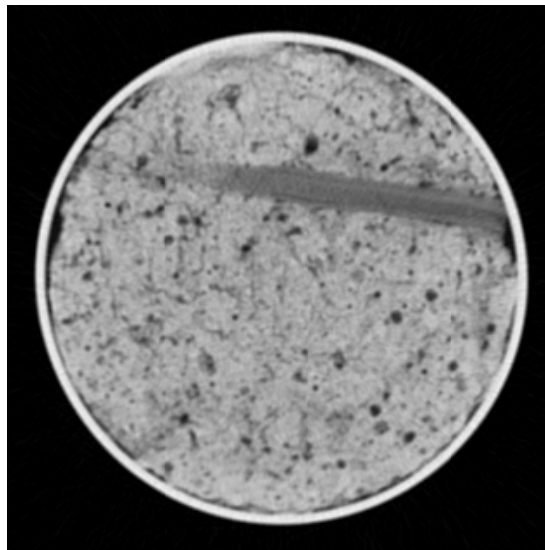


Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau

Institut für Hydrologie

Stephanie Blum

Quantifizierung von Regenwurmkanälen, Regenwurmfauna und Bioturbation in einem Auenboden



Referent: Prof. Dr. Markus Weiler
Koreferent: Prof. Dr. Ernst E. Hildebrand

Freiburg, den 18. Mai 2009

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau

Institut für Hydrologie

Stephanie Blum

Quantifizierung von
Regenwurmkanälen, Regenwurmfauna
und Bioturbation in einem Auenboden

Referent: Prof. Dr. Markus Weiler

Koreferent: Prof. Dr. Ernst E. Hildebrand

Diplomarbeit im Studiengang Hydrologie

Freiburg, den 18. Mai 2009

„Oft liegen die Dinge so, dass mathematische Theorien in abstrakter Form vorliegen, vielleicht als unfruchtbare Spielerei betrachtet, die sich plötzlich als wertvolle Werkzeuge für physikalische Erkenntnisse entpuppen und so ihre latente Kraft in ungeahnter Weise offenbaren.“

Aus der Antrittsrede des österreichischen Mathematikers Johann Radon als Rektor der Universität Wien im Jahre 1954

Danksagung

Bedanken möchte ich mich an erster Stelle bei Herrn Prof. Dr. Markus Weiler für die Vergabe des Themas dieser Diplomarbeit, die intensive Betreuung während der Arbeit und die Einführung in die Welt der Programmiersprache IDL.

Außerdem möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. Ernst E. Hildebrand für die Zweitkorrektur der Arbeit und die gute Zusammenarbeit mit dem Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg bedanken. Ebenfalls bedanke ich mich bei Herrn Dr. Helmer Schack-Kirchner für die wertvollen Anmerkungen beim methodischen Teil der Arbeit, sowie den vielen Diskussionen zu fachlichen Themen.

Der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, besonders Frau Franka Brüchert, danke ich für die freundliche Bereitstellung des Stammholztomographen. Herrn Rafael Baumgartner gebührt mein Dank für die Einführung in die Computertomographie und die Erstellung der tomographischen Aufnahmen meiner beiden Bodenmonolithe.

Für die Herstellung der HNO_3 -Druckaufschlüsse und die Hilfe bei der Erstellung der EDTA-Extrakte möchte ich mich recht herzlich bei Frau Petra Großmann und Frau Petra Wiedemer vom Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre bedanken.

Besonders bedanken möchte ich mich bei Frau Dr. Gabriele Dietze für die Mühe und Sorgfalt, die sie bei der ICP-MS-Messung investierte und die viele Zeit und Geduld bei Fragen während meiner Bleianalysen.

Für die Bereitstellung und Versorgung der Messinstrumente während der Versuchszeit danke ich Herrn Emil Blattmann, Herrn Gregor Koch und Herrn Jürgen Strub sehr.

Ich danke meinen Kommilitoninnen, Frau Dipl.-Hydr. Noémie Patz und Frau Maria Friderich, für die aufopfernde Bereitschaft bei meiner Geländearbeit und der Hilfe beim Korrekturlesen der Arbeit.

Einen großen Dank gilt meinen Eltern und meinem Bruder Frank Blum, die mir diese Ausbildung ermöglichten und während der Endphase dieser Arbeit große Geduld aufbrachten.

