aus der Tschernobyl-Deposition stammenden ^{134}Cs höher ist als die Bioverfügbarkeit des auch aus Bomben-Fallout resultierenden ^{137}Cs. Der aus dem Bomben-Fallout der fünfziger und sechziger Jahre stammende Anteil des ^{137}Cs unterlag jahrzehntelangen Sorptions- und Fixierungsprozessen im Boden, die die Bioverfügbarkeit des ^{137}Cs senkten (SQUIRE and MIDDLETON, 1966; DERGUNOV et al., 1980; TIKHOMIROV et al., 1981).

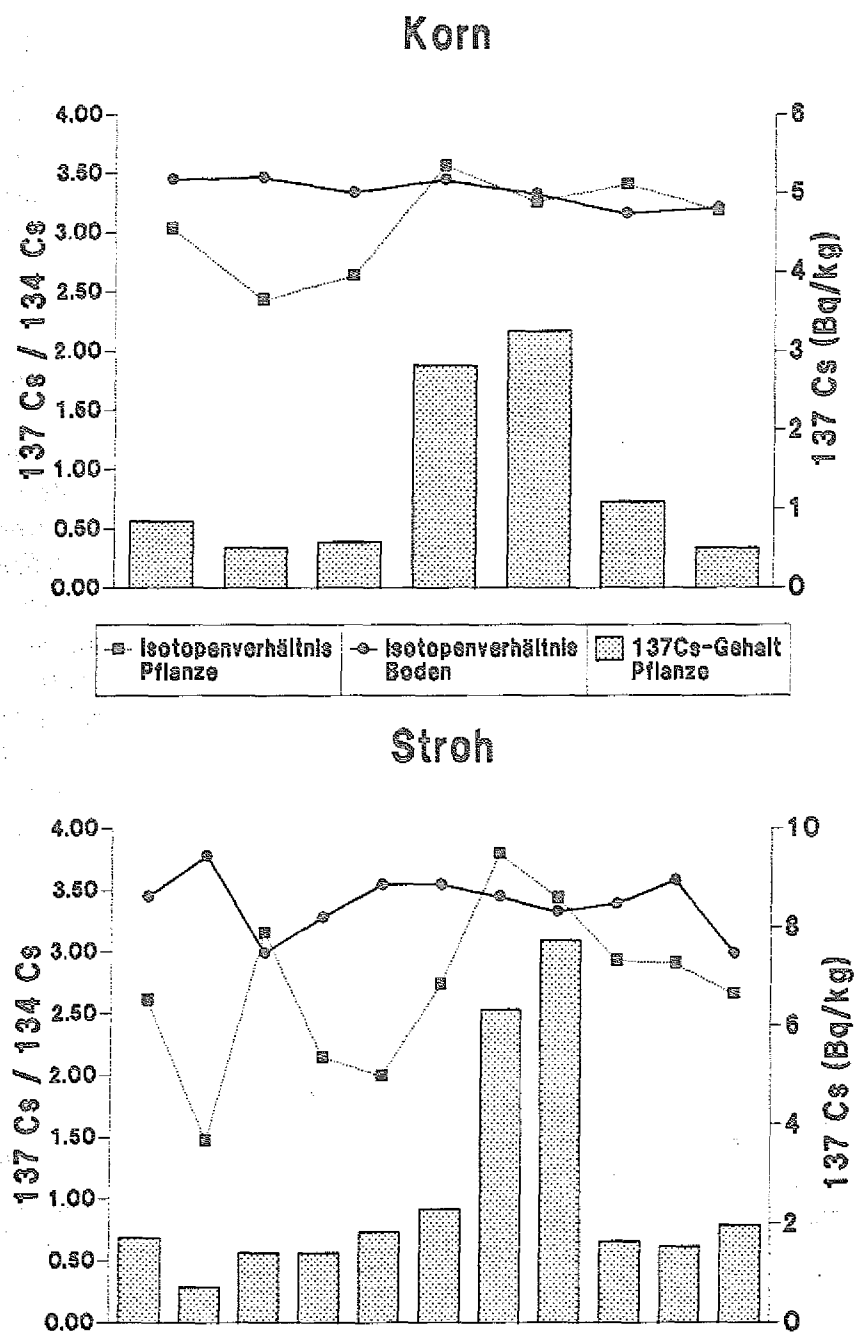


Abb. 15. Isotopenverhältnisse des Radiocäsiums in Boden und Pflanze: Die $^{137}Cs/^{134}Cs$-Werte in Bodenproben und Getreidekorn und -stroh aus Oberschwaben im Vergleich zum ^{137}Cs-Gehalt der jeweiligen Pflanzen.

Die bessere Bioverfügbarkeit des noch nicht im Boden gealterten Cs des Tschernobyl-Fallouts wird auch aus Abb. 15 deutlich, in der die Isotopenverhältnisse $^{137}Cs/^{134}Cs$ in Boden und Pflanze der Standorte abgetragen sind, bei denen ^{134}Cs im Getreide nachgewiesen wurde. Die Gegenüberstellung der Isotopenverhältnisse

zeigt, daß in den meisten Fällen die Pflanzen einen geringeren $^{137}Cs/^{134}Cs$-Wert haben. Dies bedeutet, daß das ausschließlich aus dem Tschernobyl-Fallout stammende ^{134}Cs in den Untersuchungsjahren besser verfügbar war als das auch aus Bomben-Fallout stammende ^{137}Cs. Diese Regel wird zumeist dort durchbrochen, wo verhältnismäßig viel Radiocäsium im Getreide nachzuweisen war. Bei relativ hohen Kontaminationen des Getreides mit ^{137}Cs ist das Isotopenverhältnis im Getreide nahe dem des Bodens. Da auf den Standorten mit relativ hohen ^{137}Cs-Gehalten im Getreide nicht der Gehalt an ^{137}Cs im Boden, sondern lediglich die TF_{BP} höher liegen, bedeutet dies, daß die eine verstärkte ^{137}Cs-Aufnahme bewirkenden Prozesse stärker auf das ^{137}Cs des Tschernobyl-Fallout und nur schwächer auf das ^{137}Cs des Bomben-Fallout wirken, da sonst bei zunehmenden ^{137}Cs-Gehalten in der Pflanze das Isotopenverhältnis unverändert bliebe. Das unterschiedliche Verhalten der beiden Cäsiumisotope ist also ausschließlich auf die unterschiedliche Verweilzeit im Boden zurückzuführen. Es handelt sich nicht um Unterschiede in der chemischen Form der Radionuklide, wie sie von CLOOTH und AUMANN (1990) vermutet werden, da das Radiocäsium des Tschernobyl-Fallout von seiner chemischen Form her schlechter bioverfügbar ist als das Radiocäsium des Bomben-Fallout (NOORDIJK et al., 1991; MAUBERT and DROUET, 1991).

Der um einen Faktor 4,5 höhere Medianwert der TF Boden-Getreidestroh gegenüber den TF Boden-Getreidekorn überschätzt die höheren ^{137}Cs-Gehalte des Strohs. Die Regressionsgerade zeigt bei einer Steigung von 2,5, daß die TF Boden-Stroh im unteren Bereich zu hohe, bzw. die TF Boden-Korn zu niedrige Werte aufweisen. Die wahren Verhältnisse werden eher durch die Regressionsgerade beschrieben, die durch die wenigen hohen, mit geringen Meßfehlern behafteten TF_{BP} beeinflußt werden. Die Abweichung der schwächer kontaminierten, großvolumigen und leichten Strohproben von der Regressionsgeraden deutet auf einen konstanten Meßfehler hin, der sich bei den schwach kontaminierten Proben stärker bemerkbar macht.

Ein linearer Zusammenhang der TF Boden-Stroh und der TF Boden-Korn, der mit einem aus der Regressionsrechnung ermittelten Faktor 2,5 beschrieben wird, liegt in guter Übereinstimmung mit Ergebnissen von HAISCH et al. (1985), der mittlere Werte von 2,7 (Weizen) und 3,6 (Gerste) berichtet, sowie mit BUNZL und KRACKE (1989), die Unterschiede um einen Faktor 3,7 (Weizen) und 3,1 (Gerste) fanden. Auch STEFFENS et al. (1988) liegen mit mittleren Werten von 2,5 (Gerste) und 2,8 (Weizen) in guter Übereinstimmung. TOUSSAINT (1987) berichtet von Unterschieden in den TF Boden-Getreide von Stroh und Korn um einen Faktor 2 bis 4.

6.2.2.1 Mittlere TF Boden-Korn für die untersuchten Geoökosysteme

Die Untersuchungen zu den TF_{BP} erfolgten in einer Region, deren klare geomorphologische Gliederung in ökologische Raumeinheiten ("Tope") auf unterschiedliche Funktionseinheiten ("Systeme") schließen läßt (Begriffsdefinitionen nach LESER, 1978 und 1984). Eine Trennung in die Bereiche Geotop/Biotop bzw. Geosystem/Biosystem ist dabei nicht möglich, da TF_{BP} per definitionem eine Verknüpfung von Geoökologie und Bioökologie darstellen. Da Variationen der Pflanzenart als Vertreter des Bioökosystems minimiert wurden, erfolgt schwerpunktmäßig jedoch die Untersuchung des Einflusses des geoökologischen Pedotops auf bestimmte funktionale Aus-

prägungen im Geoökosystem. Der "Geofaktor Boden" (LESER, 1984) stellt für die TF_{BP} der durch intensive Landwirtschaft gewonnenen Kulturpflanzen im Gegensatz zu den Pflanzengemeinschaften der semi-natürlichen Ökosysteme den entscheidenden Faktor dar. Die Radioökologie bietet mit ihrem Transferfaktormodell ein Werkzeug zur Überprüfung funktionaler, also geosystemarer Fragestellungen. Die Radioisotope des Cäsiums stellen einen "Tracer" für allgemein-ökologische Prozesse dar.

Die Ermittlung der TF_{BP} in den untersuchten Raumeinheiten Aue, Niederterrasse und Moränenhügelland zeigt für Getreidekorn von den Bodentypen Allochthone Kalkvega, Terrassen-Braunerde und Parabraunerde-Pseudogley geringere Unterschiede, als es die geomorphologische und pedologische Unterscheidung des Geländes erwarten ließ. Die Mittelwerte der TF_{BP} unterscheiden sich nur schwach und die großen Unterschiede zwischen arithmetischem Mittel und Median deuten auf eine schiefe Verteilung hin. Die TF_{BP} beider Erntejahre sind in allen Raumeinheiten rechts schief. Auf allen Bodentypen stehen einigen hohen TF_{BP} eine Vielzahl niedriger TF_{BP} gegenüber. Diese für TF_{BP} bekannte Tatsache (INSTITUT FÜR CHEMIE UND PHYSIK DER BUNDESANSTALT FÜR MILCHFORSCHUNG, 1983; ARTNER et al., 1990) relativiert die Angabe typischer TF_{BP} für die jeweiligen Raumeinheiten mit entsprechenden Bodentypen.

Die Varianz der TF_{BP} innerhalb einzelner Raumeinheiten ist innerhalb der Aue und der Niederterrasse für beide Untersuchungsjahre sehr gering. Eine Ausnahme bilden die wenigen TF_{BP} der Aue für 1988, die durch einen einzigen Ausreißer stark beeinflußt werden ($n = 5$!). Demgegenüber stehen die TF_{BP} des Moränenhügellandes mit ausgesprochen hohen Varianzen in beiden Erntejahren. Es wird deutlich, daß sich die räumliche Homogenität der Aue und Niederterrasse, die in einer einheitlichen Geomorphologie mit einheitlichen Bodentypen deutlich wird, mit der funktionalen Homogenität der TF_{BP} deckt. Die räumliche Heterogenität des Moränenhügellandes, die sich in der hohen Reliefenergie mit einer Vielzahl unterschiedlicher Bodentypen widerspiegelt, entspricht der großen Heterogenität der TF_{BP}.

Eine geoökosystematische Unterscheidung der untersuchten Geoökotope erscheint bezüglich des radioökologischen Verhaltens zumindest für Pflanzen landwirtschaftlich genutzter Böden als nicht sinnvoll. Eine derartige Unterscheidung kann in semi-natürlichen Ökosystemen zweckmäßig sein, da dort die einzelnen Geofaktoren ungestörter auf den Untersuchungsgegenstand TF_{BP} einwirken können. Die Angabe typischer, mittlerer TF Boden-Getreide für die beschriebenen Bodentypen im Geoökosystem erweist sich als nicht geeignet, da kulturtechnische Maßnahmen wie z. B. Düngung die TF_{BP} stark beeinflussen.

6.2.2.2 TF Boden-Getreide in Abhängigkeit von Bodenparametern

Die Untersuchung der Abhängigkeit der TF_{BP} von verschiedenen chemischen und physikalischen Bodenparametern erfolgt durch Anwendung linearer und nichtlinearer Modelle. Als Maß der linearen Abhängigkeit wird der parameterfreie Rang-Korrelationskoeffizient gewählt. Die Stabilität einer Aussage zur Abhängigkeit der TF_{BP} von einem Bodenparameter wird durch ähnliche Ergebnisse für die TF Boden-

Korn und die TF Boden-Stroh beider Erntejahre erhöht, da eine durch Bodenparameter zu erklärende verstärkte ^{137}Cs-Aufnahme in beiden Pflanzenfraktionen zu beobachten und zumindest in Ansätzen für beide Erntejahre zu finden sein sollte.

- **Lineare Korrelationsanalysen**

In keinem Fall wird eine Abhängigkeit der TF Boden-Getreide von einem Bodenparameter gefunden, die die zuvor genannten strengen Anforderungen an eine stabile Aussage erfüllt. Dies ist überwiegend in den geringen Schwankungsbreiten der meisten Bodenparameter begründet. Da chemische und physikalische Bodenparameter Extremwerte annehmen müssen, bevor sie auf die TF_{BP} einwirken, ist die Definition ursächlich die TF_{BP} steuernder Faktoren erschwert (COUGHTREY and THORNE, 1983; HAISCH et al., 1985).

Dies gilt in der vorliegenden Arbeit für den pH-Wert, der in einem Schwankungsbereich von pH 4,6 - 7,8 die TF Boden-Getreide nicht kausal beeinflussen konnte. Dies bestätigt die Ergebnisse statistischer Berechnungen im Post-Tschernobyl-Programm der EG, daß pH-Werte in einem Bereich > 4,0 keinen Einfluß auf die TF_{BP} haben (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 1991). Erst Extremwerte < 4,0 vermögen in forstlich genutzten Ökosystemen den TF_{BP} deutlich zu erhöhen (SCHULLER et al., 1988). Das gleiche gilt für indirekte pH-Wert-Effekte. Einhergehend mit einem Anstieg des pH-Wertes kann beispielsweise eine Calcium-Gabe durch unspezifische Ionenkonkurrenz auch die Aufnahme von $^{137}Cs^{+}$ reduzieren oder Desorptionsvorgänge des Radioisotops verlangsamen (ADRIANO et al., 1984).

Wegen der überwiegend lehmigen Textur der oberschwäbischen Böden nimmt auch die Bodenart keine Extremwerte an. Selbst der Boden mit dem niedrigsten Tongehalt hat mit 4,2 % Ton und 5,4 % Feinschluff noch einen genügend hohen Anteil an sorbierenden Teilchen, um die TF_{BP} auf einem niedrigen Niveau zu halten. Bevor die Textur des Bodens kausal die TF_{BP} beeinflußt, müssen Extremwerte erreicht werden, wie dies bei STEFFENS et al. (1981) mit über 94 % Sand der Fall ist.

Neben den pH-Werten und der Korngrößenverteilung liegen auch die Humusgehalte der untersuchten Böden mit 2,4 % - 8,9 % für landwirtschaftlich genutzte Böden nicht bei Werten, die eine Wanderung durch den Mineralkörper des Bodens und eine damit verbundene Sorption und Fixierung verhindern könnten. Aus diesem Grund sind keine signifikanten Korrelationen der TF_{BP} zum Humusgehalt zu beobachten. In naturnahen Ökosystemen ist dies mit sehr hohen Humusgehalten im Oberboden möglich (FRISSEL et al., 1990).

Im Gegensatz zu den zuvor genannten Bodenparametern konnte für den Kaliumgehalt des Bodens eine relativ weite Spanne abgedeckt werden. Dies gilt mit 0,09 - 1,71 mmol/z/100 g Boden für austauschbares Kalium ebenso wie mit 4 - 56 mg/100 g Boden für pflanzenverfügbares K_2O. Die genauere Analyse zeigt, daß eine deutliche Abhängigkeit der TF_{BP} vom K-Gehalt des Bodens besteht. Diese Abhängigkeit kann jedoch durch eine lineare Korrelationsanalyse nur

mangelhaft wiedergegeben werden, da auch beim Kaliumgehalt ein deutlicher Anstieg der TF_{BP} nur bei extrem geringen K-Gehalten zu beobachten ist. Aus diesem Grund wird zur Erklärung der Abhängigkeit der TF Boden-Getreide eine nicht-lineare Regressionsanalyse durchgeführt (Abb. 17 - 22, Anhang).

- **Nicht-lineare Korrelationsanalysen**

Die Regression mit einem einfachen Exponentialmodell erklärt die Verteilung der TF Boden-Korn mit dem austauschbaren K^+-Gehalt des Bodens für beide Erntejahre gut. Bei beiden Jahren können durch eine einfache Regression mehr als 50 % der Gesamtvarianz der TF Boden-Korn erklärt werden. Für die TF Boden-Stroh liegt das Bestimmtheitsmaß mit 40 - 50 % etwas geringer, da die TF Boden-Stroh unabhängig vom K-Gehalt in stärkerem Maße streuen. Dies wird insbesondere bei den TF Boden-Stroh des Erntejahres 1989 deutlich (Abb. 20, Anhang). Die Regressionsparameter liegen für beide Pflanzenfraktionen in beiden Erntejahren in gleicher Größenordnung, was die Stabilität der Aussage über die TF Boden-Getreide untermauert. Der Regressionsparameter c kennzeichnet die Höhe der TF_{BP}, auf die sich die TF Boden-Getreide bei ausreichender K^+-Versorgung des Bodens einstellen. Die Werte liegen für Korn mit 0,00091 (1988) und 0,0014 (1989) wie auch für Stroh mit 0,0065 (1988) und 0,0063 (1989) bei beiden Erntejahren sehr ähnlich.