Im Besonderen möchte ich mich bei meinem Freund Joachim Tibi bedanken, der sich gerade in den letzten Wochen aufopferungsvoll um mich kümmerte.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	i
Inhaltsverzeichnis	iii
Abbildungsverzeichnis	v
Tabellenverzeichnis	ix
Abkürzungsverzeichnis	xi
Zusammenfassung	xiii
Abstract	xv
1 Einleitung	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Motivation	1
2 Forschungsstand	3
2.1 Bioturbation	3
2.2 Regenwurmerhebung.....	4
2.3 Tracer/Visualisierung.....	5
2.3.1 Blei	5
2.3.2 Brilliant Blue FCF	8
2.3.3 Computertomographie	8
2.4 Quantifizierung von Regenwurmgangsystemen	11
3 Material und Methoden	13
3.1 Standort.....	13
3.2 Methodik.....	16
3.3 Versuchsaufbau.....	17
3.3.1 Regenwurmerhebung.....	18
3.3.2 Tracerversuch.....	22

3.3.3	Computertomographie	24
3.3.4	Bodenanalyse	26
3.3.5	Bleianalyse	27
4	Ergebnisse	31
4.1	Quantifizierung der Regenwurmfauna	31
4.2	Quantifizierung präferentieller Fließwege.....	34
4.3	Quantifizierung von Regenwurmkanälen	37
4.4	Bodenphysikalische Auswertung	39
4.5	Bioturbationsabschätzung	40
5	Diskussion	47
5.1	Bioturbationsabschätzung durch Regenwurmerhebung	47
5.2	Interpretation des Beregnungsversuchs.....	49
5.3	Bewertung der computertomographischen Ergebnisse	50
5.4	Analyse der Bioturbation und Bleiherkunft	51
5.5	Ausblick.....	58
6	Literaturverzeichnis	61
	Anhang	69
	Eidesstattliche Versicherung	75

Abbildungsverzeichnis

Titelblatt:	Computertomographischer Horizontalschnitt	
Abb. 2.1:	Funktionsprinzip eines Rotate-Rotate-Computertomographen, verändert nach KUO-PETRAVIC et al. (2005)	10
Abb. 3.1:	Übersichts- und Detailkarte des Versuchsstandorts Au am Rhein. Bodenkarte von Baden-Württemberg, Blatt 7015 Rheinstetten nach BUSCH & FLECK (1997).....	14
Abb. 3.2:	Bodenprofil der Vega mit bodenphysikalischen Kennwerten nach der LFL BAYERN – FACHBEREICH AGRARÖKOLOGIE (2004).....	15
Abb. 3.3:	Wetterdaten während des Versuchszeitraums. Aufgetragen sind Wasserstände [cm] (schwarze Linie), Lufttemperaturen [°C] (rote Linie), Niederschläge [mm] (blaue Balken) und die Ausuferung bei 630 cm Wasserstand. Daten des Deutschen Wetterdienstes 2008	16
Abb. 3.4:	Übersicht der ausgewählten Methoden dieser Arbeit	17
Abb. 3.5:	Veruchsaufbau des Tracerversuchs mit Vertikalschnitten sowie Entnahmesituation der beiden Bodenmonolithe.....	18
Abb. 3.6:	Regenwurmbestimmung nach PETERS & WALLDORF (1986)	21
Abb. 4.1:	Die an den vier Tagen entnommenen Lösungsmengen des Versuchsfelds [g TS] bzw. Lösungsmengen normiert auf 1 m ² und 1 Jahr [kg TS]. Die rote Linie kennzeichnet ein Hochwasserereignis am 15.9.08	32
Abb. 4.2:	Die an zwei Tagen entnommenen Regenwurmindividuen des Versuchsfelds bzw. Individuenanzahl normiert auf 1 m ³ . Es wird unterschieden nach Gesamtanzahl (unschraffiert) und den Arten <i>L. rubellus</i> (rechtshoch schraffiert) und <i>L. terrestris</i> (linkshoch schraffiert)	33
Abb. 4.3:	Die an zwei Tagen gemessene Biomasse der Regenwurmindividuen. Es wird unterschieden nach mittlerer Masse/Individuum [g] und der gesamten Biomasse [g]. Außerdem findet eine Unterscheidung nach den Arten <i>L. rubellus</i> (schwarz) und <i>L. terrestris</i> (grau) statt	34