Die Regressionskurven verdeutlichen, daß das Exponentialmodell insbesondere für das Erntejahr 1988 den Anstieg der TF_{BP} bei niedrigen K-Gehalten des Bodens unterschätzt. Dies ist der Grund für das geringere Bestimmtheitsmaß der Proben des Jahres 1988, die im Vergleich zu den Proben des Jahres 1989 einen stärkeren Anstieg aufweisen (Abb. 17 und 18, Anhang). Noch deutlicher wird der Effekt bei gemeinsamer Betrachtung beider Erntejahre. Der extreme Anstieg ab ca. 0,2 mmol/z/100 g Boden kann durch das Modell nicht erklärt werden. Das Bestimmtheitsmaß bleibt deshalb unter 40%. Generell gilt, daß mit Ausnahme der TF Boden-Stroh 1989 die TF Boden-Getreide bis zu einem K^+-Gehalt des Bodens von 0,2 mmol/z/100 g konstant bleiben, bei weiter abnehmenden K^+-Gehalten jedoch extrem ansteigen.

Das Bestimmtheitsmaß kann für die TF Boden-Getreide 1988 durch eine multiple nicht-lineare Regression mit dem K^+- und dem P_2O_5-Gehalt deutlich auf 66 % (Korn) bzw. 55 % (Stroh) gesteigert werden. Der Grund für die Steigerung liegt nicht in einer kausalen Abhängigkeit der TF Boden-Getreide vom P-Gehalt des Bodens, sondern in dem ähnlichen Verlauf der K^+- und der P_2O_5-Gehalte des Bodens. Auf den Standorten mit K^+-Mangel ist auch ein extrem niedriger P-Gehalt zu beobachten. Die multiple Regression vermag so insbesondere für die niedrigen K-Werte einen Teil der Restvarianz der TF Boden-Getreide durch den P-Gehalt zu erklären. Diese zusätzliche Erklärung durch den P-Gehalt muß statistisch als "Erklärung durch Makronährstoffe (P, K)" beschrieben werden, wird jedoch kausal dem K-Gehalt des Bodens zugeschlagen. Da die Abhängigkeit vom K- und P-Gehalt bei den Proben des Jahres 1989 nicht beobachtet wird, bringt die multiple Regression hier keine befriedigende Erhöhung des Bestimmtheitsmaßes. Der fehlende parallele Verlauf von K- und P-Gehalt der Proben des Jah-

res 1989 verhindert auch eine sinnvolle multiple Regression mit den TF beider Erntejahre. Die ursächliche Abhängigkeit durch den K-Gehalt erklärt durch einfache oder multiple Modelle für die TF Boden-Korn für beide Erntejahre mit 66 % (1988) und 79 % (1989) vergleichbar große Anteile der Varianz. Wegen der stärkeren Schwankung der TF Boden-Stroh liegt das Bestimmtheitsmaß hier mit 55 % (1988) und 40 % (1989) niedriger.

Die mit abnehmenden K^+-Gehalten des Bodens zunächst konstanten, bei Werten niedriger als ca. 0,2 mmol/z/100 g jedoch stark ansteigenden TF_{BP} für ^{137}Cs sind durch die generell nicht-lineare Abhängigkeit der Aufnahme von Nährionen vom Gehalt des Nährstoffs im Medium zu erklären (MENGEL and KIRKBY, 1982). Für die meisten Hauptnährstoffe wie NO_3^-, PO_4^{3-} und K^+ folgt die Aufnahme dem "Sammler (accumulator)"-Modell von BAKER (1981), d.h. die Nährstoffaufnahmerate einer Pflanze ist bei geringen Gehalten des Nährstoffs im Boden größer als bei höheren Gehalten (SHAW and BELL, 1989). Dies bedeutet, daß sich ab einer bestimmten Nährstoffkonzentration im Boden der Nährstoffgehalt der Pflanze nur noch unwesentlich steigern läßt.

Diese Beziehung wurde auf rein pflanzenphysiologischer Ebene zuerst von EPSTEIN und HAGEN (1952) sowie EPSTEIN et al. (1963) in Nährlösungsversuchen quantifiziert. Die Autoren beschreiben die erhöhte K^+-Aufnahmerate von Gerste bei geringer K^+-Konzentration in der Lösung mit der Michaelis-Menten-Beziehung:

$$V = \frac{V_{max} \times c}{K_M + c} \qquad (10)$$

Die enzymatisch gesteuerte Reaktionsgeschwindigkeit V stellt eine Funktion der Maximalgeschwindigkeit V_{max}, der Michaelis-Konstante K_M und der Substratkonzentration c dar. SIMON und IBRAHIM (1987) übertragen das pflanzenphysiologische Modell in den Bereich der Radioökologie und der TF_{BP} und erklären damit die fehlende Linearität zwischen der Aufnahme eines Radionuklids und dem Gehalt des antagonistischen Hauptnährelements im Boden. SHAW und BELL (1989) konkretisieren die Untersuchungen auf die Aufnahme von Cs^+ durch Weizen in Nährlösungsversuchen und erklären mit den Ergebnissen auch die fehlende Linearität zwischen den TF_{BP} für Radiocäsium und dem K-Gehalt des Bodens. Je geringer der Gehalt an austauschbarem K im Boden, desto höher ist die Aufnahme des chemisch ähnlichen Cs. Die Autoren betonen, daß lediglich in Nährlösungsversuchen ein statistisches Modell zur Erklärung der Aufnahmemechanismen dienen kann, da bei den TF_{BP} auch andere, nicht quantitativ erfaßte und sich überlappende Parameter wie Sorption und Fixierung die Aufnahme der Radionuklide beinflussen. Wichtiger als die Erlangung eines statistischen 'best fit' sei die Erklärung jedes komplexeren Modells. Da die vorliegenden Arbeiten zum Transfer Boden-Pflanze keine standardisierten Aufnahmeuntersuchungen darstellen, sondern als Freilanduntersuchung durch eine Vielzahl von sich überlagernden Prozessen beeinflußt werden, erfolgte die Anwendung eines mathematisch einfachen Exponentialmodells. Die Erweiterung und stärkere Parametrisierung des Modells zur Erhöhung des Bestimmtheitsmaßes erscheint gerade vor dem Hintergrund der mit abnehmenden K-Gehalten zunehmenden

Meßfehler des K-Gehaltes als nicht erstrebenswert. Nur geringe Veränderungen des K-Gehaltes (Abszisse) können im Bereich des steilen Astes der Regressionskurve zu extremen Unterschieden auf der Ordinate und damit zu einer drastischen Veränderung des Bestimmtheitsmaßes führen. Durch ein Modell, das den steilen Anstieg der TF_{BP} im Bereich geringer K-Gehalte besser beschreibt, wird ein nicht reproduzierbares Maß an Erklärung gegeben.

Die Abhängigkeit des Cs-Gehaltes der Pflanzen (bzw. der TF_{BP}) vom K^+-Gehalt des Bodens ist jedoch deutlicher als die des K-Gehaltes der Pflanzen zum K^+-Gehalt des Bodens. Im Gegensatz zu den TF Boden-Getreide zeigt sich beim K-Gehalt der Pflanzen keine eindeutige Abhängigkeit zum austauschbaren K^+-Gehalt des Bodens (Abb. 16).

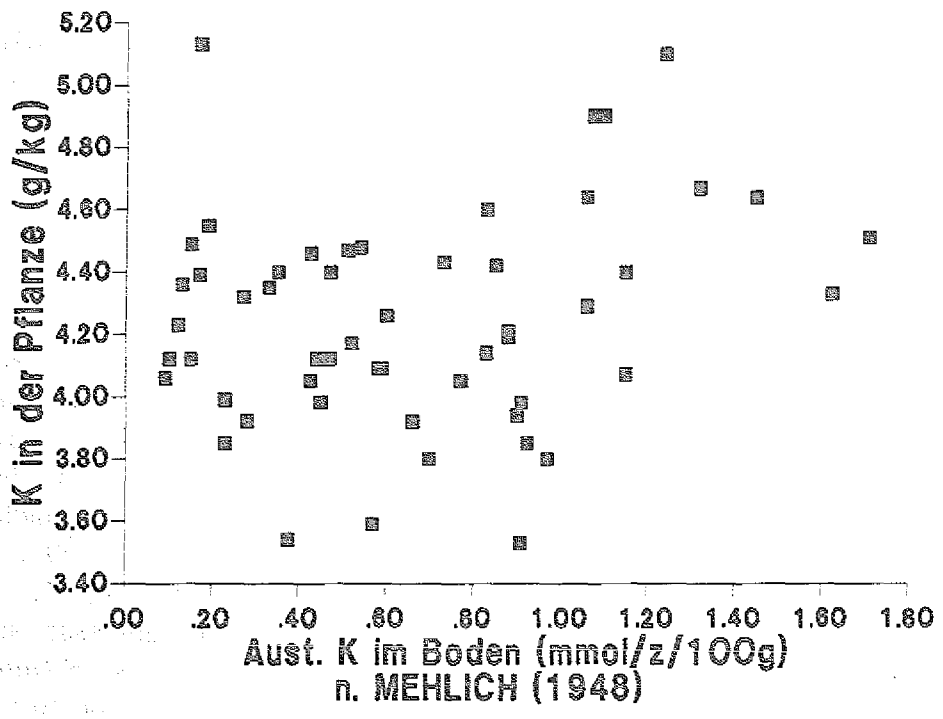


Abb. 16. K (Pflanze) in Relation zu K (Boden): Der Kaliumgehalt in Getreide aus Oberschwaben (1988 + 1989) in Abhängigkeit zum austauschbaren Kalium im Boden (Ap-Horizont).

Dieser Effekt ist dadurch zu erklären, daß bei geringen K^+-Gehalten des Bodens auch die fester gebundenen K-Ionen mobilisiert werden, die an den gleichen Bindungsstellen sitzen wie die stets schwerer verfügbaren Cs-Ionen (SCHALLER et al., 1990). In diesem Fall wird dann neben dem K^+ auch das sonst kaum verfügbare Cs^+ durch die Pflanzen aufgenommen.

Die Abhängigkeit der ^{137}Cs-Aufnahme vom Gehalt an austauschbarem K^+ im Boden ist in der Literatur bekannt, wenngleich auch auf die Überlagerung der Effekte mehrerer Bodenparameter und der damit verbundenen Probleme bei der Differenzierung des Anteils an ursächlicher Wirkung hingewiesen wird (WELLER, 1981; HAISCH et al., 1985). Da andere Bodenparameter wie Ton- und Feinschluffgehalt, pH-Wert und Gehalt an organischer Substanz keine extremen Werte annehmen, kommt der nicht-lineare Zusammenhang zwischen ^{137}Cs-Aufnahme und K^+-Gehalt des Bodens jedoch deutlich zum Tragen. Dieser Zusammenhang wird indirekt auch bei NISHITA et al. (1960) und ORLOVIUS und SATTLER (1987) deutlich, die darauf hinweisen, daß die ^{137}Cs-Aufnahme durch zusätzliche K-Gaben auf Standorten mit starkem K-Mangel deutlicher vermindert werden konnte als auf Standorten mit schwächerem bzw. ohne K-Mangel. FREDRIKSSON (1970a) und KÜHN et al. (1984) quantifizieren diesen Zusammenhang ebenfalls mit Hilfe einer nicht-linearen Regression. In beiden Arbeiten wird der Anstieg zu einer extremen ^{137}Cs-Aufnahme ab einem Gehalt von weniger als ca. 0,2 mmol K/z/100 g Boden deutlich, wenngleich die Autoren keinen derart sprunghaften Anstieg bei diesem Schwellenwert verzeichnen. ORLOVIUS und SATTLER (1987) setzen den Wert einer erhöhten ^{137}Cs-Aufnahme mit 0,4 mmol/z/100 g etwas höher an. Die vergleichende Betrachtung der unterschiedlichen Einlagerung von Cs^+ und K^+ in das Getreidekorn ist auch Gegenstand der Arbeit von SCHALLER et al. (1990). Die Autoren finden ebenfalls eine deutliche nicht-lineare Abhängigkeit der Cs^+-Aufnahme vom Gehalt an austauschbarem K^+ im Boden.

Ein möglicher Lösungsweg zur Unterscheidung mehrerer ursächlicher Wirkungen besteht in faktorenanalytischen Ansätzen (ÜBERLA, 1968), wird jedoch durch die fehlende Normalität der Variablen bzw. die nicht-linearen Abhängigkeiten erschwert (BAHRENBERG und GIESE, 1975b). Aus diesem Grund wurde auf die Anwendung einer Hauptkomponentenanalyse verzichtet, wie sie von GARTEN und PAINE (1977) zur Erklärung der ^{137}Cs-Aufnahme durch Pfeilkraut (*Sagittaria latifolia*) angewendet wird.

Zusammenfassend lassen sich die Ergebnisse zu den Regressions- und Korrelationsanalysen zur Abhängigkeit der TF Boden-Getreide von einer Vielzahl untersuchter Bodenparameter mit linearen und nicht-linearen Modellen wie folgt darstellen:

1. Es finden sich mehrere statistisch signifikante Korrelationen der TF einzelner Getreidefraktionen zu Bodenparametern. Statistischer Zusammenhang und ursächliche Abhängigkeit müssen jedoch getrennt werden. Die fehlende Stetigkeit der Korrelationen in den beiden Untersuchungsjahren und für die beiden Pflanzenfraktionen Stroh und Korn sowie offensichtliche Inhomogenitätseffekte des Datenmaterials lassen erkennen, daß die Abhängigkeit der TF_{BP} von chemischen und physikalischen Bodenparametern mit einer einfachen linearen Korrelationsanalyse nur unbefriedigend beschrieben werden kann.

2. Die genauere Analyse der Daten deutet auf eine nicht-lineare Abhängigkeit der TF Boden-Getreide vom K-Gehalt des Bodens hin. Diese Abhängigkeit gilt so-

wohl für den "pflanzenverfügbaren" K-Gehalt (SCHÜLLER, 1969) wie auch für den "austauschbaren" K-Gehalt (MEHLICH, 1948). Bei ausreichenden K^+-Gehalten von mehr als 0,2 mmol/z/100 g Boden ist keine Beeinflussung der TF Boden-Getreide vom K^+-Gehalt zu beobachten. Bei geringeren K^+-Werten steigt der TF Boden-Getreide sprunghaft an, bleibt für Getreidekorn jedoch stets unter dem in der "Allgemeinen Berechnungsgrundlage" genannten Richtwert für Radiocäsium von 0,05. Für die Praxis bedeutet dies, daß die TF_{BP} für Radiocäsium durch eine K-Düngung erst ab einem K-Gehalt von weniger als ca. 0,2 mmol/z/100 g deutlich reduziert werden können. Die generell mangelhafte Versorgung mit Nährstoffen auf den Standorten mit hohen TF Boden-Getreide wird neben geringen K-Gehalten auch durch niedrige P_2O_5-Gehalte der Böden deutlich, so daß eine multiple Regression zu den Gehalten an Makronährstoffen gute Ergebnisse liefert.

3. Bodendaten müssen extreme Werte annehmen, bevor sie den TF_{BP} nennenswert beeinflussen. Bei der Ausprägung extremer Werte besteht jedoch ein wichtiger Unterschied zwischen stabilen Bodenparametern wie z.B. der Bodenart oder abgeschwächt dem Humusgehalt und labilen Parametern wie der Versorgung mit Nährstoffen. Während die durch stabile Bodenparameter bedingten hohen TF_{BP} dauerhaft sind, können die durch labile Parameter verursachten hohen TF_{BP} durch einfache, kulturtechnische Maßnahmen reduziert werden. Die vorwiegend lehmige Textur und mittleren Humusgehalte der Bodentypen der untersuchten Region Oberschwabens erklären den nahezu ausschließlichen Einfluß des K-Gehaltes auf die TF_{BP}, da der K-Gehalt als labiler Bodenparameter im Vergleich zu den stabilen Bodenparametern variabler ist. Diese Aussage ist für alle Bodentypen zu verallgemeinern, die bezüglich der Textur und des Humusgehaltes keine Extremwerte annehmen.

6.2.3 "Observed Ratio"

Aus dem Gehalt an austauschbarem K^+ im Boden und Gesamt-K im Getreide sowie dem Gesamt-^{137}Cs in Boden und Pflanze wurden "Observed Ratio"-Werte ermittelt. Da der nach MEHLICH (1948) austauschbare K^+-Gehalt dem gesamten ^{137}Cs-Gehalt des Bodens gegenübergestellt wird, können die so ermittelten Werte keine Diskriminierung zwischen beiden Ionen beim Übergang Boden-Pflanze beschreiben. Dennoch werden zwei Punkte deutlich, die verallgemeinert auch für Diskriminierungsfaktoren gelten:

- Die Werte sind bei beiden Getreidearten für Korn niedriger als für Stroh, was auf eine Diskriminierung innerhalb der Pflanze hindeutet. Im Vergleich von Korn und Stroh wird während der Translokation von $^{137}Cs^+$ und K^+ das Radionuklid in den generativen Organen diskriminiert, wie dies auch von MOISEEV et al. (1977) für Weizen gefunden wurde. Die Autoren berechnen ebenfalls die OR_{Cs}-Werte aus dem gesamten ^{137}Cs-Gehalt des Bodens und liegen aus diesem Grund mit Werten von 7,0E-5 - 1,5E-4 für Korn und 8,0E-5 - 2,7E-4 für Stroh ebenfalls sehr niedrig und damit im Schwankungsbereich der eigenen Werte (Korn: 1,2E-5 - 3,5E-4, Stroh: 2,4E-5 - 5,3E-4).

- Wegen der deutlichen Abhängigkeit der TF Boden-Getreide vom K-Gehalt des Bodens ist der Schwankungsbereich des Transferparameters OR_{Cs} geringer als der des Parameters TF_{BP}. Der Variationskoeffizient v wird für Getreidekorn von 158 % für die TF_{BP} auf 61 % für die OR_{Cs} gesenkt. Für Getreidestroh ist diese Verminderung weniger deutlich, da sich die TF Boden-Stroh weniger gut durch den K-Gehalt des Bodens erklären lassen. Der Variationskoeffizient reduziert sich von 96 % auf 74 %.

6.3 Radiocäsium in Boden und Pflanzen nach Klärschlammdüngung

6.3.1 Radiocäsium im Boden

Die Messungen des Radiocäsiumgehaltes im Boden der Lysimeter vor der Klärschlammaufbringung bzw. im Boden der unbehandelten Kontrollysimeter zeigen die Grundkontamination der im Vergleich zu Oberschwaben schwach kontaminierten Böden Nordrhein-Westfalens auf, die sich aus Bomben- und Tschernobyl-Fallout zusammensetzt. Die Werte schwanken im Ap-Horizont des ackerbaulich genutzten Bodens zwischen 8,0 und 15,6 Bq ^{137}Cs/kg bzw. 0,9 und 3,0 Bq ^{134}Cs/kg. Die weiten Isotopenverhältnisse $^{137}Cs/^{134}Cs$ von bis zu 10,5 deuten auf den relativ geringen Anteil des Tschernobyl-Fallouts am Gesamt-Radiocäsiumgehalt des Bodens hin. Die großen Variationen im Gehalt an $^{134/137}Cs$ im Boden auch innerhalb der einzelnen Kontrollysimeter zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Probenahme veranschaulichen, daß der Schwankungsbereich der Meßwerte durch die Probenahme bedingt, und nicht auf kleinräumliche Depositionsunterschiede zurückzuführen ist.

Die Ausbringung des durch den Reaktorunfall von Tschernobyl kontaminierten Klärschlamms führt bei nach der Klärschlammverordnung (BUNDESGESETZBLATT, 1982) maximal zulässiger Ausbringungsmenge von 1 kg TS/m² zu einer zusätzlichen Bodenkontamination von ca. 10100 Bq ^{137}Cs und ca. 2400 Bq $^{134}Cs/m^2$. Wegen der geringen Grundkontamination des im Lysimeterversuch eingesetzten Bodens führen diese Werte zu einer deutlichen Erhöhung des Radiocäsiumgehaltes des Bodens um den Faktor 4 in den ackerbaulich genutzten Lysimetern. Für die Böden der Gemeinde Tannheim und Umgebung hätte dagegen die Aufbringung des Klärschlamms eine mögliche Erhöhung der Radioaktivität durch Cäsium im Boden von ca. 20 % zur Folge gehabt. Die großen Schwankungen im $^{134/137}Cs$-Gehalt der beiden mit Klärschlamm behandelten Lysimeter in Ackernutzung, die direkt nach der Aufbringung des Klärschlamms gemessen wurden, verdeutlichen den auch optisch wahrnehmbaren Effekt, daß der Klärschlamm nach der Aufbringung stark aggregiert vorlag. Durch die Trocknung des Schlamms nach Aufbringung bildete sich auf der Bodenoberfläche ein wenige Millimeter starker, eingetrockneter Klärschlammbelag, der offensichtlich auch durch die anschließende Bodenbearbeitung nicht vollständig homogenisiert werden konnte. Je nach Anteil dieser relativ hoch kontaminierten Klärschlammaggregate in den Hülsen der Bodenproben, schwankte der Radiocäsiumgehalt zwischen 28 und 63 Bq ^{137}Cs/kg bzw. 7 und 17 Bq ^{134}Cs/kg. Die Klärschlammaggregate wurden jedoch im Laufe der Versuchszeit durch Bodenbearbeitung, biogene Effekte und Mineralisierung so weit zerstört, daß zum Ende des Versuches bei der erneuten Messung der $^{134/137}Cs$-Radioaktivität nahezu parallele Werte für beide mit

Klärschlamm behandelten Lysimeter gefunden wurden. Diese Werte stimmen sehr genau mit den rechnerisch ermittelten Werten überein, die aus dem $^{134/137}$Cs-Gehalt des Klärschlamms, der aufgebrachten Menge und der Pflugtiefe bestimmt wurden.

6.3.2 Radiocäsium in Pflanzen

In den mit Klärschlamm behandelten Lysimetern ist in fast allen Fällen eine geringe Erhöhung des $^{134/137}$Cs-Gehaltes der angebauten Pflanzen zu beobachten. Diese Erhöhung ist für die Pflanzen aus ackerbaulicher Nutzung ausschließlich auf Transfer Boden-Pflanze zurückzuführen, während beim Gras ein Teil der Radioaktivität durch Direktablagerung auf der Pflanze, Aufnahme und anschließende Translokation erfolgt. Dies ist auch die Erklärung für die im Vergleich zu den Folgeschnitten deutlich höheren Werte beim ersten Grasschnitt. In den nachfolgenden Grasernten ist durch das nachwachsende, nicht direkt kontaminierte und damit schwächer belastete Gras, die Radioaktivität durch $^{134/137}$Cs geringer. Dennoch wird auch in den Folgeschnitten weiterhin ein Teil des $^{134/137}$Cs aus Klärschlamm über direkt kontaminierte Pflanzenteile in das nachwachsende Gras transloziert, da die Lysimeter in Grünlandnutzung über eine ausgeprägte Grasnarbe verfügen, die den Klärschlamm über Jahre hinweg sorbiert und so der Pflanze teilweise zur Verfügung stellt.

Die Unterschiede im Radiocäsiumgehalt der beiden jeweils parallel behandelten Lysimeter sind z.T. erheblich und erschweren die statistische Absicherung der unterschiedlichen $^{134/137}$Cs-Gehalte von Pflanzen der Kontroll- und der Klärschlammlysimeter. Da der Effekt unterschiedlicher $^{134/137}$Cs-Gehalte gleich behandelter Lysimeter besonders bei Gras stark ausgeprägt ist, ist die statistische Absicherung der Unterschiede für Gras nicht signifikant, wenn man die Ergebnisse des separat zu behandelnden ersten Schnitts 1989 aus den Berechnungen ausklammert. Das im Jahr 1989 geerntete Gras zeigt nach dem Rückgang der $^{134/137}$Cs-Gehalte im 2. Schnitt im Herbst einen erneuten Anstieg der Radioaktivität, der sich nicht auf die mit Klärschlamm behandelten Lysimeter beschränkt sondern auch bei den Kontrollysimetern deutlich wird. Diese Erhöhung ist nicht eindeutig auf einen durch höhere Transpirationsleistungen bedingten Jahresgang der TF Boden-Gras zurückzuführen, wie dies von STEFFENS et al. (1988) gezeigt wurde. Die entsprechenden ^{40}K-Gehalte der Pflanzen des dritten Schnitts sind nicht in jedem Fall höher als die Werte für Pflanzen des zweiten Schnitts. Wahrscheinlicher sind witterungsbedingte Resuspensionseffekte oder auch nicht konstante Schnitthöhen zu den unterschiedlichen Ernteterminen, die bei Unterschreiten zu einem höheren Anteil an sorbierten Bodenteilchen am Pflanzenmaterial führen können.

Unterschiede zwischen dem Radiocäsiumgehalt der Pflanzen beider Parallellysimeter sind auch bei den ackerbaulich genutzten Lysimetern festzustellen. Hier ist der Unterschied insbesondere bei den beiden mit Klärschlamm behandelten Lysimetern erheblich. Auffällig ist, daß stets bei dem gleichen Lysimeter (KS II) erhöhte $^{134/137}$Cs-Werte gemessen werden. Diese Unterschiede sind zu Beginn des Versuchs für Kartoffel und Salat (1989) nicht so deutlich wie später für Weizen und Salat (1990). Der im Klärschlammlysimeter KS II stets höhere Radiocäsiumgehalt in den angebauten Pflanzen ist auf geringere K-Gehalte des Bodens zurückzuführen. Obwohl die

chemischen und physikalischen Bodenparameter und somit auch der Gehalt an austauschbarem Kalium nur zu Beginn des Versuches gemessen wurden, kann über den ^{40}K-Gehalt des Bodens ein geringerer Gehalt an Gesamtkalium im Lysimeter KS II aufgezeigt und ein geringerer Gehalt an pflanzenverfügbarem K vermutet werden. Der ^{40}K-Gehalt des Lysimeters KS II ist mit einer Ausnahme bei allen Probenahmeterminen der geringste Wert aller 4 Lysimeter in Ackernutzung (Tab. 43, Anhang). Das austauschbare und pflanzenverfügbare K stellt zwar nur einen geringen Prozentsatz des Gesamtkaliumgehaltes des Bodens dar, jedoch vermag bei der sandigen Textur des Bodens mit einem geringen Anteil an kaliumreichen Tonmineralen der Gesamtkaliumgehalt als Indikator auch für pflanzenverfügbares K gelten. Diese Hypothese wird durch die Tatsache untermauert, daß mit Ausnahme der Weizenspreu alle Pflanzen bzw. weitere Getreidefraktionen der ackerbaulich genutzten Lysimeter auf dem Lysimeter KS II die geringsten K-Gehalte aufweisen (Tab. 44, Anhang).

Der Grund für den geringeren K-Gehalt und den damit verbundenen höheren TF_{BP} für den Lysimeter KS II ist unbekannt, da alle Lysimeter während der Versuchsdauer gleich behandelt wurden. Vermutlich ist die Ursache für den geringeren K-Gehalt in der Vorgeschichte des Bodens zu suchen, da der ^{40}K-Gehalt des Bodens schon vor Versuchsbeginn auf dem Lysimeter KS II den geringsten Wert aufweist. Möglicherweise handelt es sich um kleinräumliche Inhomogenitäten bei der Düngerausbringung im Feld, die trotz unmittelbarer Nähe der entnommenen Lysimeter zueinander auftraten.

Erstaunlich ist die im Vergleich zu dem doch nur etwas verminderten K-Gehalt des Bodens deutliche Erhöhung der TF_{BP} auf dem Lysimeter KS II, die neben erhöhten TF_{BP} auch zu drastischen Unterschieden im K-Gehalt der angebauten Pflanzen führte. Vermutlich wurde bei sonst gleichbleibenden Bodenparametern der schon bei den Ergebnissen der Geländearbeit hinlänglich beschriebene "Schwellenwert" des K-Gehaltes im Boden unterschritten, ab dem die Aufnahme des Radiocäsiums erheblich ansteigt.

Der Versuch zur Ausbringung eines durch den Reaktorunfall von Tschernobyl hoch kontaminierten Klärschlamms auf einen ackerbaulich und als Grünland genutzten Boden stellt einen "worst case"-Versuch dar. Zum Einsatz kam der in Tannheim vorliegende, für deutsche Verhältnisse hoch kontaminierte Klärschlamm, der in maximal zulässiger Konzentration (eine erneute Aufbringung von Klärschlamm ist bei dieser Ausbringungsmenge erst nach sechs Jahren wieder erlaubt) ausgebracht wurde. Der im Lysimeterversuch verwendete Boden stellt einen Extremfall dar, der durch einen sehr hohen Sandgehalt hohe TF_{BP} erwarten ließ. Unter diesen Voraussetzungen wurde eine Erhöhung der $^{134/137}$Cs-Radioaktivität in den angebauten Pflanzen verzeichnet, die in der Größenordnung der Grundkontamination durch Radiocäsium aus Bomben-Fallout und dem direkten Fallout des Reaktorunfall von Tschernobyl liegt. Die Schwankung zwischen den beiden Kontrollysimetern ist teilweise größer als der Unterschied zu den mit Klärschlamm behandelten Lysimetern (Tab. 23).

Zur Interpretation der Erhöhung der $^{134/137}$Cs-Radioaktivität durch Ausbringung des Klärschlamms kann der natürliche ^{40}K-Gehalt herangezogen werden, der in den meisten Pflanzen um 2 bis 3 Größenordnungen höher liegt als die zusätzliche Kontamination durch Aufbringung des Klärschlamms (Abb. 12).

Da die Böden der Gemeinde Tannheim aufgrund ihrer chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften einen eher geringeren Transfer Boden-Pflanze erwarten lassen als der im Versuch eingesetzte Gley-Podsol, ist vom radioökologischen Gesichtspunkt aus die Ausbringung des Klärschlamms unbedenklich. Da die ortsübliche Ausbringung in der Regel auf Ackerland erfolgt, entfällt der Hinweis, daß eine Ausbringung auf Grünland wegen der fehlenden "Verdünnungseffekte" durch Pflügen und wegen der Direktkontamination der Pflanzen zumindest im ersten Schnitt nach der Aufbringung zu höheren Radiocäsiumwerten des Grases führen kann.

Der Lysimeterversuch bestätigt Ergebnisse von SOEDER et al. (1986), daß selbst extrem kontaminierter Klärschlamm von 30000 Bq ^{137}Cs/kg TS bei Ausbringung auf Ackerland zu einer vernachlässigbar geringen effektiven Folgedosisleistung von maximal 0,02 mSv/a führt. Der entsprechend höhere Wert für die Aufbringung auf Grünland liegt hier bei maximal 0,10 mSv/a. Auch GANS und RÜHLE (1987) halten die landwirtschaftliche Nutzung relativ hoch kontaminierter Klärschlämme für unbedenklich. Die Autoren errechnen für die Ausbringung von 0,5 kg TS Klärschlamm/m^2 mit 15000 Bq Radiocäsium/kg auf Grün- und Ackerland eine Erhöhung von 1,3 Bq/kg Gemüse und 2,1 Bq/l Milch und folgern eine Dosisleistung von 0,03 mSv im ersten Jahr. Sie kommen zu dem Schluß, daß die Verwendung von hoch kontaminierten Klärschlämmen auf landwirtschaftlichen Flächen nur zu geringen Erhöhungen der durch die direkte Ablagerung vorhandenen Bodenkontamination führt, und die Strahlenexposition weit unter der Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenexposition liegt.

Die im Lysimeterversuch gefundene Erhöhung der Radiocäsiumkonzentration der Pflanzen durch Aufbringung eines hoch kontaminierten Klärschlamms erweist sich als geringer als die von SOEDER et al. (1986) und GANS und RÜHLE (1987) abgeschätzte Erhöhung, da die TF_{BP} des Lysimeterversuchs zumeist unter den TF_{BP} der "Allgemeinen Berechnungsgrundlage" liegen, die zur Abschätzung der Kontamination herangezogen wurden.

7.0 Zusammenfassung

7.1 Geländearbeiten

In den Jahren 1988 und 1989 wurden in einer durch den Reaktorunfall von Tschernobyl relativ hoch kontaminierten Region Oberschwabens Untersuchungen zu den ^{134}Cs- und ^{137}Cs-Gehalten in Getreide und Boden durchgeführt, um aus diesen Werten Transferfaktoren Boden-Pflanze (TF_{BP}) zu errechnen. Die beprobten Standorte sind den drei unterschiedlichen geoökologischen Raumeinheiten der Iller-Aue, der Iller-Niederterrasse und dem Moränenhügelland mit den Bodentypen Allochthone Kalkvega, Terrassen-Braunerde und Parabraunerde-Pseudogley zuzuordnen. Zur Erklärung der Unterschiede in den TF_{BP} der verschiedenen Standorte wurden zahlreiche chemische und physikalische Bodenparameter bestimmt. Vergleichsuntersuchungen zu TF_{BP} für Getreide von den selben Bodentypen in einer durch den Reaktorunfall von Tschernobyl nur schwach kontaminierten Region der Niederrheinischen Bucht im Jahr 1988 wurden später eingestellt, da Radiocäsium in den untersuchten Getreideproben der Ernte 1988 nicht nachzuweisen war. Die Ergebnisse der sich über zwei Jahre erstreckenden Geländearbeit lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

1. Die aus den $^{134/137}Cs$-Gehalten des Ap-Horizontes ackerbaulich genutzter Böden berechnete Deposition an Radiocäsium durch den Tschernobyl-Unfall beträgt ca. 44100 Bq ^{137}Cs und ca. 13500 Bq $^{134}Cs/m^2$ für Oberschwaben sowie ca. 2500 Bq ^{137}Cs und ca. 720 Bq $^{134}Cs/m^2$ für das untersuchte Gebiet der Niederrheinischen Bucht. Über das Isotopenverhältnis der beiden Radioisotope des Cäsiums können diese Depositionswerte für den Tschernobyl-Unfall von der Altlast durch die Ablagerung der Bomben-Versuche in den fünfziger und sechziger Jahre unterschieden werden, die für die Niederrheinische Bucht bei ca. 2000 Bq $^{137}Cs/m^2$ liegt.

2. Die $^{134/137}Cs$-Gehalte im Getreide von 54 Standorten liegen mit 2 Ausnahmen stets unter 1 Bq/kg Korn. Einem Mittelwert von 0,2 Bq ^{137}Cs/kg stehen entsprechende Werte für Stroh mit ca. 1,2 Bq ^{137}Cs/kg gegenüber. Dieser Effekt ist auf die physiologisch bedingte höhere Einlagerung mineralischer Nährstoffe in vegetativen Pflanzenteilen zurückzuführen. Zum Vergleich der Radiocäsiumwerte kann der Gehalt an natürlichem ^{40}K herangezogen werden, der im Korn bei 133 Bq/kg und im Stroh bei 433 Bq/kg liegt.

3. Die TF_{BP} für Getreidekorn schwanken von 0,00060 bis 0,026 um einen Faktor 43. Sie bleiben damit stets unter dem in der "Allgemeinen Berechnungsgrundlage" der Strahlenschutzverordnung genannten Richtwert für Radiocäsium von 0,05. Die Unterschiede in den TF_{BP} für Getreide aus den unterschiedlichen geoökologischen Raumeinheiten sind schwächer, als es die Unterschiede in der Geomorphologie und den Bodentypen erwarten lassen. Eine radioökologische Differenzierung der Raumeinheiten sowie die Angabe "typischer" TF_{BP} für verschiedene Bodentypen erscheint zumindest für Pflanzen von ackerbaulich genutzten Böden als nicht sinnvoll. In allen Raumeinheiten ist die Verteilung der TF_{BP} positiv

schief, d.h. einigen wenigen hohen TF_{BP} stehen zahlreiche geringe TF_{BP} gegenüber. Die durch die hohe Reliefenergie bedingte geomorphologische und pedologische Heterogenität des Moränenhügellandes hat in beiden Erntejahren eine äußerst heterogene Verteilung der TF_{BP} zur Folge, während im Bereich der Iller-Aue und Niederterrasse auf homogenen Bodentypen TF_{BP} mit geringen Schwankungen gefunden wurden.

4. Die bessere Bioverfügbarkeit des noch nicht im Boden gealterten, ausschließlich aus dem Tschernobyl-Unfall stammenden ^{134}Cs im Vergleich zu dem auch aus dem Bomben-Fallout der fünfziger und sechziger Jahre stammenden ^{137}Cs wird in den zumeist höheren TF_{BP} für ^{134}Cs deutlich. Lediglich in 4 von 19 Fällen lagen die TF_{BP} für ^{134}Cs niedriger als die TF_{BP} für ^{137}Cs. Auch die Verminderung der Isotopenverhältnisse $^{137}Cs/^{134}Cs$ bei der Aufnahme von Radiocäsium vom Boden in Getreide deutet darauf hin, daß das auch aus dem Bomben-Fallout stammende ^{137}Cs wegen jahrzehntelanger Sorption und Fixierung im Boden schlechter bioverfügbar ist als das ausschließlich frisch abgelagerte ^{134}Cs.