- Abb. 4.4:** Verhalten des Brilliant Blue-Tracers in fünf vertikalen Schnittbildern. Dargestellt sind außerdem der Mittelwert der Volumendichte [-] und der Mittelwert der Oberflächendichte [cm^{-1}] mit der dazugehörigen Standardabweichung gegen die Tiefe [cm]35
- Abb. 4.5:** Verhalten des Brilliant Blue-Tracers durch 14 horizontale Schnittbilder, dargestellt in den Summenwerten der Volumendichte [-] (schwarze Linie) und der Oberflächendichte [cm^{-1}] (rote Linie) pro Schnittbild.....36
- Abb. 4.6:** 3D-Visualisierung des Makroporennetzwerks ($> 2\text{mm}$) beider Monolithen mit den dazugehörigen Werten für Lagerungs- (schwarze Punktlinie) und Makroporendichte (rote Punktlinie), Länge der Poren (schwarze Linien) und Volumen der Poren (rote Linien).....38
- Abb. 4.7:** Bodenphysikalische Parameter für a) Monolith A, b) Monolith B und c) Mittelwerte der bodenphysikalischen Parameter in Abhängigkeit mit der Tiefe [cm]. Dargestellt sind D_B [g/cm^3] (schwarze Linie), n [-] (rote Linie) und ω [%] (grüne Linie). In Bild c) sind außerdem die dazugehörigen Standardabweichungen (horizontale Fehlerbalken) dargestellt.....39
- Abb. 4.8:** Pb-Gehalte [mg/kg] der HNO_3 -Aufschlüsse und EDTA-Extrakte aus Pore (schwarze und blaue Linien), Matrix (rote und grüne Linien) und Losung (pinke und türkisene Punkte) gegen die Tiefe [cm] mit der dazugehörigen Standardabweichung (horizontale Fehlerbalken)41
- Abb. 4.9:** Pb-Gehalte der EDTA-Extrakte [mg/kg] gegenüber den Pb-Gehalten der HNO_3 -Aufschlusslösungen [mg/kg] mit der dazugehörigen Standardabweichung (horizontale und vertikale Fehlerbalken). Es wird nach Pb-Gehalten der Poren (schwarze Punkte) und Pb-Gehalten der Matrix (rote Punkte) mit der dazugehörigen Regressionsgerade unterschieden.....42
- Abb. 4.10:** Pb-Gehalte der Poren [mg/kg] gegenüber den Pb-Gehalten der Matrix [mg/kg] mit der dazugehörigen Standardabweichung (horizontale und vertikale Fehlerbalken). Es wird nach EDTA-Extrakten (schwarze Punkte) und HNO_3 -Aufschlusslösungen (rote Punkte) mit der dazugehörigen Regressionsgerade unterschieden.....43
- Abb. 4.11:** Isotopenverhältnisse der HNO_3 -Aufschlusslösungen und EDTA-Extrakte gegen die Tiefe [cm]. Bild a) zeigt das Isotopenverhältnis $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, Bild b) zeigt das Isotopenverhältnis $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ und c) zeigt das Isotopenverhältnis $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$44

Abb. 4.12:	Bleiisotopenverhältnisse $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ gegenüber den Bleiisotopenverhältnissen $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ der HNO_3 -Bodenlösungen des Versuchsstandorts Au am Rhein mit der dazugehörigen Standardabweichung (horizontale Fehlerbalken)	45
Abb. 4.13:	Die Isotopenverhältnisse a) $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, b) $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, c) $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ und d) $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ mit der dazugehörigen Standardabweichung (horizontale Fehlerbalken) in Abhängigkeit von der Tiefe [cm].....	46
Abb. 5.1:	Darstellung des relativen Fehlers [%] bei der Bestimmung der Porendurchmesser des Prüfkörpers [mm] und Grauwerteinteilung in IDL....	50
Abb. 5.2:	Vergleich der gravimetrisch berechneten Lagerungsdichte D_B [g/cm^3] (rote Punktlinie) und die durch IDL berechnete Lagerungsdichte (CT) einzelner Schnitte (schwarze Punktlinie) über die Tiefe [mm]	51
Abb. 5.3:	Mobiler und organisch komplexierter Bleigehalt (EDTA-Extrakte) [mg/kg] gegen immobilen Bleigehalt (HNO_3 -Aufschlüsse - EDTA-Extrakte) [mg/kg] mit der dazugehörigen Standardabweichung (horizontale und vertikale Fehlerbalken)	53
Abb. 5.4:	Darstellung der Isotopenverhältnisse $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ zu $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ des Versuchsstandorts (Boden- und Rheinproben) mit ausgewählten Literaturwerten und der dazugehörigen Regressionsgeraden	55
Abb. 5.5:	Darstellung der Isotopenverhältnisse $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ zu $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ des Versuchsstandorts (Bodenproben) mit ausgewählten Literaturwerten und der dazugehörigen Regressionsgeraden	56
Abb. 5.6:	Kehrwerte der Bleigehalte [kg/mg] gegen Bleiisotopenverhältnisse a) $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, b) $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ und c) $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ mit der dazugehörigen Standardabweichung (vertikale Fehlerbalken).....	57

Anhang

Abb. A1:	Versuchsstandort	73
Abb. A2:	Beregnungsversuch.....	73
Abb. A3:	Vertikales Schnittbild	73
Abb. A4:	Horizontales Schnittbild	73
Abb. A5:	Hochwasserereignis am 15.9.08	73

Abb. A6:	Bodenmonolith A und B.....	74
Abb. A7:	Stammholztomograph.....	74

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1:	Die drei ökologischen Gruppen der Regenwürmer nach BOUCHÉ (1977)	5
Tab. 2.2:	Definitionen von Makroporen einiger Arbeiten nach BEVEN & GERMANN (1982)	12

Anhang

Tab. A1:	Bodenphysikalische Parameter der Monolithe A und B (1)	69
Tab. A2:	Bodenphysikalische Parameter der Monolithe A und B (2)	70
Tab. A3:	Bleiisotopenverhältnisse der Proben des Versuchsstandorts.....	71
Tab. A4:	Bleigehalte der HNO ₃ -Aufschlusslösungen und EDTA-Extrakte.....	72