5. Die Variationen der TF_{BP} für Radiocäsium können nahezu ausschließlich mit dem Gehalt an austauschbarem und pflanzenverfügbarem K^+ im Boden erklärt werden. Bei geringen K^+-Gehalten des Bodens wurde verstärkt das chemisch ähnliche Cs^+ aufgenommen. Die Abhängigkeit der TF_{BP} vom K^+-Gehalt des Bodens ist nicht-linear, so daß ein Exponentialmodell zur Beschreibung des Zusammenhangs gute Ergebnisse liefert. Als ein Schwellenwert für eine deutlich verstärkte Radiocäsiumaufnahme wird der Gehalt an austauschbarem K^+ im Boden von 0,2 bis 0,3 mmol/z/100 g angesehen. Einhergehend mit einer mangelhaften K^+-Versorgung des Bodens werden geringe Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor auf den Standorten mit K-Mangel gemessen, so daß zumindest für das Getreide der Ernte 1988 eine multiple Regression der TF_{BP} zum K- und P-Gehalt des Bodens das Bestimmtheitsmaß deutlich steigern konnte.

6. Die strenge Abhängigkeit der TF_{BP} für Radiocäsium vom K-Gehalt des Bodens legt die Bestimmung von "Observed Ratio"-Werten nahe, in denen der Gehalt des dem Radionuklid chemisch ähnlichen Makronährstoffs im Boden berücksichtigt wird. Unter Einbeziehung des Gehaltes an pflanzenverfügbarem K in das "Observed Ratio"-Modell für ^{137}Cs, konnte der Variationskoeffizient für Getreidekorn von 158 % auf 61 % gesenkt werden. Das "Observed Ratio"-Modell erscheint für die Abschätzung der Bioverfügbarkeit von Radionukliden geeigneter als das TF_{BP}-Modell. Es reduziert die Gefahr einer groben Unter- oder Überschätzung der aus dem Verzehr kontaminierter Nahrungsmittel resultierenden Dosis.

In zukünftigen Arbeiten zur Frage nach der Abhängigkeit der Radionuklidaufnahme durch Pflanzen von verschiedenen Bodenparametern sollte aufgrund der erzielten Ergebnisse ein stärkeres Gewicht auf den Einfluß der dem Radionuklid chemisch ähnlichen Nährelemente im Boden gelegt werden. Dies gilt sowohl für den K^+-Gehalt des Bodens bei der $^{134/137}Cs$-Aufnahme wie auch für den Ca^{++}-Gehalt bei der Aufnahme von Radiostrontium. Bei Radioisotopen ohne antagonistisch wirkenden Nährstoff im Boden ist ein Schwerpunkt auf die Untersuchung des Gehalts an stabilen Isotopen dieses Elementes zu setzen. Im Gegensatz zu relativ stabilen Bodenpara-

metern wie Textur und Humusgehalt stellen gerade die Nährstoffgehalte außerordentlich variable Bodenparameter dar, die durch einfache Maßnahmen eine Reduzierung der Nahrungskontamination und damit verbunden eine Minimierung der auf Ingestion beruhenden Dosis ermöglichen.

7.2 Lysimeterversuch

Als Ergänzung zur Geländearbeit erfolgte ein Freilandlysimeterversuch, in dem ein aus Oberschwaben stammender, relativ hoch mit Radiocäsium kontaminierter Klärschlamm, in einem als "worst case" konzipierten Versuch als Dünger auf ungestörte Bodenkerne in Lysimetern aufgebracht wurde. Unter den Voraussetzungen einer Aufbringung der maximal erlaubten Klärschlammenge auf einen Boden mit hoher potentieller Bioverfügbarkeit für Radiocäsium wurde die Aufnahme des $^{134/137}Cs$ aus Klärschlamm durch die angebauten Pflanzen untersucht. Für je 2 Lysimeter mit Klärschlammdüngung und 2 als unbehandelte Kontrolle konnten für Grünland- und ackerbauliche Nutzung folgende Ergebnisse erzielt werden:

1. Die Aufbringung des Klärschlamms führt zu einer zunächst inhomogenen Verteilung der $^{134/137}Cs$-Radioaktivität im Ap-Horizont der ackerbaulich genutzten Lysimeter, die erst am Ende des Beobachtungszeitraums durch Bodenbearbeitung und biogene Effekte homogen ist, und mit rechnerisch ermittelten Werten übereinstimmt.

2. Die Aufbringung des kontaminierten Klärschlamms hat unter den gegebenen Voraussetzungen zu einer geringen Erhöhung der $^{134/137}Cs$-Radioaktivität in den angebauten Pflanzen geführt. Diese Erhöhung ist insbesondere für Ackerfrüchte minimal und z.T. geringer als die Unterschiede zwischen den beiden unbehandelten Kontrollysimetern. Die Unterschiede in den $^{134/137}Cs$-Gehalten der beiden parallel mit Klärschlamm gedüngten Lysimeter sind auf unterschiedliche K-Gehalte des Bodens zurückzuführen. Diese führen auf dem Lysimeter mit geringen K-Gehalten neben höheren $^{134/137}Cs$-Werten auch zu stets niedrigeren K-Gehalten in den angebauten Pflanzen. Auf den Lysimetern in Wiesennutzung führte die Düngung mit Klärschlamm insbesondere im ersten Schnitt nach Aufbringung zu höheren $^{134/137}Cs$-Werten im Gras. Nachwachsendes, nicht direkt kontaminiertes Gras, enthielt deutlich weniger $^{134/137}Cs$ ab dem zweiten Schnitt.

3. Zur Interpretation und Einordnung der Ergebnisse wird die Erhöhung des Gehaltes an Radiocäsium mit dem natürlichen ^{40}K-Gehalt der Pflanzen verglichen. Dieser liegt meist um zwei bis drei Größenordnungen höher als die zusätzliche Kontamination durch die Düngung mit Klärschlamm.

Der Lysimeterversuch stellt mit seinen Ergebnissen eine Abschätzung der Erhöhung an $^{134/137}Cs$ in Pflanzen nach Düngung eines radioaktiv kontaminierten Klärschlamms dar. Gerade vor dem Hintergrund der hohen ausgebrachten Klärschlammenge, die eine wiederholte Düngung mit Klärschlamm für 5 Jahre nach dem Ausbringungsjahr verbietet, sollte die Weiterentwicklung der Bioverfügbarkeit in den Lysimetern beobachtet werden. Obwohl in den Folgejahren durch zunehmende Fixierung des Radio-

cäsiums im Boden eher eine weitere Abnahme der $^{134/137}Cs$-Gehalte in Pflanzen zu erwarten ist, garantiert gerade die Langzeitbeobachtung eine höhere Akzeptanz der Ergebnisse von seiten der Politik und der Öffentlichkeit, die eine Voraussetzung für die Umsetzung der Ergebnisse in die Praxis darstellt.

8.0 Literaturverzeichnis

ABBAZOV, M.A., DERGUNOV, I.D., and MIKULIN, R.G. (1979): Effect of soil properties on the accumulation of ^{90}Sr and ^{137}Cs in crops. Sov. Soil Sci. (english translation of Pochvovedenie) **10**, 52-56.

ADRIANO, D.C., McLEOD, K.W. and CIRAVOLO, T.G. (1984): Long-term root uptake of radiocesium by several crops. J. Plant Nutr. **7**(10), 1415-1432.

AG BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. 3., verb. und erw. Aufl. (1. Aufl. 1965). Hannover: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 331 S.

AICHELE, H. (1976): Das Klima. In: Bodenkarte von Bayern 1:25000, Erläuterungen zum Blatt Nr. 7927 Amendingen (H. JERZ). Bayerisches Geologisches Landesamt: München.

ALTEN, F. und GOTTWICK, R. (1933): Ein Beitrag zur Frage der Vertretbarkeit des Kaliums durch Rubidium und Cäsium für die Pflanzenernährung. Die Ernährung der Pflanze **29**(21), 393-399.

ANDERSEN, A.J. (1967): Investigations on the plant uptake of fission products from contaminated soils. I. Influence of plant species and soil types on the uptake of radioactive Strontium and Caesium. Risø Report No. 170. 32 S.

ARTNER, C., GERZABEK, M.H., HORAK, O. und MÜCK, K. (1990): Ermittlung praxisbezogener Transferfaktoren für ^{137}Cs und ^{90}Sr aus dem Fallout des Reaktorunfalls in Tschernobyl. 102. VDLUFA-Kongress "Landwirtschaft im Spannungsfeld von Belastungsfaktoren und gesellschaftlichen Ansprüchen". 17.09.1990 - 22.09.1990, Berlin.

BAHRENBERG, G. und GIESE, E. (1975a): Statistische Methoden und ihre Anwendung in der Geographie. Stuttgart: B. G. Teubner, 308 S.

BAHRENBERG, G. und GIESE, E. (1975b): Zum Problem der Normalität und der Transformation bei der Faktorenanalyse bzw. Hauptkomponentenanalyse. Giessener Geographische Schriften, Heft 32, 9-29.

BAKER, A.J.M. (1981): Accumulators and excluders - strategies in the response of plants to heavy metals. J. Plant Nutr. **3**(1-4), 643-654.

BARBER, D.A. (1964): Influence of soil organic matter on the entry of ^{137}Cs into plants. Nature **204**, 1326-1327.

BAYERISCHE STAATSMINISTERIEN FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN UND ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1987): Radioaktive Kontamination der Böden in Bayern. München, 60 S.

BIESOLD, H. (1981): Der Transfer von Strontium und Cäsium über die Wurzeln in die Vegetation. In: BUNDESMINISTER DES INNERN (Hrsg.): Statusbericht über den Transfer von Radionukliden, 55-72.

BILO, M., STEFFENS, W., FÜHR, F. und PFEFFER, K.-H. (1990): Transferfaktoren Boden-Pflanze für Radiocäsium in einer durch den Tschernobyl-Unfall hoch kontaminierten Region Oberschwabens. Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten, Reihe C, Nr. 7, 132-151.

BILO, M., MITTELSTAEDT, W., STEFFENS, W. und 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.

BÖHM, M. und PFEFFER, K.-H. (1990): Geoökologische Studien in der durch den Reaktorunfall von Tschernobyl hoch kontaminierten Region südlich Tannheim/Oberschwaben. Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten, Reihe C, Nr. 7, 31-65.

BOIKAT, U. (1982): Transfer von Cäsium vom Boden zur Vegetation auf Dauerweiden im Marschengebiet der Wesermündungsregion. Dissertation, Fachbereich Physik der Universität Bremen, 170 S.

BUNDESGESETZBLATT (1982): Jahrgang 1982, Teil I, 734-738: Klärschlammverordnung - AbfKlärV v. 25. Juni 1982.

BUNDESMINISTER DES INNERN (1979): Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer (Richtlinie zu § 45 StrSchV). Gemeinsames Ministerialblatt 1979, 369-435. Berichtigt durch Bekanntmachung des BMI vom 9. Okt. 1980. Berichtigt und geändert durch Rundschreiben des BMI vom 14. Dez. 1982. Ergänzt im Juli 1986. Gemeinsames Ministerialblatt 1982, 735-737.

BUNDESMINISTER DES INNERN - ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR UMWELTFRAGEN e.V. (1981): Radioökologiesymposium: Berichtsband der Tagung am 15./16. Oktober 1981 an der Universität Stuttgart, 616 S.

BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (1987): Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf die Bundesrepublik Deutschland (Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 7). Stuttgart, New York: Gustav Fischer-Verlag, XVI + 237 S.

BUNZL, K. (1987): Das Verhalten von Radionukliden im Boden. Dtsch. tierärztl. Wschr. **94**, 357-359.

BUNZL, K. and SCHULTZ, W. (1985): Distribution coefficients of ^{137}Cs and ^{85}Sr by mixtures of clay and humic material. J. Radioanal. Nucl. Chem., Articles, **90**(1), 23-37.

BUNZL, K. and KRACKE, W. (1987): Soil to plant transfer of $^{239+240}Pu$, ^{238}Pu, ^{241}Am, ^{137}Cs and ^{90}Sr from global fallout in flour and bran from wheat, rye, barley and oats, as obtained by field measurements. Sci. Tot. Environm. **63**, 111-124.

BUNZL, K. und KRACKE, W. (1989): Transfer von ^{137}Cs und ^{90}Sr in Mehl, Kleie und Stroh von Weizen, Roggen, Gerste und Hafer in den Jahren 1982, 1986 (Reaktorunfall von Tschernobyl) und 1987 in Feldversuchen. Z. Lebensm. Unters. Forsch. **188**, 439-444.

CLOOTH, G. and AUMANN, D.C. (1990): Environmental transfer parameters and radiological impact of the Chernobyl fallout in and around Bonn (FRG). J. Environ. Radioactivity **12**, 97-119.

COLEMAN, N.T., CRAIG, D. and LEWIS, R.J. (1963): Ion-exchange reactions of cesium. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. **27**, 287-289.

COMAR, C.L., WASSERMAN, R. H. and NOLD, M. M. (1956): Strontium-Calcium discrimination factors in the rat. Proc. Soc. Exp. Biol. Med. **92**, 859-863.

COUGHTREY, P.J. and THORNE, M.C. (1983): Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems: A critical review of data, Vol. 1. Rotterdam: A. A. Balkema, XV + 496 S.

COUGHTREY, P.J., KIRTON, J.A. and MITCHELL, N.G. (1989): Transfer of radioactive caesium from soil to vegetation and comparison with potassium in upland grasslands. Environm. Poll. **62**, 281-315.

CUMMINGS, S.L., BANKERT, L., GARRETT, A.R. and REGNIER, J.E. (1969): ^{137}Cs uptake by oat plants as related to the soil fixing capacity. Health Physics **17**, 145-148.

DERGUNOV, I.D., ABBAZOV, M.A. and MIKULIN, R.G. (1980): Accumulation of ^{90}Sr and ^{137}Cs by plants in relation to their residence time in soil. Soviet Soil Sci. **12**(4), 417-421.

DIN 19 682 (1973): Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau: Felduntersuchungen, Blatt 2: Ermittlung der Bodenart.

DIN 19 683 (1973): Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau: Physikalische Laboruntersuchungen, Blatt 2: Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat.

DIN 19 684 (1977): Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau: Chemische Laboruntersuchungen.

DÖRR, H. and MÜNNICH, K.O. (1987): Spatial distribution of soil-^{137}Cs and ^{134}Cs in West Germany after Chernobyl. Naturwissenschaften **74**, 249-251.

DUNIGAN, E.P. and FRANCIS, C.W. (1972): Adsorption and desorption of ^{60}Co, ^{85}Sr, and ^{137}Cs on soil humic acid. Soil Sci. **114**, 494-496.

EPSTEIN, E. and HAGEN, C.E. (1952): A kinetic study of the absorption of alkali cations by barley roots. Plant Physiol. **27**, 457-474.

EPSTEIN, E., RAINS, D.W. and ELZAM O.E. (1963): Resolution of dual mechanisms of potassium absorption by barley roots. Proceedings National Academy of Science **49**, 684-692.

ERARD, M. und ZIMMERLI, B. (1988): Radioaktivität der Lebensmittel in den Jahren 1985 und 1986. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg. **79**, 29-56.

ERDTMANN, G. und SOYKA, W. (1979): The gamma rays of the radionuclides. Kernchemie in Einzeldarstellungen, Band 7. Weinheim, New York: Verlag Chemie, XV + 862 S.

ERIKSSON, Å., LÖNSJÖ, H. and ROSEN, K. (1988): Transfer of cesium to grassland crops in the Chernobyl fallout areas in Sweden in 1986 and 1987. IVth International Symposium of Radioecology of Cadarache, France, in March 14th-18th, 1988.

FAO-Unesco (1974): Soil map of the world 1:5000000, Vol. I, Legend. Food and Agriculture Organization of the United Nations; United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. Paris, VII + 59 S.

FRANCIS, C.W. and TAMURA, T. (1971): ^{137}Cs soil inventory of a tagged Liviodendron forest 1962 and 1969. Presented at the 3rd National Symposium on Radioecology, Radionuclides in Ecosystems. Oak ridge, Tennessee, May 1971.

FREDRIKSSON, L. (1963): Studies on plant accumulation of fission products under swedish conditions. IV. Influence of exchangeable and nonexchangeable potassium and of exchangeable calcium in soil on the absorption of ^{137}Cs by red clover in pot experiments with 178 swedish soils. Försvarets Forskningsanstalt, FOA 4 rapport A 4321-4623. Stockholm.

FREDRIKSSON, L. (1970a): Plant uptake of fission products. III. Uptake of ^{137}Cs by *Trifolium pratense* as influenced by the potassium and calcium level in the soil. Lantbrukshögskolans Annaler **36**, 41-60.

FREDRIKSSON, L. (1970b): Plant uptake of fission products. IV. Uptake of ^{90}Sr and ^{137}Cs from some tropical and sub-tropical soils. Lantbrukshögskolans Annaler **36**, 61-89.

FREDRIKSSON, L. and ERIKSSON, Å. (1966a): Studies on plant accumulation of fission products under swedish conditions. VII. Plant absorption of ^{90}Sr and ^{137}Cs from soil as influenced by soil organic matter. Försvarets Forskningsanstalt, FOA 4 rapport A 4485-4623. Stockholm.

FREDRIKSSON, L., ERIKSSON, Å. and LÖNSJÖ, H. (1966b): Studies on plant accumulation of fission products under swedish conditions. VIII. Uptake of ^{137}Cs in agricultural crops as influenced by soil characteristics, and rate of potassium fertilization in a three year micro plot experiment. Försvarets Forskningsanstalt, FOA 4 rapport A 4486-4623. Stockholm.

FRISSEL, M.J., NOORDIJK, H. and VAN BERGEIJK, K.E. (1990): The impact of extreme environmental conditions, as occuring in natural ecosystems, on the soil-to-plant transfer of radionuclides. In: DESMET, G. et al. (Hrsg.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. London, New York: Elsevier Applied Science, 40-47.

FÜHR, F. (1979): Die Aufnahme von Radionukliden aus dem Boden - Ermittlung praxisgerechter Transferfaktoren. Radioökologie, Berichtsband der Fachtagung Radioökologie des Deutschen Atomforum e.V. vom 2.-3. Okt. 1979 im Wissenschaftszentrum Bonn. Bonn: Vulkan-Verlag, 272 S.

FÜHR, F., STEFFENS, W., MITTELSTAEDT, W. and BRUMHARD, B. (1990): Pesticides in the soil - Lysimeter experiments with ^{14}C-labelled active ingredients. Annual Report 1989 - Research Centre Jülich.

FUJIHIRA INDUSTRY Co. (1965): Standard Soil Color Chart.

GANS, I. (1987): Metallische Radioisotope in der Umwelt. In: LAHMANN E. und JANDER K. (Hrsg.): Schwermetalle in der Umwelt. Umwelthygienische und gesundheitliche Aspekte. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene. Stuttgart, New York: Gustav Fischer Verlag, 228 S.

GANS, I. und RÜHLE, H. (1987): Überwachung des Abwassers und Klärschlamms auf radioaktive Stoffe vor und nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl. Korresp. Abwasser **34**(8), 843-849.

GARTEN, C.T. Jr. and PAINE, D. (1977): A multivariate analysis of factors affecting radiocaesium uptake by *Sagittaria latifolia* in coastal plain environments. J. Environ. Qual. **6**(1), 78-82.

GEBHARDT, H. und ROSEMANN, V. (1984): Cäsium- und Strontiumaustauscheigenschaften von Marschböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **147**, 592-603.

GILLHAM, R.W., CHERRY, J.A. and LINDSAY, L.E. (1980): Cesium distribution coefficients in unconsolidated geological materials. Health Physics **39**, 637-649.

GRAHAM, E.R. and KILLION, D.D. (1962): Soil colloids as a factor in the uptake of Cobalt, Cesium, and Strontium by plants. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. **26**, 545-547.

GÜNTHER, J. und SCHROEDER, D. (1968): Einfluß von Bodeneigenschaften auf die Aufnahme von radioaktivem Strontium durch Pflanzen. I. Untersuchungen an Böden Schleswig-Holsteins mit Weißklee und Weidelgras. Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkunde **119**(3), 216-226.

HAISCH, A., CAPRIEL, P. und FORSTER, S. (1985): Cäsiumverfügbarkeit für Pflanzen auf drei verschiedenen Böden: Transferfaktoren Boden-Pflanze. Landwirtsch. Forschung **38**(3), 229-236.

HAUNOLD, E., DANNEBERG, O.H., HORAK, O. und TUSCHL, P. (1982): Die Nutzbarkeit radioaktiv kontaminierten Acker- und Weidelandes nach großräumigen Verstrahlungen in Abhängigkeit von der Zeit. In: BUNDESMINISTER FÜR GESUNDHEIT UND UMWELTSCHUTZ, ÖSTERREICH (Hrsg.): Beiträge zum Umweltschutz, Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung. Forschungsberichte **8**, 275-368.

HAUNOLD, E., HORAK, O. und GERZABEK, M. (1987): Umweltradioaktivität und ihre Auswirkung auf die Landwirtschaft. I. Das Verhalten von Radionukliden in Boden und Pflanze. Bodenkultur **38**(2), 95-118.

HERRMANN, R. (1955): Handbuch der landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik (Methodenbuch), Band 1. THUN, R., HERRMANN, R. und KNICKMANN, E. (1955): Die Untersuchung von Böden. Radebeul und Berlin: Neumann Verlag, XVI + 271 S.

HORRILL, A.D., LIVENS, F.R., KENNEDY, V.H., BELLI, M. and SANSONE, U. (1991): Soil-to-plant transfer in semi-natural ecosystems. In: KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (Hrsg.): Radiation Protection Programme, Action 2: Evaluation of data on the transfer of radionuclides in the foodchain. Final report, Brüssel.

HÖTZL, H., ROSNER, G., and WINKLER, R. (1987): Ground deposition and air concentrations of Chernobyl fallout radionuclides at Munich-Neuherberg. Radiochimica Acta **41**, 181-190.

HOWARD, B. and BERESFORD, N.A. (1989): Chernobyl radiocaesium in an upland sheep farm ecosystem. Br. Vet. J. **145**(3), 212-219.

INSTITUT FÜR CHEMIE UND PHYSIK DER BUNDESANSTALT FÜR MILCHFORSCHUNG (1983): Untersuchungen zum Transfer von Strontium-, Cäsium- und relevanten Schwermetallradionukliden unter den radioökologischen Bedingungen der Umgebung von Gorleben. Abschlußbericht des Forschungsvorhabens St. Sch 702 c, Kiel.

INTERNATIONAL UNION OF RADIOECOLOGISTS (1984): IIIrd report of the working group soil-to-plant transfer factors. RIVM, Bilthoven (NL).

INTERNATIONAL UNION OF RADIOECOLOGISTS (1989): VIth report of the working group soil-to-plant transfer factors. RIVM, Bilthoven (NL).

KERPEN, W. (1986): Bioavailability of the radionuclides ^{137}Cs, ^{60}Co, ^{54}Mn and ^{85}Sr in various soils as a function of their soil properties: Methods applied and first results. In: Application of distribution coefficients to radiological assessment models. Brüssel: Elsevier.

KERPEN, W. (1989): ^{137}Cs uptake and transfer as a function of the properties of 17 soils. In: GERZABEK, M.H. (Hrsg.): Proceedings of the XIXth ESNA-conference, Vienna, Aug. 29th - Sept. 2nd, 1988. Seibersdorf.

KOLLER, S. (1963): Typisierung korrelativer Zusammenhänge. Metrika **6**, 65-75.

KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1991): Nuclear Safety Research, Radiation Protection Programme, Action 2: Evaluation of data on the transfer of radionuclides in the foodchain. Final report (draft), Brüssel, 318 S.

KRUSKAL, W.H. and WALLIS, W.A. (1952): Use of ranks in one-criterion variance analysis. J. Amer. Statist. Assoc. **47**, 583-621.

KUBIAK, R. (1986): Vergleichende Untersuchungen zur Übertragbarkeit von Ergebnissen an standardisierten Laborversuchen und Agrarökosystemausschnitten auf die reale Feldsituation am Beispiel des Abbau- und Verlagerungsverhaltens der Herbizidwirkstoffe Metamitron und Methabenzthiazuron in einer Parabraunerde. Dissertation Universität Bonn, Berichte der Kernforschungsanlage Jülich Nr. 2055.

KÜHN, W., HANDL, J. and SCHULLER, P. (1984): The influence of soil parameters on $^{137}Cs^{+}$-uptake by plants from long-term fallout on forest clearings and grassland. Health Physics **46**(5), 1083-1093.

LEISING, C. (1986): Eignung und Zuverlässigkeit des "Observed Ratio" Modells für die Beschreibung des Strontium- und Cäsium-Transfers vom Boden in die Pflanze. ISH-Heft 96, Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamts, Neuherberg.

LESER, H. (1978): Landschaftsökologie. 2., verb. Aufl., Stuttgart: Ulmer-Verlag, 433 S.

LESER, H. (1984): Zum Ökologie-, Ökosystem- und Ökotopbegriff. Natur und Landschaft **59**(9), 351-357.

LIESER, K.H. (1980): Einführung in die Kernchemie (Kernchemie in Einzeldarstellungen, Band 1). Weinheim, Deerfield Beach, Basel: Verlag Chemie, XIV + 771 S.

LITZ, N. und TIETZ, B. (1987): Das Verhalten von natürlichen und künstlichen Radionukliden in Böden als Teil von Ökosystemen. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung Nr. 46, 1-84.

LIVENS, F.R. and LOVELAND, P.J. (1988): The influence of soil properties on the environmental mobility of caesium in Cumbria. Soil Use and Management **4**(3), 69-75.

MANN, H.B. and WHITNEY, D.R. (1947): On a test of wether one of two random variables is stochastically larger than the other. Ann. Math. Statist. **18**, 50-60.

MAUBERT, H. and DROUET, P.H. (1991): Chemical speciation of radionuclides. In: KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (Hrsg.): Radiation Protection Programme, Action 2: Evaluation of data on the transfer of radionuclides in the foodchain. Final report (draft), Brüssel.

MEHLICH, A. (1948): Determination of cation- and anion-exchange properties of soils. Soil Sci. **66**, 429-445.

MENGEL, K. and KIRKBY, E.A. (1982): Principles of plant nutrition. 3. überarbeitete Auflage. Worblaufen-Bern: International Potash Institute, 655 S.

MENZEL, R.G. (1954): Competitive uptake by plants of Potassium, Rubidium, Cesium, and Calcium, Strontium, Barium from soils. Soil Sci. **77**, 419-425.

MOISEEV, I.T., TIKHOMIROV F.A. and RERIKH, L.A. (1977): Influence of the varietal characteristics of wheat and peas on the accumulation of cesium-137 and potassium in their harvest. Moscow University Soil Science Bulletin **32**(3), 79-82.

MÜCKENHAUSEN, E. (1975): Die Bodenkunde und ihre geologischen, geomorphologischen, mineralogischen und petrologischen Grundlagen. Frankfurt a.M.: DLG-Verlag, 579 S.

MÜLLER, T. und OBERDORFER, E. (1974): Die potentielle natürliche Vegetation von Baden-Württemberg. Beihefte zu den Veröffentlichungen der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg, Heft 6.

NIELSEN, B. and STRANDBERG, M. (1988): A literature study of the behaviour of Cesium, Strontium, and Plutonium in the soil-plant ecosystem. Part I: Cesium. Risø National Laboratory, DK-4000 Roskilde.

NISHITA, H., ROMNEY, E.M., ALEXANDER, G.V. and LARSON, K.H. (1960): Influence of K and Cs on release of ^{137}Cs from three soils. Soil Sci. **89**, 167-176.

NISHITA, H., TAYLOR, P., ALEXANDER, G.V. and LARSON, K.H. (1962): Influence of stable Cs and K on the reactions of ^{137}Cs and ^{42}K in soils and clay minerals. Soil Sci. **94**, 187-197.

NISHITA, H., ROMNEY, E.M., and LARSON, K.H. (1965): Uptake of radioactive fission products by plants. In: FOWLER, E.B. (Hrsg.): Radioactive fallout, soils, plants, food, man.

NOORDIJK, H., v. BERGEIJK, K.E., FRISSEL, M.J., LEMBRECHTS, J., BELLI, M., SANSONE, U., BILO, M., and STEFFENS, W. (1991): Soil-to-plant transfer in agricultural ecosystems. In: KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (Hrsg.): Radiation Protection Programme, Action 2: Evaluation of data on the transfer of radionuclides in the foodchain. Final report (draft), Brüssel.

NORDSIECK, H. (1988): Auswertung von Gammaspektren. Spezieller Bericht der Kernforschungsanlage Jülich - Nr. 444, V + 111 S.

OCKER, H.-D. und BRÜGGEMANN, J. (1988): Schwermetall- und Radioaktivitätsbelastung von Vollkornmehl-Broten. Ernährungs-Umschau **35**(4), 116-120.

ORLOVIUS, K. und SATTLER, E.L. (1987): Einfluß unterschiedlicher K-Versorgung auf den Gehalt an ^{137}Cs im Grünlandaufwuchs. VDLUFA-Schriftenreihe, Heft 23. Kongreßband 1987. Darmstadt: VDLUFA-Verlag.

RALSTON, M. L. and JENNRICH, R. I. (1979): DUD, a derivative-free algorithm for nonlinear least squares. Technometrics **1**, 7-14.

SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden. 6. Aufl. (1. Aufl. 1968). Berlin, Heidelberg, New York, Tokio: Springer-Verlag, XXIV + 552 S.

SATTERTHWAITE, F.W. (1946): An approximate distribution of estimates of variance components. Biometrics Bulletin **2**, 110-114.

SAWHNEY, B.L. (1966): Kinetics of cesium sorption by clay minerals. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. **30**, 565-569.

SCHACHTSCHABEL, P. (1954): Das pflanzenverfügbare Magnesium des Bodens und seine Bestimmung. Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkunde **67**(1), 9-23.

SCHALLER, G., LEISING, CHR., KRESTEL, R. und WIRTH, E. (1990): Cäsium- und Kalium-Aufnahme durch Pflanzen aus Böden. ISH-Bericht 146/90. Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes, Neuherberg.

SCHEFFER, F. und SCHACHTSCHABEL, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. 11., neu bearb. Auflage, 1. durchges. Nachdruck. Stuttgart: Enke-Verlag, XII + 442 S.

SCHIMMACK, W., BUNZL, K. and BACHHUBER, H. (1987): Variability of the sorption of Cs, Zn, Sr, Co, Cd, Ce, Ru, Tc and I at trace concentrations by a forest soil along a transect. Environment International **13**, 427-436.

SCHLICHTING, E. und BLUME, H.-P. (1966): Bodenkundliches Praktikum: Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler. Hamburg und Berlin: Verlag Paul Parey, 209 S.

SCHOLLMAYER, G. (1990): Untersuchungen zur Nitrat-Mobilität in sandigen Böden im Einzugsbereich der Wasserwerke Bocholt/Westphalen. Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn, Institut für Bodenkunde.

SCHÜLLER, H. (1969): Die CAL-Methode, eine neue Methode zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphates in Böden. Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkunde **123**, 48-63.

SCHULLER, P., HANDL, J. and TRUMPER, R.E. (1988): Dependence of the ^{137}Cs soil-to-plant transfer factors on soil parameters. Health Physics **55**(3), 575-577.

SCHULZ, R.K., OVERSTREET, R. and BARSHAD, I. (1960): On the soil chemistry of ^{137}Cs. Soil Sci. **86**, 16-27.

SHALHEVET, J. (1973): Effect of mineral type and soil moisture content on plant uptake of ^{137}Cs. Radiation Botany **13**, 165-171.

SHAPIRO, S.S. and WILK, M. B. (1965): An analysis of variance test for normality (complete samples). Biometrica **52**, 591-611.

SHAW, G. and BELL, J.N.B. (1989): The kinetics of caesium absorption by roots of winter wheat and the possible consequences for the derivation of soil-to-plant transfer factors for radiocaesium. J. Environ. Radioactivity **10**, 213-231.

SHEPPARD, S.C. and EVENDEN, W.G. (1988): The assumption of linearity in soil and plant concentration ratios: an experimental evaluation. J. Environ. Radioactivity **7**, 221-247.

SIMON, S.L. and IBRAHIM, S.A. (1987): The plant/soil concentration ratio for Calcium, Radium, Lead, and Polonium: Evidence for non-linearity with reference to substrate concentration. J. Environ. Radioactivity **5**, 123-142.

SNEDECOR, G.W. and COCHRAN, W.G. (1967): Statistical methods. 6. Aufl. (1. Aufl. 1937). Ames, Iowa: The Iowa State University Press, XIV + 593 S.

SOEDER, C.J, HEINEMANN, K., RAPHAEL, TH., STEFFENS, W. und ZANDERS, E. (1986): Zur Verwertung radioaktiv belasteten Klärschlamms. Korresp. Abwasser **33**(7), 549-551.

SQUIRE, H.M. and MIDDLETON, L.J. (1966): Behaviour of ^{137}Cs in soils and pastures: A long term experiment. Radiation Botany **6**, 413-423.

STEFFENS, W. (1985): Measurements of the soil-plant transfer after a deposition of radionuclides on soils and plants consequent to an accident in a nuclear plant. Tätigkeitsbericht 1985 im Programm Strahlenschutz der Kommission der europäischen Gemeinschaften.

STEFFENS, W., MITTELSTAEDT, W., EHRLICH, H.G und FÜHR, F. (1981): Ermittlung des Transfers Boden-Bewuchs der Radionuklide ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{60}Co and ^{54}Mn: Ergebnisse aus Lysimeterversuchen unter Freilandbedingungen 1979/80. Gemeinsame Strahlenschutztagung über radiologische Auswirkungen von Kernkraftwerken und anderen kerntechnischen Anlagen auf den Menschen und seine Umwelt, Fachverband für Strahlenschutz e.V. und Société Francaise de Radioprotection, Lausanne, Schweiz, 30.9. - 2.10.1981.

STEFFENS, W., MITTELSTAEDT, W., KLAES, J. and FÜHR, F. (1984): Radionuclide transfer of Sr, Cs, Co, and Mn to plants grown on soils with different physical and chemical properties and from different sites at Eschweiler, Gorleben, Biblis, and Stade, F.R.G. Compacts of the 6th International Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA), 7th - 12th of May 1984, Berlin.

STEFFENS, W., FÜHR, F., MITTELSTAEDT, W., KLAES, J. und FÖRSTEL, H. (1988): Untersuchung des Transfers von ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{60}Co and ^{54}Mn vom Boden in die Pflanze und der wichtigsten, den Transfer beeinflussenden Bodenparameter. Bericht der Kernforschungsanlage Jülich, Nr. 2250, 121 S.

STREIT, U. (1973): Ein mathematisches Modell zur Simulation von Abflußganglinien (am Beispiel von Flüssen des Rechtsrheinischen Schiefergebirges). Giessener Geographische Schriften, Heft 27. 97 S.

TAHIR, M. and STEWART, J.W.B. (1975): Effect of organic matter incorporation into soils on ^{137}Cs uptake by wheat plants. Radiation Botany **15**, 323-328.

TAUBENHEIM, J. (1969): Statistische Auswertung geophysikalischer und meteorologischer Daten. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Partig K.-G., 386 S.

TOUSSAINT, V. (1987): Aufnahme von radioaktivem Cäsium über Blatt und Wurzel und nachfolgende Verteilung unter Berücksichtigung der Cäsium-Gehalte und -Verfügbarkeit im Boden. Diplomarbeit der Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.

ÜBERLA, K. (1968): Faktorenanalyse. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag, XII + 399 S.

UNGER, H.J. (1983): Geologische Karte 1:50000. Erläuterungen zum Blatt Nr. L 7342, Landau a.d. Isar. Bayerisches Geologisches Landesamt: München. 141 S.

WAGNER, R. und JENKINS, E.-B. (1990): Charakterisierung des mit Radionukliden belasteten Klärschlamms. Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten, Reihe C, Nr. 7, 21-29.

WALLACE, A., ROMNEY E.M. and WOOD, R.A. (1982): The role of stable cesium on plant uptake of ^{137}Cs. Soil Sci. **134**, 71-75.

WALLACE, A., ROMNEY E.M., WOOD, R.A. and ALEXANDER, G.V. (1983): Influence of potassium on uptake and distribution of Caesium in bush beans. J. Plant Nutr. **6**(5), 397-403.

WELLER, H. (1981): Boden-Pflanzen-Transferfaktoren für Strontium-90 und Cäsium-137. Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 38, 730-735.

WIECHEN, A. (1972): Ursachen des hohen ^{137}Cs-Gehaltes der Milch von Moorböden. Milchwissenschaft **27**(2), 82-84.

WINTER, M., VÖLKLE, H., NARROG, J., MEYER, P. und KIRCHHOFF, K. (1986): Die Radioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland und in der Schweiz nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl. Fachverband für Strahlenschutz e.V., Karlsruhe.

WIRTH, E., KOEHLER, H. and BURKHARDT, J. (1985): The suitability of transfer coefficients used for stochastic calculations in radioecology. Health Physics **49**(6), 1165-1172.