Abkürzungsverzeichnis

Ah	durch Huminstoffe dunkel gefärbter Mineralbodenhorizont
aM	Mineralbodenhorizont
aM-Go	Mineralbodenhorizont bis Oxidationshorizont
BB	Brilliant Blue FCF Triphenylmethanfarbstoff ($C_{37}H_{34}N_2Na_2O_9S_3$)
BIT	Binary Digit
CT	Computertomographie
EDTA	Ethylendiamintetraacetat ($C_{10}H_{16}N_2O_8$)
FVA	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt
HNO ₃	Salpetersäure
HQ	Hochwasser
ICP-MS	Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry
IDL	Interactive Data Language
JPG	Joint Photographic Experts Group
M-wert.	Mittelwert
NH ₄	Ammonium
Pb	Blei
PNG	Portable Network Graphics
RGB	Red Green Blue
Stabw.	Standardabweichung
TIFF	Tagged Image File Format
TS	Trockensubstanz
Var-koef.	Variationskoeffizient

Symbole:

D_B	Lagerungsdichte	[g/cm ³]
D_F	Dichte der festen Bodensubstanz	[g/cm ³]
GPV	Gesamtporenvolumen	[%]
HU	Hounsfield-Unit	[-]
LK	Luftkapazität	[%]
M_F	feuchte Masse	[g]
M_S	Masse des bei 105°C getrockneten Bodens	[g]
n	Porosität	[-]
nFK	nutzbare Feldkapazität	[%][mm]
pH	pondus Hydrogenii (pH-Wert)	[-]
r^2	Bestimmtheitsmaß	[-]
TRG	Trockenraumdichte	[g/cm ³]
V_t	Volumen der Festsubstanz	[cm ³]
ω	Wassergehalt	[%]

Zusammenfassung

Aus zahlreichen Arbeiten geht hervor, dass Regenwürmer den Hauptanteil der für die Bioturbation verantwortlichen Makroorganismen darstellen. Durch einen Immissionshöhepunkt von Bleiverbindungen, besonders in den 60er und 70er Jahren des vergangenen Jahrhunderts, findet sich in vielen Böden Mitteleuropas vorwiegend in einer Tiefe von etwa 25cm ein signifikant hoher Bleigehalt. Der Sedimentboden am Versuchsstandort Au am Rhein lässt eine hohe Bioaktivität und damit auf eine Verschiebung und Abschwächung dieses Bleipeaks vermuten.

Eine Besonderheit dieser Arbeit liegt in der Verknüpfung verschiedenster Feld- und Labormethoden um eine Aussage zur Quantifizierung von Regenwurmängen, Regenwurmfaua und der daraus folgenden Bioturbation anstellen zu können. Um die Populationsdichte, Fauna und zugehörige Biomasse der Regenwürmer festzustellen wurde zu Beginn der Studie eine Regenwurmerhebung durchgeführt. Zur Quantifizierung präferentieller Fließwege im Untergrund wird ein Beregnungsversuch mit Hilfe des Farbtracers Brilliant Blue FCF durchgeführt. Präferentielle Fließwege entstehen hauptsächlich entlang von Makroporen, die im Falle dieser Arbeit durch die vertikalen Regenwurmangssysteme charakterisiert werden. Zusätzlich zu diesen beiden Feldmethoden werden weitere Labormethoden herangezogen, um eine Verbesserung der Quantifizierung und eine Erhöhung der Gesamtaussagekraft der in dieser Arbeit erzielten Ergebnisse zu liefern.

In Zusammenarbeit mit der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA) wurden durch computertomographische Aufnahmen am seit Sommer 2008 neuinstallierten Stammholztomographen zwei zuvor entnommene Bodenmonolithe des Versuchsstandorts zerstörungsfrei untersucht. Dadurch soll die Quantifizierung der Regenwurmkanäle fortgeführt werden und eine Visualisierung des vorgefundenen Regenwurmangnetzwerkes erfolgen. Eine nachfolgende Untersuchung der Monolithe hinsichtlich ihrer bodenphysikalischen Merkmale sowie Bleigehalts- und Isotopenverhältnismessungen erlauben eine weitere Abschätzung des Bioturbationsausmaßes sowie eine Interpretation der Bleiquellen verschiedener Tiefenlagen.

Die Erhebung der Regenwurmlösung im Vergleich zu Literaturwerten lässt auf eine sehr hohe Bioaktivität schließen. Die im Versuchsgebiet deutlich dominante Art, *L. rubellus*, bekräftigt diese Vermutung. Weiterhin wird durch den Beregnungsversuch durch Brilliant Blue FCF eine starke Vernetzung der oberflächennahen Regenwurmkanäle sichtbar. Das charakteristische Fließmuster sowie die computertomographischen Darstellungen der

Monolithe zeigen die vereinzelt vertikalen Gänge der Art *L. terrestris*. Bei der Bleianalyse können, ebenfalls durch Vergleiche mit anderen Arbeiten, Aussagen zum Tiefenprofil der Blei-gehalte und zur Herkunft dieser angestellt werden.