Anhang A. Tabellenanhang

A.1 Chemische und physikalische Bodenparameter

A.1.1 Böden der Zülpicher Börde und der Inde-Aue (NRW)

Probe	Ton (%)	Fein-schluff (%)	Mittel-schluff (%)	Grob-schluff (%)	Fein-sand (%)	Mittel-sand (%)	Grob-sand (%)	Bo-denart
BLH1	10,4	7,7	21,2	46,3	6,2	5,8	2,4	l'U
BLH2	10,3	8,0	23,2	50,2	3,4	3,3	1,6	l'U
BLH3	10,8	6,0	25,0	50,1	4,0	3,0	1,1	l'U
WSW1	12,2	6,5	20,8	46,3	4,8	6,1	3,3	l'U
WSW2	9,3	7,0	25,3	50,6	3,8	2,8	1,2	l'U
FRH1	8,3	7,0	21,6	49,9	4,9	5,7	2,6	l'U
AEH1	8,9	8,1	21,9	51,0	4,6	4,0	1,5	l'U
INDE1	11,1	15,3	24,9	36,8	5,6	3,7	2,6	l'U
INDE2	8,9	8,0	17,7	42,6	13,2	7,4	2,3	l'U
INDE3	9,3	9,7	16,3	43,2	16,9	4,1	0,5	l'U

Tab. 25. Textur der Böden der Zülpicher Börde und der Inde-Aue (NRW): Korngrößenverteilung im Ap-Horizont der Parabraunerde-Pseudogleye der Zülpicher Börde (BLH1 - AEH1) und der Allochthonen Auenvega (INDE1 - INDE3) der Inde-Aue mit Angabe der Bodenart nach DIN 19682, Blatt 2.

Probe	$N_{ges.}$	Humus	C/N	pH ($CaCl_2$)	P_2O_5	K_2O	Na	Mg	Ca
BLH1	0,95	2,0	12,53	6,1	10,5	17,5	0,95	6,5	115
BLH2	1,20	2,1	10,42	6,1	8,0	18,5	1,00	4,0	111
BLH3	0,95	2,1	13,16	6,3	12,5	16,0	1,22	4,5	135
WSW1	0,85	2,0	13,65	6,5	14,0	28,0	0,85	4,5	113
WSW2	0,80	2,3	17,00	6,8	12,0	14,5	0,97	5,5	111
FRH1	0,90	2,0	13,22	7,1	18,5	32,0	1,65	7,0	108
AEH1	0,80	1,9	13,75	7,2	21,0	25,5	1,50	5,0	126
INDE1	1,95	3,7	11,08	5,7	6,0	22,5	1,12	10,5	166
INDE2	1,65	4,5	16,00	7,0	20,5	14,5	0,90	7,0	193
INDE3	0,95	3,0	18,63	6,6	12,0	14,5	0,53	5,0	119

Tab. 26. Chemische Bodenparameter der Böden der Zülpicher Börde und der Inde-Aue (NRW): Angabe des Stickstoffgehaltes in ‰, des Humusgehaltes in %, und des Gehaltes an pflanzenverfügbaren Nährstoffen in mg/100 g Boden für den Ap-Horizont der untersuchten Böden.

Probe	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	S-Wert	T-Wert	V-Wert
BLH1	0,00	0,65	8,00	0,24	8,89	11,50	77,30
BLH2	0,02	0,57	6,75	0,02	7,37	10,60	69,52
BLH3	0,00	0,55	8,50	0,05	9,10	11,90	76,50
WSW1	0,07	0,85	7,50	0,32	8,75	11,45	76,42
WSW2	0,16	0,48	3,70	0,54	4,88	4,88	100.00
FRH1	0,00	1,00	8,00	0,63	9,63	9,95	96,78
AEH1	0,02	0,85	8,75	0,41	10,04	10,15	98,92
INDE1	0,00	0,85	11,25	0,83	12,93	18,00	71,83
INDE2	0,07	0,55	15,40	1,26	17,29	17,70	87,68
INDE3	0,05	0,45	8,75	0,42	9,67	12,10	79,92

Tab. 27. Austauschbare Kationen der Böden der Zülpicher Börde und der Inde-Aue (NRW): Angabe der nach MEHLICH (1948) austauschbaren Kationen, der Kationenaustauschkapazität (T-Wert) und der rechnerisch ermittelte Gehalt an austauschbaren Basen (S-Wert) in mmol/z/100 g Boden sowie die rechnerisch ermittelte Basensättigung (V-Wert) in Prozent für den Ap-Horizont der untersuchten Böden.

A.1.2 Oberschwäbische Böden

A.1.2.1 Böden der Aue

Probe	Ton (%)	Fein-schluff (%)	Mittel-schluff (%)	Grob-schluff (%)	Fein-sand (%)	Mittel-sand (%)	Grob-sand (%)	Bo-denart
OS21a	8,7	10,6	26,5	37,8	12,9	2,5	1,0	l'U
OS22a	5,8	7,0	13,8	26,1	41,7	4,5	1,1	$\bar{u}$S
OS23	18,4	12,5	18,0	30,2	18,1	2,2	0,6	$\bar{t}$S
OS32	9,2	12,7	23,8	34,3	17,6	2,0	0,4	l'U
OS33	4,2	5,3	15,8	31,6	33,7	8,5	0,9	sU
OS38	18,5	18,7	23,2	24,8	11,1	3,1	0,6	$\bar{t}$U
OS105	24,8	8,3	14,1	25,9	22,3	4,1	0,5	s'L
OS106	17,0	8,1	15,9	28,4	18,8	8,5	3,3	slU
OS107	24,6	7,9	11,3	19,9	22,6	10,6	3,1	s·L
OS113	36,0	12,0	10,7	10,5	9,1	10,9	10,8	t·L
OS114	20,5	10,2	23,0	24,0	14,6	6,8	0,9	uL
OS120	29,5	10,8	21,1	21,9	12,3	3,1	1,3	uL
OS121	20,3	7,3	13,6	30,6	22,1	5,2	0,9	uL
OS122	29,5	9,9	17,5	22,6	15,4	4,0	1,1	t'L
OS123	16,2	6,6	10,8	36,4	21,7	7,1	1,2	slU
OS124	24,2	9,3	14,4	20,5	17,3	9,9	4,4	suL

Tab. 28. Textur der oberschwäbischen Aueböden: Korngrößenverteilung im Ap-Horizont der Allochthonen Kalkvega im Bereich der Iller-Aue mit Angabe der Bodenart nach DIN 19682, Blatt 2. Probenahme 1988 (OS21a - OS38) und 1989 (OS105 - OS124).

Probe	$N_{ges.}$	Humus	C/N	pH ($CaCl_2$)	P_2O_5	K_2O	Na	Mg	Ca
OS21a	2,50	4,5	10,56	7,5	17,5	5,0	1,67	19,0	299
OS22a	1,60	3,3	11,94	7,5	25,5	6,0	0,70	13,0	210
OS23	2,00	3,8	11,00	7,5	36,0	33,0	0,98	15,5	241
OS32	2,85	4,6	9,37	7,5	14,0	10,5	1,10	16,5	284
OS33	2,35	4,2	10,51	7,4	16,0	16,5	0,50	12,5	196
OS38	2,80	4,2	8,71	7,4	23,5	12,0	0,80	20,0	279
OS105	2,30	5,0	12,61	7,6	7,0	7,0	-	-	-
OS106	2,74	5,4	11,42	7,6	10,0	8,0	-	-	-
OS107	1,97	3,9	11,47	7,5	10,0	13,0	-	-	-
OS113	5,15	8,9	10,02	6,9	22,0	9,0	-	-	-
OS114	2,49	4,6	10,72	7,6	6,0	6,0	-	-	-
OS120	3,13	5,3	9,81	7,6	6,0	6,0	-	-	-
OS121	2,12	4,0	10,90	7,7	15,0	6,0	-	-	-
OS122	3,19	5,7	10,38	7,6	8,0	7,0	-	-	-
OS123	1,94	3,7	11,08	7,8	6,0	9,0	-	-	-
OS124	3,47	6,2	10,37	7,5	13,0	10,0	-	-	-

Tab. 29. Chemische Bodenparameter der oberschwäbischen Aueböden: Angabe des Stickstoffgehaltes in ‰, des Humusgehaltes in % und des Gehaltes an pflanzenverfügbaren Nährstoffen in mg/100 g Boden für den Ap-Horizont oberschwäbischer Aueböden. Probenahme 1988 (OS21a - OS38) und 1989 (OS105 - OS124).

Probe	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	S-Wert	T-Wert	V-Wert
OS21a	0,09	0,17	21,4	2,54	24,20	24,90	97,19
OS22a	0,04	0,24	13,3	1,37	14,96	14,96	100,00
OS23	0,10	1,15	17,0	1,95	20,20	20,20	100,00
OS32	0,01	0,43	21,7	2,31	24,45	24,45	100,00
OS33	0,01	0,60	15,1	1,38	17,07	17,07	100,00
OS38	0,01	0,38	20,3	2,76	23,43	23,80	98,45
OS105	0,01	0,23	18,2	2,06	20,49	20,49	100,00
OS106	<0,01	0,23	17,9	1,42	19,56	19,56	100,00
OS107	<0,01	0,77	14,8	3,60	19,19	19,19	100,00
OS113	0,03	0,44	27,8	5,51	33,82	33,82	100,00
OS114	<0,01	0,12	17,1	1,89	19,19	19,19	100,00
OS120	0,03	0,19	20,3	2,49	23,01	23,01	100,00
OS121	<0,01	0,17	16,0	1,71	17,84	17,84	100,00
OS122	0,05	0,28	22,3	2,78	23,01	23,01	100,00
OS123	<0,01	0,33	13,7	1,13	15,19	15,19	100,00
OS124	<0,01	0,66	18,8	4,20	23,66	23,66	100,00

Tab. 30. Austauschbare Kationen der oberschwäbischen Aueböden: Angabe der nach MEHLICH (1948) austauschbaren Kationen, der Kationenaustauschkapazität (T-Wert) und der rechnerisch ermittelte Gehalt an austauschbaren Basen (S-Wert) in mmol/z/100 g Boden sowie die rechnerisch ermittelte Basensättigung (V-Wert) in Prozent für den Ap-Horizont oberschwäbischer Aueböden. Probenahme 1988 (OS21a - OS38) und 1989 (OS105 - OS124).

A.1.2.2 Böden der Niederterrasse

Probe	Ton (%)	Fein-schluff (%)	Mittel-schluff (%)	Grob-schluff (%)	Fein-sand (%)	Mittel-sand (%)	Grob-sand (%)	Bo-denart
OS7a	18,4	10,7	9,4	16,5	25,0	15,9	4,1	s·L
OS12	16,5	14,3	15,0	19,7	16,8	10,6	7,1	s'L
OS13	15,6	17,2	14,4	17,2	13,2	11,8	10,6	s'L
OS16	16,0	15,0	14,7	16,6	14,2	12,5	11,0	s'L
OS18	15,2	15,1	13,3	14,6	16,9	14,2	10,7	s'L
OS27	16,4	13,2	13,2	15,3	16,0	15,2	10,7	s'L
OS28	10,2	11,6	16,6	18,1	15,6	14,5	13,4	ulS
OS29	13,9	13,7	12,5	15,7	18,3	17,1	8,8	ulS
OS30	13,1	16,0	17,7	16,7	14,3	11,9	10,3	ulS
OS31	13,4	16,5	14,5	16,6	16,8	14,2	8,0	ulS
OS100	21,1	10,5	12,0	12,3	17,0	17,9	9,2	s·L
OS101	20,3	9,2	13,5	17,4	13,6	17,0	9,0	s·L
OS102	22,2	8,8	12,1	15,9	14,8	15,8	10,4	s·L
OS103	23,5	10,1	12,3	13,6	14,5	15,2	10,8	s·L
OS104	25,3	10,8	11,9	12,5	11,4	13,1	15,0	s·L
OS115	24,6	9,2	11,4	15,2	14,6	14,4	10,6	s·L
OS116	25,9	9,2	6,3	21,1	11,4	13,6	12,5	t'L
OS117	20,3	9,6	11,7	15,9	15,6	15,3	11,6	s·L
OS118	23,2	9,3	11,7	15,5	14,8	14,9	10,6	s·L
OS119	22,8	8,9	10,2	19,0	15,9	12,2	11,0	s·L

Tab. 31. Textur der oberschwäbischen Böden der Niederterrasse: Korngrößenverteilung im Ap-Horizont der Braunerde im Bereich der Iller-Niederterrasse mit Angabe der Bodenart nach DIN 19682, Blatt 2. Probenahme 1988 (OS7a - OS31) und 1989 (OS100 - OS119).

Probe	$N_{ges.}$	Humus	C/N	pH ($CaCl_2$)	P_2O_5	K_2O	Na	Mg	Ca
OS7a	1,25	2,5	11,60	5,5	23,5	38,5	0,77	11,0	157
OS12	1,20	2,4	11,58	5,0	17,0	36,5	0,60	10,0	113
OS13	1,35	2,4	10,30	5,5	9,5	23,0	0,70	12,0	149
OS16	1,90	3,8	11,58	6,5	27,0	50,5	0,72	20,0	176
OS18	1,60	3,4	12,13	6,3	26,0	41,0	0,77	17,0	174
OS27	1,65	3,3	11,58	5,1	15,0	11,0	0,90	11,5	170
OS28	1,90	3,4	10,37	5,3	6,5	15,5	0,82	13,5	126
OS29	1,40	2,7	11,00	5,2	25,0	38,0	0,52	10,5	121
OS30	2,15	4,1	11,07	6,0	28,5	27,0	1,15	19,5	170
OS31	1,75	3,1	10,46	5,7	8,5	11,0	0,80	16,5	177
OS100	1,64	3,2	11,34	5,0	7,0	11,0	-	-	-
OS101	1,20	3,1	15,00	5,1	8,0	15,0	-	-	-
OS102	1,42	2,6	10,63	5,1	8,0	10,0	-	-	-
OS103	1,88	3,0	9,15	4,6	6,0	15,0	-	-	-
OS104	1,99	4,5	13,12	5,8	9,0	20,0	-	-	-
OS115	1,90	3,5	10,68	5,5	8,0	16,0	-	-	-
OS116	1,78	3,5	11,40	5,4	3,0	12,0	-	-	-
OS117	2,18	3,8	10,09	6,1	13,0	11,0	-	-	-
OS118	1,73	3,4	11,39	5,7	10,0	9,0	-	-	-
OS119	1,47	3,1	12,24	5,4	6,0	9,0	-	-	-

Tab. 32. Chemische Bodenparameter der Böden der oberschwäbischen Niederterrasse: Angabe des Stickstoffgehaltes in ‰, des Humusgehaltes in % und des Gehaltes an pflanzenverfügbaren Nährstoffen in mg/100 g Boden, Probenahme 1988 (OS7a - OS31) und 1989 (OS100 - OS119).

Probe	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	S-Wert	T-Wert	V-Wert
OS7a	0,01	1,32	10,55	1,41	13,29	24,05	55,26
OS12	0,14	1,06	4,00	0,97	6,17	6,17	100,00
OS13	0,01	0,73	9,05	1,23	11,02	18,80	58,62
OS16	0,03	1,24	12,95	2,47	16,69	17,20	97,03
OS18	0,05	1,45	12,60	1,86	15,96	17,60	90,68
OS27	<0,01	0,35	10,00	1,13	11,48	31,10	36,93
OS28	0,01	0,45	7,90	1,46	9,81	15,70	62,98
OS29	0,01	1,15	6,90	0,91	8,97	14,80	60,61
OS30	0,01	0,92	12,15	2,15	15,24	18,35	83,05
OS31	0,01	0,42	11,50	1,60	13,54	16,95	79,88
OS100	<0,01	0,47	9,38	1,30	11,15	14,25	78,25
OS101	0,12	0,91	8,50	0,93	10,46	12,95	80,77
OS102	<0,01	0,57	9,18	0,95	10,70	13,27	80,63
OS103	<0,01	0,83	7,88	0,97	9,68	14,25	67,93
OS104	<0,01	0,97	12,54	1,97	15,48	16,58	93,37
OS115	<0,01	0,58	12,62	1,50	14,70	15,84	92,80
OS116	0,01	0,59	12,75	1,67	15,01	15,37	97,66
OS117	0,02	0,54	12,69	2,08	15,33	15,33	100,00
OS118	0,01	0,52	12,65	1,03	14,21	14,21	100,00
OS119	<0,01	0,47	12,49	1,25	14,21	14,86	95,63

Tab. 33. Austauschbare Kationen der Böden der oberschwäbischen Niederterrasse: Angabe der nach MEHLICH (1948) austauschbaren Kationen, der Kationenaustauschkapazität (T-Wert) und der rechnerisch ermittelte Gehalt an austauschbaren Basen (S-Wert) in mmol/z/100 g Boden sowie die rechnerisch ermittelte Basensättigung (V-Wert) in Prozent, Probenahme 1988 (OS7a - OS31) und 1989 (OS100 - OS119).

A.1.2.3 Böden des Moränenhügellandes

Probe	Ton (%)	Feinschluff (%)	Mittelschluff (%)	Grobschluff (%)	Feinsand (%)	Mittelsand (%)	Grobsand (%)	Bodenart
OS4a	11,7	14,0	20,2	27,1	11,3	8,2	7,5	sIU
OS4b	10,5	12,3	21,6	31,4	11,2	6,7	6,3	sIU
OS24	8,5	7,9	22,6	33,2	13,5	8,1	6,2	sIU
OS25	11,7	12,4	19,7	21,9	13,5	12,4	8,4	sIU
OS26	11,3	9,5	21,3	28,3	13,3	10,2	6,1	sIU
OS34	10,2	15,6	20,5	20,1	11,5	12,8	9,3	sIU
OS35	6,8	13,1	24,8	31,4	11,7	7,0	5,1	sU
OS36	11,0	15,3	24,5	26,1	9,7	7,9	5,5	l'U
OS37	11,2	16,9	23,1	25,1	10,5	8,4	4,8	l'U
OS108	24,3	10,9	19,9	27,1	6,3	5,8	5,7	$\bar{t}$U
OS109	22,7	10,0	17,6	21,6	9,3	10,6	8,2	s'L
OS110	21,0	9,8	15,4	18,4	11,2	12,2	12,0	s'L
OS111	21,3	9,2	17,5	22,1	10,7	9,3	9,9	s'L
OS112	22,0	10,7	16,2	21,2	10,2	10,9	8,8	s'L
OS125	23,6	10,9	16,1	18,4	10,9	12,3	7,8	s'L
OS126	24,5	9,3	17,3	19,7	9,9	11,7	7,6	s'L
OS127	23,4	7,8	16,9	21,6	10,7	10,3	9,3	s'L
OS128	19,3	8,8	13,8	20,9	13,3	13,4	10,5	s'L
OS129	23,5	9,0	18,4	24,7	9,7	8,5	6,2	uL

Tab. 34. Textur der oberschwäbischen Böden des Moränenhügellandes: Korngrößenverteilung im Ap-Horizont der Böden des Moränenhügellandes mit Angabe der Bodenart nach DIN 19682, Blatt 2. Probenahme 1988 (OS4a - OS37) und 1989 (OS108 - OS129).

Probe	$N_{ges.}$	Humus	C/N	pH ($CaCl_2$)	P_2O_5	K_2O	Na	Mg	Ca
OS4a	1,70	3,4	11,59	5,6	18,0	38,5	0,67	7,0	114
OS4b	1,65	3,5	12,30	6,1	20,5	37,5	0,80	7,0	137
OS24	2,55	5,5	12,63	5,9	8,0	7,5	4,62	12,0	166
OS25	1,95	4,0	12,05	5,7	6,0	5,5	6,02	12,0	175
OS26	2,00	3,7	10,90	5,3	6,5	6,0	5,07	12,0	159
OS34	1,65	3,7	13,21	6,1	14,5	32,5	0,93	8,0	136
OS35	1,95	3,8	11,44	6,0	26,0	28,0	1,00	8,0	162
OS36	1,80	3,4	10,94	5,3	24,0	56,0	0,50	7,5	118
OS37	1,85	3,4	10,81	6,3	10,0	24,0	0,90	9,5	178
OS108	2,78	5,9	12,30	5,2	6,0	4,0	-	-	-
OS109	1,71	3,2	10,88	4,8	4,0	6,0	-	-	-
OS110	1,78	3,7	12,08	4,7	8,0	18,0	-	-	-
OS111	1,67	3,1	10,78	5,5	8,0	18,0	-	-	-
OS112	2,35	4,6	11,36	4,8	6,0	6,0	-	-	-
OS125	1,95	4,2	12,51	5,5	4,0	16,0	-	-	-
OS126	2,20	4,9	12,91	5,8	4,0	23,0	-	-	-
OS127	1,99	4,6	13,42	6,0	8,0	20,0	-	-	-
OS128	2,13	4,0	10,80	5,0	13,0	18,0	-	-	-
OS129	1,97	4,1	12,08	5,0	10,0	35,0	-	-	-

Tab. 35. Chemische Bodenparameter der Böden der Moränenhügellandes: Angabe des Stickstoffgehaltes in ‰, des Humusgehaltes in % und des Gehaltes an pflanzenverfügbaren Nährstoffen in mg/100 g Boden im Ap-Horizont der Böden des Moränenhügellandes. Probenahme 1988 (OS4a - OS37) und 1989 (OS108 - OS129).

Probe	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	S-Wert	T-Wert	V-Wert
OS4a	0,00	1,10	7,00	0,45	8,55	13,60	62,90
OS4b	0,02	1,07	9,70	0,09	11,49	14,80	77,64
OS24	0,10	0,10	11,70	1,21	13,11	17,80	73,65
OS25	0,20	0,13	11,20	1,26	12,79	23,20	55,13
OS26	0,15	0,15	9,65	1,13	11,08	23,60	46,95
OS34	0,07	0,88	5,80	0,55	7,30	7,30	100,00
OS35	0,15	0,83	6,60	0,74	8,30	8,30	100,00
OS36	0,01	1,62	6,85	0,53	9,01	15,90	56,67
OS37	0,01	0,70	12,70	0,62	14,03	16,15	86,87
OS108	<0,01	0,09	16,06	0,76	16,91	16,91	100,00
OS109	<0,01	0,27	9,64	0,68	10,59	13,51	78,39
OS110	<0,01	0,91	7,37	0,82	9,10	12,71	71,60
OS111	<0,01	0,90	10,98	0,82	12,70	13,51	94,00
OS112	0,09	0,15	10,23	0,56	11,03	14,11	78,17
OS125	<0,01	0,85	11,02	0,68	12,55	12,71	98,74
OS126	<0,01	1,06	13,86	1,01	15,93	15,93	100,00
OS127	0,02	0,88	13,72	0,80	15,42	15,42	100,00
OS128	<0,01	0,51	10,40	0,58	11,49	13,65	84,18
OS129	<0,01	1,71	10,22	0,88	12,81	15,14	84,61

Tab. 36. Austauschbare Kationen der Böden des oberschwäbischen Moränenhügellandes: Angabe der nach MEHLICH (1948) austauschbaren Kationen, der Kationenaustauschkapazität (T-Wert) und der rechnerisch ermittelte Gehalt an austauschbaren Basen (S-Wert) in mmol/z/100 g Boden sowie die rechnerisch ermittelte Basensättigung (V-Wert) in Prozent für den Ap-Horizont der Böden des oberschwäbischen Moränenhügellandes, Probenahme 1988 (OS4a - OS37) und 1989 (OS108 - OS129).

A.2 Statistische Maßzahlen

	Erntejahr 1988						
Parameter	$\bar{x}$	$\tilde{x}$	σ	*Skew*	*Norm*	*MIN*	*MAX*
pH ($CaCl_2$)	6,1	6,0	0,80	0,71	-	5,0	7,5
Ton	12,5	11,7	3,81	-0,11	+	4,2	18,5
Feinschluff	13,3	13,5	3,08	-0,71	+	5,3	18,7
Mittelschluff	18,6	18,9	4,65	-0,11	+	9,4	26,5
Grobschluff	23,8	23,4	7,19	0,33	-	14,6	37,8
Feinsand	15,3	13,9	5,19	2,27	-	9,7	33,7
Mittelsand	9,9	10,4	4,47	-0,37	+	2,0	17,1
Grobsand	6,5	6,6	3,81	-0,28	+	0,4	13,4
$N_{ges.}$	0,19	0,19	0,04	0,58	+	0,12	0,28
Humus	3,6	3,6	0,74	0,35	+	2,4	5,5
C/N	11,1	11,0	0,99	-0,33	+	8,7	13,2
Na^+(Mehl.)	0,05	0,01	0,06	1,19	-	0	0,20
K^+(Mehl.)	0,77	0,78	0,45	0,09	+	0,10	1,60
Ca^{++}(Mehl.)	11,4	10,9	4,81	0,83	+	4,0	21,7
Mg^{++}(Mehl.)	1,39	1,25	0,69	0,52	+	0,4	2,7
S-Wert	13,6	12,9	5,23	0,83	+	6,2	24,4
T-Wert	18,0	17,4	5,89	-0,08	+	6,2	31,1
V-Wert	78,3	81,5	20,45	-0,41	-	36,9	100,0
P_2O_5 (CAL)	17,8	17,0	8,27	0,24	+	6,0	36,0
K_2O (CAL)	25,2	25,5	15,05	0,27	+	5,0	56,0
	Erntejahr 1989						
Parameter	$\bar{x}$	$\tilde{x}$	σ	*Skew*	*Norm*	*MIN*	*MAX*
pH ($CaCl_2$)	6,0	5,6	1,14	0,49	-	4,6	7,8
Ton	23,2	23,3	3,79	1,23	-	16,2	36,0
Feinschluff	9,4	9,3	1,19	-0,22	+	6,6	12,0
Mittelschluff	14,5	14,0	3,64	0,28	+	6,3	23,0
Grobschluff	20,5	20,7	5,65	0,66	+	10,5	36,4
Feinsand	14,1	14,1	4,28	0,58	+	6,3	22,6
Mittelsand	10,8	10,9	3,99	-0,27	+	3,1	17,9
Grobsand	7,5	8,9	4,20	-0,43	-	0,5	15,0
$N_{ges.}$	0,22	0,20	0,77	2,21	-	0,12	0,51
Humus	4,3	4,0	1,28	1,73	-	2,6	8,9
C/N	11,4	11,4	1,23	0,80	+	9,1	15,0
Na^+(Mehl.)	0,04	0,03	0,04	1,51	-	0	0,12
K^+(Mehl.)	0,57	0,53	0,36	1,01	-	0,09	1,71
Ca^{++}(Mehl.)	13,7	12,7	4,62	1,16	-	7,4	27,8
Mg^{++}(Mehl.)	1,60	1,19	1,15	1,96	-	0,5	5,5
S-Wert	15,8	15,1	5,31	1,47	-	9,1	33,8
T-Wert	16,8	15,4	4,49	2,17	-	12,7	33,8
V-Wert	92,6	99,4	10,14	-1,09	-	67,9	100,0
P_2O_5 (CAL)	8,4	8,0	3,87	1,65	-	3,0	22,0
K_2O (CAL)	12,4	10,5	6,66	1,45	-	4,0	35,0

Tab. 37. Statistische Maßzahlen der Verteilung der Bodenparameter: Arithmetisches Mittel $\bar{x}$, Median $\tilde{x}$, Standardabweichung σ, Schiefe *Skew*, Minimum *MIN* und Maximum *MAX* kennzeichnen die Verteilung der chemischen und physikalischen Bodenparameter, *Norm* = '+' kennzeichnet eine Normalverteilung (α = 5 %).

A.3 Radiokalium in Böden und Pflanzen

A.3.1 Radiokalium in Bodenproben

Probe	^{40}K (Bq/kg)	K_{ges} (g/kg)
BLH1	530,01	16,98
BLH2	545,38	17,48
BLH3	569,91	18,26
WSW1	558,36	17,89
WSW2	552,12	17,69
FRH1	546,88	17,52
AEH1	570,76	18,29
INDE1	558,57	17,90
INDE2	513,63	16,46
INDE3	529,60	16,97

Tab. 38. Radiokalium in nordrhein-westfälischen Bodenproben: ^{40}K und der daraus berechnete Gesamt-Kaliumgehalt nordrhein-westfälischer Bodenproben (Feinboden aus 0-20 cm Tiefe).

Probe	Probenahmejahr	^{40}K (Bq/kg)	K_{ges} (g/kg)
OS4a	1988	417,94	13,39
OS4b	1988	444,70	14,25
OS7a	1988	576,97	18,49
OS12	1988	419,87	13,45
OS13	1988	393,32	12,60
OS16	1988	416,14	13,33
OS18	1988	373,17	11,96
OS21a	1988	386,05	12,37
OS22a	1988	441,43	14,14
OS23	1988	453,81	15,54
OS24	1988	325,93	10,44
OS25	1988	333,47	10,69
OS26	1988	406,46	13,02
OS27	1988	381,35	12,22
OS28	1988	354,86	11,37
OS29	1988	402,50	12,90
OS30	1988	352,59	11,30
OS31	1988	450,41	14,43
OS32	1988	445,69	14,28
OS33	1988	374,15	11,99
OS34	1988	327,53	10,50
OS35	1988	440,16	14,10
OS36	1988	395,22	12,66
OS37	1988	361,22	11,57
OS38	1988	452,05	14,49
OS100	1989	360,84	11,56
OS101	1989	427,20	13,69
OS102	1989	342,05	10,96
OS103	1989	378,30	12,12
OS104	1989	364,65	11,68
OS105	1989	407,40	13,05
OS106	1989	345,74	11,08
OS107	1989	484,55	15,53
OS108	1989	324,68	10,40
OS109	1989	372,14	11,92
OS110	1989	381,60	12,23
OS111	1989	445,92	14,29
OS112	1989	332,75	10,66
OS113	1989	460,35	14,75
OS114	1989	371,74	11,91
OS115	1989	380,15	12,18
OS116	1989	366,96	11,76
OS117	1989	357,52	11,46
OS118	1989	339,97	10,89
OS119	1989	419,61	13,45
OS120	1989	408,81	13,10
OS121	1989	391,56	12,55
OS122	1989	412,27	13,21
OS123	1989	351,98	11,28
OS124	1989	438,59	14,05
OS125	1989	312,20	10,00
OS126	1989	367,77	11,78
OS127	1989	376,24	12,06
OS128	1989	316,18	10,13
OS129	1989	398,10	12,76

Tab. 39. Radiokalium in oberschwäbischen Bodenproben: ^{40}K und der daraus berechnete Gesamt-Kaliumgehalt oberschwäbischer Bodenproben (Feinboden aus 0-20 cm Tiefe).

A.3.2 Radiokalium in Getreideproben

Probe	W = Weizen G = Gerste	Korn	
		^{40}K (Bq/kg)	K (g/kg)
BLH1	G	128,92	4,13
BLH2	G	149,27	4,78
BLH3	W	127,96	4,10
WSW1	G	156,75	5,02
WSW2	W	121,34	3,89
FRH1	W	114,26	3,66
AEH1	W	128,83	4,13
INDE1	W	138,22	4,43
INDE2	W	119,80	3,84
INDE3	W	130,87	4,19

Tab. 40. Radiokalium in nordrhein-westfälischem Getreidekorn: ^{40}K und der daraus berechnete Gesamt-Kaliumgehalt nordrhein-westfälischer Gerste- und Weizenproben.

Probe	W = Weizen G = Gerste	Korn		Stroh	
		^{40}K (Bq/kg)	K (g/kg)	^{40}K (Bq/kg)	K (g/kg)
OS4a	G	153,04	4,90	569,33	18,24
OS4b	G	153,06	4,90	625,49	20,04
OS7a	G	145,27	4,67	608,80	19,51
OS12	G	144,73	4,64	566,17	18,14
OS13	G	138,10	4,43	580,54	18,60
OS16	G	159,04	5,10	739,52	23,70
OS18	G	144,94	4,64	613,46	19,66
OS21a	G	160,18	5,13	334,96	10,73
OS22a	W	207,85	6,66	n.b.	n.b.
OS23	G	137,22	4,40	396,95	12,72
OS24	G	128,67	4,12	410,37	13,15
OS25	G	135,92	4,36	506,72	16,24
OS26	G	140,20	4,49	411,31	13,18
OS27	G	137,30	4,40	417,89	13,39
OS28	W	124,14	3,98	205,21	6,58
OS29	W	127,09	4,07	390,90	12,53
OS30	W	120,26	3,85	310,83	9,96
OS31	W	139,33	4,46	279,18	8,95
OS32	W	126,25	4,05	264,67	8,48
OS33	W	132,93	4,26	271,40	8,70
OS34	W	131,36	4,21	343,58	11,01
OS35	W	129,23	4,14	321,62	10,31
OS36	W	134,99	4,33	293,89	9,42
OS37	W	118,48	3,80	486,55	15,59
OS38	W	110,51	3,54	394,38	12,64

Tab. 41. Radiokalium in oberschwäbischen Getreidepflanzen (1988): ^{40}K und der daraus berechnete Gesamt-Kaliumgehalt in Korn und Stroh oberschwäbischer Gerste- und Weizenpflanzen der Ernte 1988 (n.b. = nicht bestimmt).

Probe	W = Weizen G = Gerste	Korn		Stroh	
		^{40}K (Bq/kg)	K (g/kg)	^{40}K (Bq/kg)	K (g/kg)
OS100	G	128,44	4,12	543,37	17,41
OS101	G	124,26	3,98	544,30	17,44
OS102	G	111,99	3,59	524,93	16,82
OS103	G	143,59	4,60	586,47	18,79
OS104	G	118.66	3,80	479,26	15,36
OS105	G	124,65	3,99	467,88	14,99
OS106	G	120,28	3,85	458,83	14,70
OS107	G	126,44	4,05	324,86	10,41
OS108	G	126,84	4,06	216,70	6,94
OS109	G	134,76	4,32	335,75	10,76
OS110	G	110,32	3,53	492,02	15,77
OS111	G	122,98	3,94	383,14	12,28
OS112	G	128,50	4,12	335,83	10,76
OS113	G	128,67	4,12	353,27	11,32
OS114	G	131,87	4,23	529,92	16,98
OS115	W	127,58	4,09	227,95	7,30
OS116	W	127,63	4,09	334,52	10,72
OS117	W	139,73	4,48	520,95	16,69
OS118	W	130,00	4,17	465,57	14,92
OS119	W	137,26	4,40	564,12	18,08
OS120	W	141,91	4,55	491,31	15,74
OS121	W	136,89	4,39	455,04	14,58
OS122	W	122,31	3,92	393,31	12,60
OS123	W	135,83	4,35	664,84	21,30
OS124	W	122,40	3,92	384,95	12,33
OS125	W	137,82	4,42	363,34	11,64
OS126	W	133,82	4,29	354,14	11,35
OS127	W	130,87	4,19	536,35	17,19
OS128	W	139,54	4,47	382,15	12,25
OS129	W	140,60	4,51	329,75	10,57

Tab. 42. Radiokalium in oberschwäbischen Getreidepflanzen (1989): ^{40}K und der daraus berechnete Gesamt-Kaliumgehalt in Korn und Stroh oberschwäbischer Gerste- und Weizenpflanzen der Ernte 1989.

A.3.3 Radiokalium in Boden und Pflanzen des Lysimeterversuchs

	I		II		III	
	^{40}K (Bq/kg)	K (g/kg)	^{40}K (Bq/kg)	K (g/kg)	^{40}K (Bq/kg)	K (g/kg)
K I	356,45	11,42	354,82	11,37	386,48	12,38
K II	360,20	11,54	345,76	11,08	357,75	11,46
KS I	372,61	11,94	373,63	11,97	373,79	11,98
KS II	351,97	11,28	348,88	11,18	354,11	11,35

Tab. 43. Radiokalium im Boden des Lysimeterversuchs: ^{40}K in Bq/kg Trockenboden und die daraus ermittelten Gehalte an Gesamtkalium in g/kg in 0-20 cm Tiefe im Boden der ackerbaulich genutzten Lysimeter zu unterschiedlichen Probenahmeterminen. I: vor Aufbringung des Klärschlamms, II: unmittelbar nach Aufbringung des Klärschlamms, III: zum Abschluß des Versuches.

		^{40}K (Bq/kg)	K (g/kg)			^{40}K (Bq/kg)	K (g/kg)
Weizen (Korn)	K I	302	9,68	Kartoffel (Knolle)	K I	876	28,07
	KS I	287	9,20		KS I	834	26,72
	K II	299	9,58		K II	792	25,38
	KS II	265	8,49		KS II	779	24,96
Weizen (Stroh)	K I	650	20,83	Gras 1. Schnitt 1989	K I	1532	49,09
	KS I	638	20,44		KS I	1360	43,58
	K II	577	18,49		K II	1321	42,33
	KS II	545	17,46		KS II	1280	41,01
Weizen (Spreu)	K I	622	19,93	Gras 2. Schnitt 1989	K I	272	8,72
	KS I	563	18,04		KS I	-	-
	K II	491	15,73		K II	754	24,16
	KS II	578	18,52		KS II	953	30,54
Salat 1989	K I	-	-	Gras 3. Schnitt 1989	K I	805	25,79
	KS I	2343	75,07		KS I	951	30,47
	K II	2107	67,51		K II	799	25,60
	KS II	1333	42,71		KS II	763	24,45
Salat 1990	K I	2790	89,40	Gras 1. Schnitt 1990	K I	635	20,35
	KS I	2398	76,84		KS I	783	25,09
	K II	2284	73,18		K II	641	20,54
	KS II	1709	54,76		KS II	706	22,62

Tab. 44. Radiokalium in Pflanzen des Lysimeterversuchs: ^{40}K in Bq/kg Trockenmasse in Pflanzen der Ackerlysimeter und Gras der Lysimeter in Wiesennutzung sowie die daraus berechneten Gehalte an Gesamtkalium.