Die Ergebnisse dieser Arbeit bestätigen auf der einen Seite die Annahme einer hohen Bioturbationsleistung an diesem Standort, widerlegen jedoch die Annahme einer Tiefenhomogenisierung und Verlagerung sowie Abschwächung des vorhandenen Bleipeaks. Zusätzlich kann auf einen hohen anthropogenen Anteil der Bleiherkunft geschlossen werden.

Schlüsselbegriffe: Bioturbation, Regenwürmer, Regenwurmfauna, *L. rubellus*, *L. terrestris*, anözisch, epigäisch, Regenwurmkanäle, Makroporen, Farbtracer, Computertomographie, IDL, Blei, Bleiisotope, Auenboden.

Abstract

Numerous studies emerge, that earthworms represent the main part of the macroorganisms which are responsible for bioturbation. By a maximum immission of lead compounds, mainly in the nineteen-sixties and seventies, a significant higher content of lead can be found in various soils of Central Europe. In almost all cases they can be found at a specific depth of 25 cm. The sedimentary soil at the experimental site Au am Rhein allows an assumption of a high biological activity and therefore of an adjustment and attenuation of this lead-peak.

A special feature of this work runs in the combination of different field and laboratory techniques to give evidence for quantification of earthworm-burrows, earthworm-fauna and the consequential bioturbation. To determine the population-frequency, fauna and the associated biomass of earthworms, a population census has been arranged at the beginning of the study. For the quantification of preferential flow-paths in subsurface regions a sprinkling experiment by means of the tracer Brilliant Blue FCF will be realized. Preferential flow-paths mostly develop along macropores, which will be characterized as earthworm-burrow systems in case of this work. In addition to these two field techniques further laboratory techniques will be adducted for an improvement of quantification and for an increase of total validity of the works achieved results.

In cooperation with Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (forestry testing and research institute of Baden-Württemberg) non-destructive computed tomographic image recordings of the two pre-extracted soil-monoliths from the experimental site will be analyzed by the new installed (since summer 2008) stem wood tomograph. Thereby, a quantification of earthworm-burrows should be continued and a visualization of the discovered earthworm-burrow network should be carried out. A successive analysis in reference of the monoliths soil-physical features as well as lead-content and isotope-ratio measurements allow a further estimation of bioturbation-extend and an interpretation of lead-sources from different depths.

The census of earthworm-excrements in comparison with literature-data suggests a high biological activity. The dominant species at the experimental site, *L. rubellus*, verifies this assumption. Furthermore, a strong networking of earthworm-burrows near the surface will be viewable by the sprinkling experiment of Brilliant Blue FCF. The characteristic flow-pattern as well as computed tomographic illustrations of the monoliths shows the isolated vertical canals of the species *L. terrestris*. In case of lead-analysis, conclusions to the depth profile of lead-

contents and the origin of these, conclusions can be made likewise by comparison with other works.

On the one hand the results of this work verify the bioturbation output at this location, on the other hand the assumption of depth-homogenizing and displacement as well as attenuation of the existing lead-peak will be disproved. Additionally a high anthropogenic part of lead-origin can be suggested.

Keywords: bioturbation, earthworms, earthworm-fauna, *L. rubellus*, *L. terrestris*, anecic, epigeic, earthworm-burrows, macropores, tracer, computed tomography, IDL, lead, lead-isotopes, alluvial soil.

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Diese Diplomarbeit entstand aus einer vorangegangenen Arbeit von HERZOG (2004), in welcher eine Bleianalyse am Versuchsstandort dieser Arbeit durchgeführt wurde. In dem Boden wurde ein mit dem Verlauf der diffusen Bleibelastung der Umwelt konsistentes Profil der Bleikonzentration nachgewiesen. Beim Vergleich verschiedener Arbeiten, in denen Bleiprofile datiert wurden, konnte der dort gefundene Konzentrations-Peak in ca. 25 cm Tiefe eindeutig mit dem Höhepunkt der Bleiimmission während der 70er Jahre des vergangenen Jahrhunderts synchronisiert werden (SHOTYK et al. 1998; CONKOVA & KUBIZNAKOVA 2008). Aufgrund der vorgefundenen hohen Losungsmengen an der Bodenoberfläche kam jedoch die Frage auf, wie stark tatsächlich die Bioturbation an diesem Standort ist und welche Auswirkung diese Tatsache auf das Bleiprofil hat. Eine Konsequenz der Aktivität von Regenwürmern ist, dass diese die Verteilung und das Vorhandensein von Schadstoffen, wie z.B. Blei, beeinflussen, was eine eindeutige Zuordnung des Peaks trotz hoher Bioturbation fragwürdig macht (BROWN 1995). Bei der Verwendung mehr oder weniger immobiler Tracersubstanzen, wie z.B. Bleigehalten und verschiedener Bleiisotope, liegt ein grundsätzliches Problem vor, das eine eindeutige Erosions- und Sedimentationsquantifizierung durch Bioturbation erschwert, da es zum Verschmieren der Konzentrationsprofile kommen kann. Aufgrund der vermuteten starken Bioturbation wird versucht diese zu quantifizieren, um daraufhin das ermittelte Bleiprofil richtig deuten zu können. Im Vordergrund dieser Arbeit steht deshalb die Problemstellung der Ausarbeitung einer Bioturbationsabschätzung um mögliche Rückschlüsse auf ein unbeeinflusstes Bleiprofil ziehen zu können.

1.2 Motivation

Diese Arbeit hat das Ziel, Art und Umfang der Bioturbation in einem Auenboden am Oberrhein bei Rastatt zu untersuchen. Dabei soll nicht nur der Aspekt der Spurenuntersuchung, sondern auch Gesichtspunkte der aktuellen Sediment- und Stoffbilanz im Hinblick auf die Bleiimmission berücksichtigt werden. Ein weiterer Ansatz dieser Arbeit ist die Ermittlung der Populationsdichte und der Bioturbationsleistung der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten, um dann eine größenordnungsmäßige Kalkulation der biogenen Gesamtumlagerung durchführen zu können. Die wichtigsten Fragen, die sich in diesem Rahmen stellen, z.T. wurden sie erst im Verlauf der Untersuchungen erkannt, sind:

- Welche, vom Gesichtspunkt der Bioturbation aus gesehen, sind die maßgeblichen Regenwurmart?
- Welche spezifischen Spuren erzeugen sie?
- Wie groß sind die Umlagerungsraten pro Zeiteinheit und wie ist ihre tiefenmäßige Verteilung?
- Können Aussagen zur Herkunft des Bleis im Boden angestellt werden um auf das Bioturbationsausmaß zu schließen?

Zur Bearbeitung der aufgezeigten Fragestellungen erwies sich eine enge Verknüpfung zwischen Felduntersuchungen und Laboruntersuchungen als erforderlich. Dies setzt die Anwendung entsprechend vielfältiger Methoden voraus. Regenwurmgangsysteme sind ein wichtiger Indikator für die Intensität der Aktivität von Regenwürmern in einem Boden, da Regenwürmer den größten Teil der gesamten Bodenfauna ausmachen (LANGMAACK et al. 1999). Deshalb wird in dieser Arbeit mit Hilfe einiger Labor- und Feldmethoden versucht, Regenwurmkanäle zu quantifizieren, um Anhand der gewonnenen Parameter (Anzahl, vertikale Reichweite, Geometrie, Volumen, Durchgängigkeit, Fauna, Population und Gangcharakteristika) Aussagen über die Stärke der Bioturbation anstellen zu können. Bleiprofile und ihre Alter wurden schon in einigen Arbeiten untersucht, jedoch nie mit dem Ziel einer Bioturbationsabschätzung unter Zuhilfenahme eines Computertomographen und den weiteren verwendeten Methoden. Im Hinblick auf die Genauigkeit und Methodenauswahl und im Vergleich zu früheren Arbeiten, die Regenwurmgänge quantifiziert haben, hat das Thema somit einen sehr hohen aktuellen Stellenwert.

2 Forschungsstand

2.1 Bioturbation

Bioturbation (von lat. *turbatio* = Verwirbelung) ist ein Mischvorgang und bedeutet in diesem Fall die Vermischung des Bodens durch wühlende Bodentiere, was dazu führen kann, dass Horizonte verstärkt werden oder es zu einer Verwischung der Horizontübergänge kommt (BLUM 2007). Durch diese wühlenden Bodentiere, vor allem durch die Geophagen (Erdfresser), werden erhebliche Erdmengen bewegt, aber auch die Streuauflage zerkleinert und mit dem Mineralboden vermischt oder das Unterbodenmaterial wird auf und in den Oberboden verfrachtet. An erster Stelle sind die *Lumbricidae* (Regenwürmer) und *Enchytraeidae* (Kleingrindwürmer) zu nennen, sie nehmen als Saprophyten eine zentrale Stellung bei der Destruktion der organischen Materie und der daran gebundenen Energie ein (QUACK et al. 2003). Diese Organismen sind auf sehr unterschiedliche Weise an den komplexen Prozessen der Bodenentwicklung beteiligt, wobei hier nur einige der zahlreichen Funktionen erwähnt werden (JOSCHKO et al. 1991; EDWARDS et al. 1989; LEE 1985).