A.4 Radiocäsium im Boden der Kontrollysimeter (Wiesennutzung)

	Lysimeter K I (Kontrolle)		Lysimeter K II (Kontrolle)	
Tiefe (cm)	^{137}Cs (Bq/kg)	^{134}Cs (Bq/kg)	^{137}Cs (Bq/kg)	^{134}Cs (Bq/kg)
0-5	22,14	5,85	23,60	5,55
5-10	5,22	0,56	6,77	0,83
10-20	0,67	n.d.	3,61	n.d.
20-30	n.d.	n.d.	0,28	n.d.

Tab. 45. Radiocäsium im Boden der Kontrollysimeter (Wiesennutzung): ^{134}Cs und ^{137}Cs in den Kontrollysimetern in Wiesennutzung in den untersuchten Einzeltiefen (n.d. = nicht zu detektieren).

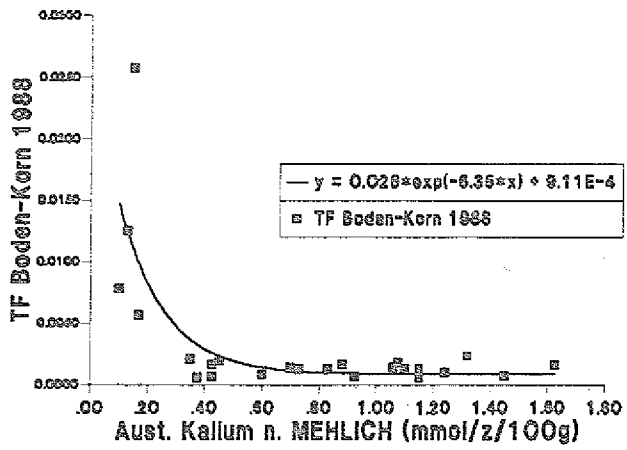


Abb. 17. Nicht-lineare Regression der TF Boden-Korn 1988 - Kaliumgehalt: Beschreibung der Abhängigkeit der TF Boden-Korn 1988 vom austauschbaren Kaliumgehalt des Bodens in Form einer Exponentialfunktion

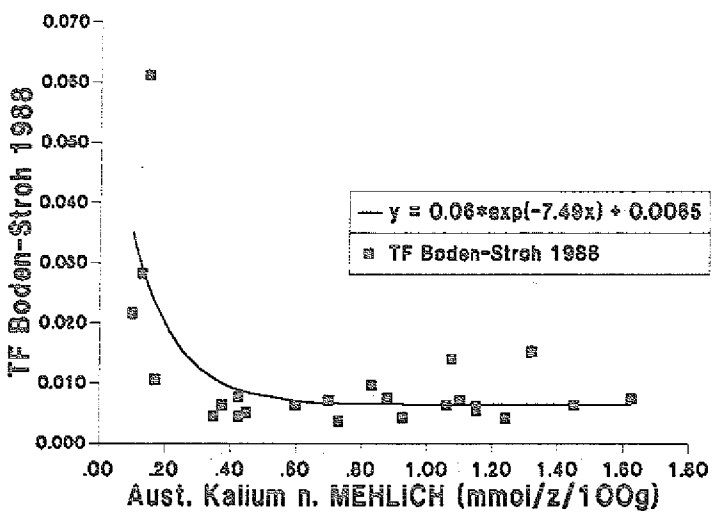


Abb. 18. Nicht-lineare Regression der TF Boden-Stroh 1988 - Kaliumgehalt: Beschreibung der Abhängigkeit der TF Boden-Stroh 1988 vom austauschbaren Kaliumgehalt des Bodens in Form einer Exponentialfunktion

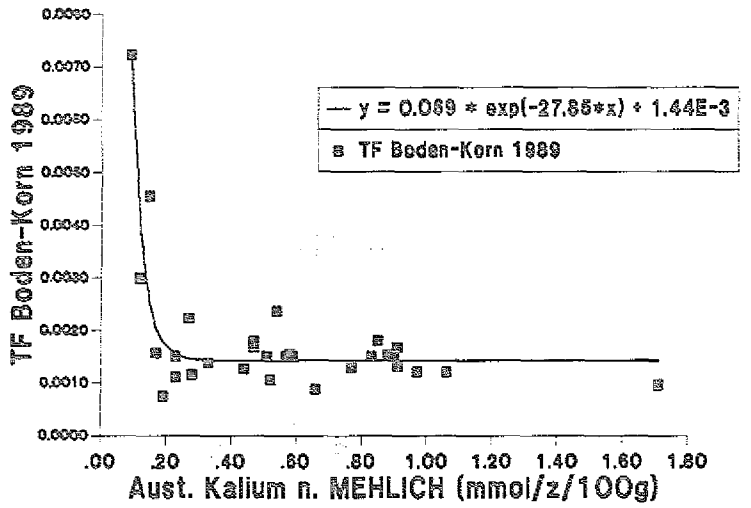


Abb. 19. Nicht-lineare Regression der TF Boden-Korn 1989 - Kaliumgehalt: Beschreibung der Abhängigkeit der TF Boden-Korn 1989 vom austauschbaren Kaliumgehalt des Bodens in Form einer Exponentialfunktion

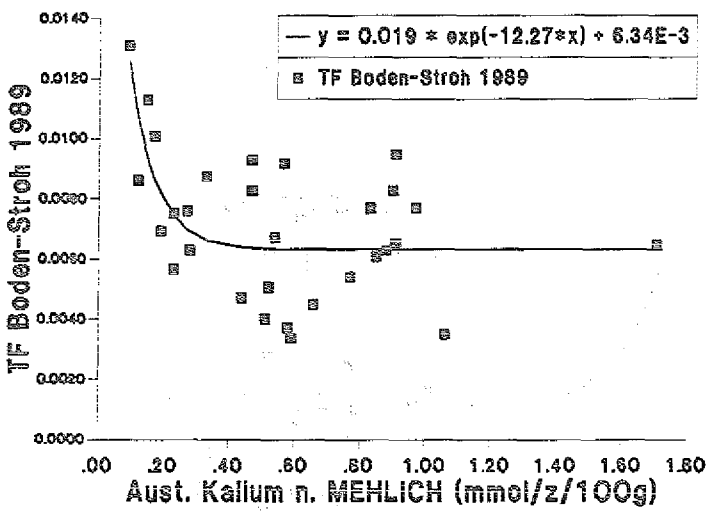


Abb. 20. Nicht-lineare Regression der TF Boden-Stroh 1989 - Kaliumgehalt: Beschreibung der Abhängigkeit der TF Boden-Stroh 1989 vom austauschbaren Kaliumgehalt des Bodens in Form einer Exponentialfunktion

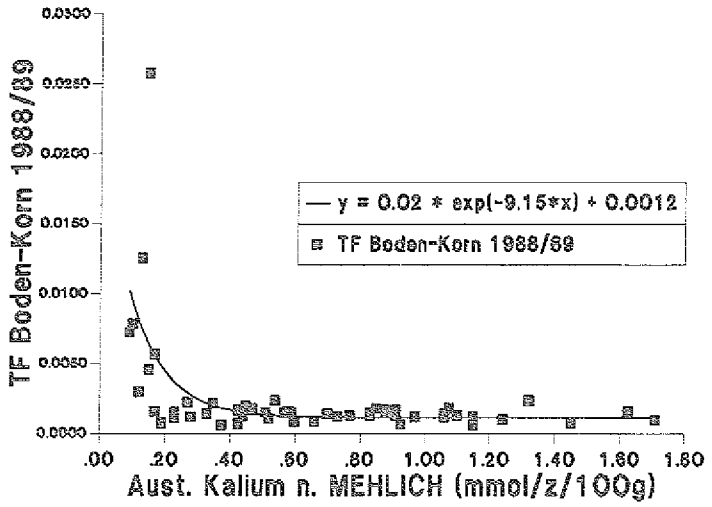


Abb. 21. Nicht-lineare Regression der TF Boden-Korn 1988/89 - Kaliumgehalt: Beschreibung der Abhängigkeit der TF Boden-Korn beider Erntejahre vom austauschbaren Kaliumgehalt des Bodens in Form einer Exponentialfunktion

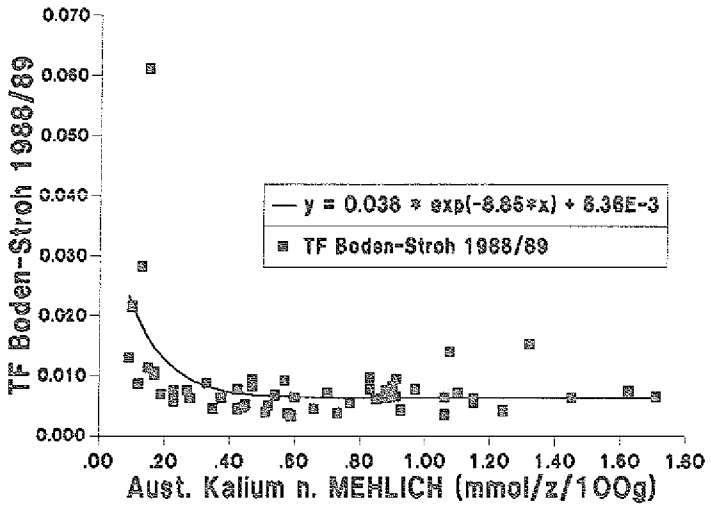


Abb. 22. Nicht-lineare Regression der TF Boden-Stroh 1988/89 - Kaliumgehalt: Beschreibung der Abhängigkeit der TF Boden-Stroh beider Erntejahre vom austauschbaren Kaliumgehalt des Bodens in Form einer Exponentialfunktion

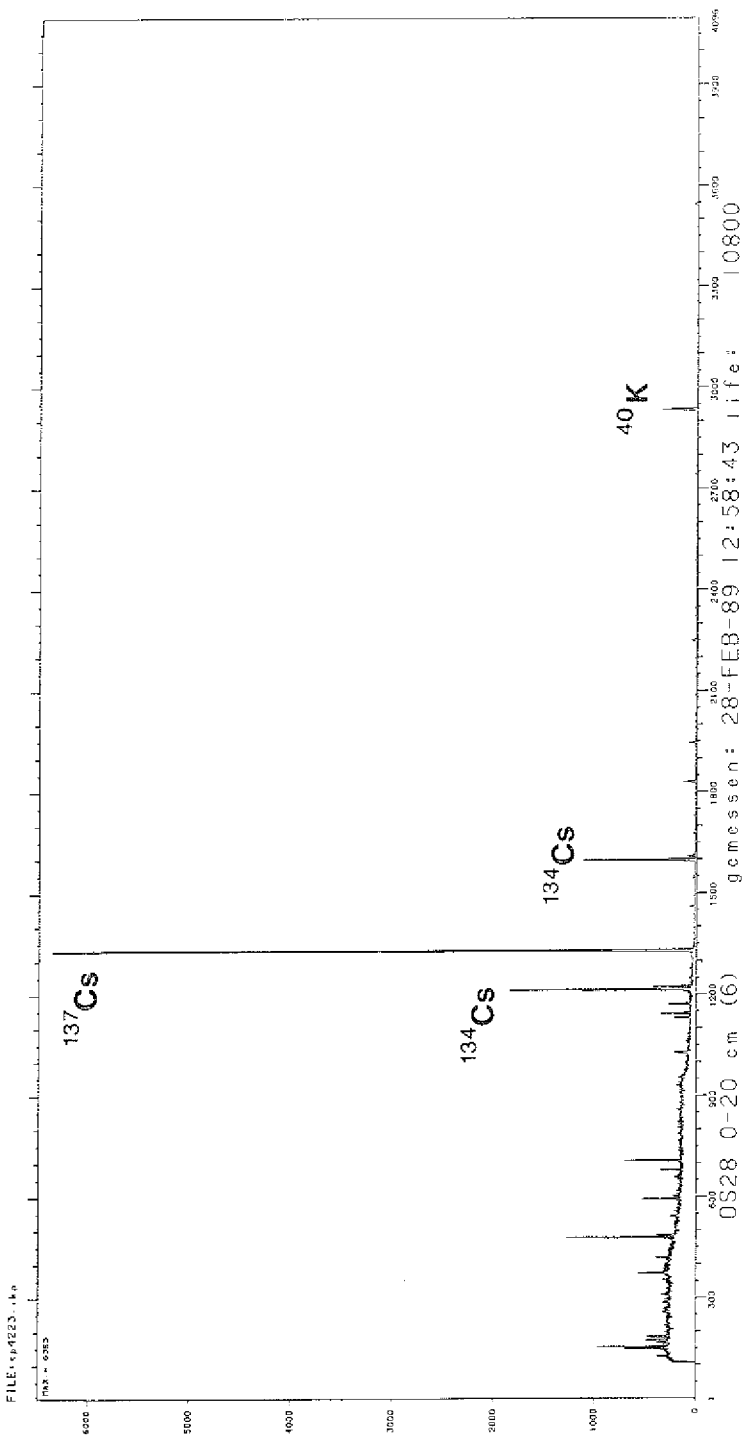


Abb. 23. Gammaspektrum einer Bodenprobe: Typisches Gammaspektrum einer oberschwäbischen Bodenprobe (Ap-Horizont, Feinboden) mit Kennzeichnung der Peaks von Radiocäsium und Radiokalium.

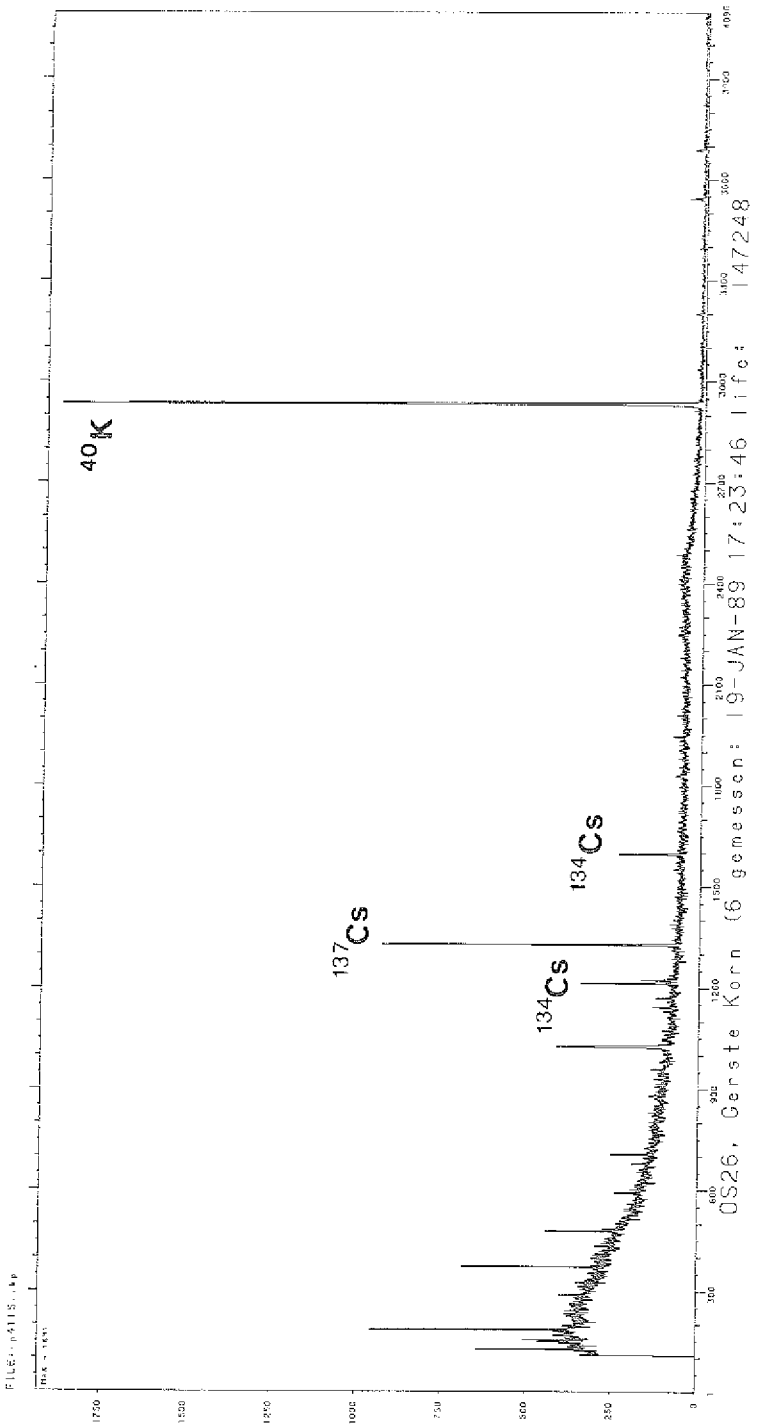


Abb. 24. Gammaspektrum einer Getreideprobe: Typisches Gammaspektrum einer oberschwäbischen Getreideprobe (Gerstenkorn) mit Kennzeichnung der Peaks von Radiocäsium und Radiokalium.

Anhang C. Verzeichnis des verwendeten Kartenmaterials

Topographische Karten 1:25 000 (Meßtischblatt):

TK 5104 (Blatt Düren)
TK 5206 (Blatt Erp)
TK 7926 (Blatt Rot a.d. Rot)
TK 8026 (Blatt Aitrach)

Topographische Karten 1:50 000:

TK L 4101 (Blatt Bocholt)
TK L 5104 (Blatt Düren)
TK L 5306 (Blatt Euskirchen)
TK L 7342 (Blatt Landau a.d. Isar)
TK L 7926 (Blatt Babenhausen)
TK L 8126 (Blatt Memmingen)

Bodenkarten 1:50 000 des Landes Nordrhein-Westfalen:

L 5306 Euskirchen
L 5104 Düren

Geologische Karten:

L 7342 1 : 50000 Landau a.d. Isar
8026 1 : 25000 Aitrach

FORSCHUNGSZENTRUM JÜLICH GmbH

KFA

Jül-2546
November 1991
ISSN 0366-0885