Durch die Umlagerung von organischem und anorganischem Material in der gesamten Tiefe des Bodens findet eine Verlagerung und Kompostierung von Ton und Nährstoffen statt, die für Pilze, Pflanzen und Mikroorganismen als Nahrung zur Verfügung stehen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Durch diese Aufbereitung der toten organischen Substanz kommt es zur Beschleunigung der Abbaurate und zu einer Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit (QUACK et al. 2003). Gleichzeitig finden durch die Erdbewegungen und das Anlegen von Wohnröhren eine Erhöhung des Porenvolumens durch Auflockerung des Gefüges, eine Verbesserung der Durchlüftung und eine bessere Durchwurzelbarkeit statt, außerdem kommt es zu einem verbesserten Wasseraufnahmevermögen und einer verbesserten Wasserleitfähigkeit (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002; JÉGOU et al. 2002). Des Weiteren kommt es durch die Röhrensysteme zu einer Verminderung der Bodenerosion, da eine erhöhte Stabilität durch die Bildung von organo-mineralischen Verbindungen (Ton-Humus-Komplexe) aus dem Darmtrakt der Regenwürmer gegeben ist (JÉGOU et al. 1998).

Durch die Korrelation von physikalischen Maßen mit morphologischen Daten wurden in Arbeiten von KRETZSCHMAR (1988) und JOSCHKO et al. (1989) die Funktion der Regenwürmer und deren Gangsystemen erforscht. Die Tiefenverlagerung hängt von den Boden- und Klimaverhältnissen ab und beträgt bei Regenwürmern mehrere Meter, da dort im Sommer wegen Trockenheit und im Winter wegen Kälte tiefere Lagen aufgesucht werden. Intensive Bioturbation findet nur in Böden mit günstigen Wasser-, Luft- und

Nährstoffverhältnissen und in feinkörnigen Böden statt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). LANGMAACK & SCHRADER (1999) untersuchten Regenwurmgänge im Hinblick auf deren Regeneration nach Boden-Kompaktion und konnten eindeutig das große Potential der Regenwürmer für biologische Bodenregeneration nach solchen Ereignissen feststellen. Diese Ereignisse wurden auf einem Boden mit zwei unterschiedlichen Bodenbearbeitungsmethoden, den konventionellen und den konservierenden, untersucht. Das Ergebnis konnte eindeutig den Vorteil der konservierenden Bodenbearbeitung nachweisen. Diese spricht auch für die wichtige Funktion der Regenwurmtätigkeit im Hinblick auf alle chemischen, biologischen, aber vor allem den physikalischen Bodenfunktionen, weshalb sie auch als Ökosystem-Ingenieure bekannt sind (LANGMAACK et al. 1999; LAMANDÉ et al. 2003).

2.2 Regenwurmerhebung

In den gemäßigten Breiten stellen Regenwürmer im Bezug zu ihrer Biomasse die Hauptkomponente der absoluten Faunabiomasse dar (LAMANDÉ et al. 2003). Regenwurmgruppen werden durch ihre Abundanz (Anzahl der Individuen pro m²) und ihre ökologische Gruppe charakterisiert (LAMANDÉ et al. 2003). Nach BOUCHÉ (1977) werden die Regenwürmer in drei ökologische Gruppen unterteilt: epigäisch, endogäisch und anözisch. Dies geschieht anhand ihrer morphologischen Merkmale und ihres Auftretens, aufgrund der unterschiedlichen Lebensweisen, Lebensräume und Aufgaben (LAMANDÉ et al. 2003). In Tabelle 2.1 wird eine Übersicht der drei ökologischen Artengruppen mit den dazu-gehörigen Merkmalen gegeben. Wenn die Regenwurmaktivität mit den Bodeneigenschaften verbunden wird, können die Regenwurmgruppen auch nach ihren funktionalen Unterschieden getrennt werden, welche die ökologische Artengruppe und den jeweiligen Entwicklungsstand (juvenil/adult) nach 6 funktionalen Klassen definiert (LAMANDÉ et al. 2003).

Da im Falle der Bodenfauna Bodenbearbeitungsmaßnahmen einen äußerst starken Eingriff darstellen dem zahlreiche tierische Lebewesen durch Verschüttung und Quetschung etc. zum Opfer fallen, sind Ackerböden stets artenärmer als vergleichbare Grünlandböden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002; LANGMAACK et al. 1999). Angaben über die Anzahl der Individuen einer Art und ihrer Biomasse in einer bestimmten Bodenmenge sind in der Literatur z.T. sehr unterschiedlich. Dies liegt an der Verteilung der Organismen in einer bestimmten Bodenraumeinheit, die abhängig von den jeweils spezifischen Standortqualitäten variiert (SOMMER et al. 2002). Die Organismen sind also in verschiedenen Bodenproben quantitativ und qualitativ unterschiedlich verteilt. Zu den kleinräumigen Schwankungen innerhalb des Bodenkörpers kommen noch Schwankungen im Jahresverlauf hinzu. Außerdem geben viele Autoren die Individuenzahlen und Biomassen bezogen auf eine Bodeneinheit von 1 m² Bodenoberfläche und 30 cm Tiefe an, andere Autoren beschränken sich andererseits nur auf die obersten 20 cm, die am dichtesten besiedelt werden oder sie berechnen ihre Angaben auf einen Rauminhalt von 1 l. Im Durchschnitt liegt die Gesamtanzahl der Individuen bei

ca. 80, maximal 800. Die Gesamtzahl der Biomasse, bezogen auf 1 m² Oberfläche und 30 cm Tiefe, liegt durchschnittlich bei ca. 40 g bis maximal 400 g (DUNGER & FIEDLER 1997; BRAUNS 1968; DUNGER 1964; GISI 1997).

Tab. 2.1: Die drei ökologischen Gruppen der Regenwürmer nach BOUCHÉ (1977).

	<i>endogäische Regenwürmer</i>	<i>epigäische Regenwürmer</i>	<i>anezische Regenwürmer</i>
Name	Mineralbodenbewohner, endon/entos (griech.) = innen; ge/gae/gaia (griech.) = Erde	Streubewohner, epi (griech.) = auf; ge/gae/gaia (griech.) = Erde	Vertikalbohrer / Tiefgräber, annectare (lat.) = anknüpfen, verbinden, "Liftwürmer"
Lebensraum	humoser Mineralbodenhorizont, meist im Wurzelraum	in der Streu oder im Grenzbereich zum Mineralboden, stark organisches Milieu	Bodenoberfläche und Mineralboden bis in ca. 2,5 m Tiefe in Wohnröhren
Lebensdauer	mittel	kurz	lang
Größe / Gestalt	mittelgroß, dünn, Ø 2 - 4,5 mm, 30 - 150 mm	Ø 1 - 2,5 mm, 20 - 120 mm	Ø 4 - 8 mm, 150 - 250 mm
Gewicht	0,2 - 2,5 g	0,02 - 2 g	2 - 15 g
Farbe	ohne Pigmente	dunkle Purpurfarbe am ganzen Körper, gleichmäßig verteilt	Vorderabschnitt: dunkelrot, Hinterabschnitt: bleich bis bleigrau
Nachkommensanzahl/Jahr	?	hoch	gering
Röhre	vorhanden aber wenig bekannt über die Form, baut keine Wohnröhren meist nach oben geöffnete Gänge	wenige vorhanden, besteht aus Exkrementen, wird kurzfristig wieder neu angelegt, horizontal	vertikale Röhren mit artspezifischen Ausprägung an der Bodenoberfläche, Öffnung zur Oberfläche hin, tiefreichende Gänge
Nahrung	abgestorbene Feinwurzeln, eingeschwemmte org. Substanz	Streu, Mikroorganismen, Exkremente	Streu, Mikroorganismen
boden-biologische Bedeutung	Abbau organischer Substanz im Boden, Lockerung der oberen Bodenhorizonte, Mischung von Mineralboden, Feinvermischer	Streuabbau, Grobvermischer	Streuabbau, Röhren als Leitbahnen für Gas, Wasser und Wurzeln, Fein- und Grobvermischer, am wichtigsten für die Bodenauflockerung
Vertreter	Allophora rosea, Octolasion cyaneum, Octolasion lacteum	Lumbricus rubellus (der rote Laubfresser) , Dendrobaena rubida, Lumbricus moliboeus	Lumbricus badensis, Lumbricus terrestris (= Tauwurm)

2.3 Tracer/Visualisierung

In dieser Arbeit kommen zwei verschiedene Tracer zum Einsatz. Zum Einen ein mehr oder weniger immobil Tracer, Blei, der den Verlauf der Bleiimmission beschreibt, jedoch unter dem Einfluss der Aktivität der sich dort befindenden Fauna. Dabei soll die Verlagerung des Bleipeaks im Vergleich zu unbeeinflussten Profilen auf die Stärke der Bioturbation hindeuten. Zum Anderen wurde ein Farbtracer benutzt, der im Allgemeinen zur Darstellung von Fließwegen in porösen Medien dient, in diesem Fall verwendet wurde um die Eigenschaften der Regenwurmgänge (Makroporen) im Hinblick auf die Vernetzung, Tiefe und Durchgängigkeit quantifizieren zu können.

2.3.1 Blei

Aufgrund der industriellen Verwendung von Bleiverbindungen im Kraftstoff, vorzugsweise in den 70er Jahren des letzten Jahrhunderts, ist dieses Schwermetall global weit verbreitet (NOE 1990). In Voruntersuchungen an diesem Standort von HERZOG (2004) zeigte sich bei der quantitativen Analyse von Blei, dass sich der charakteristische Verlauf der Bleiimmission

wiedererkennen lässt. Aus diesem Grund liegt es nahe den Umkehrschluss zu ziehen und zuerst die Analyse auf Immissionsblei durchzuführen, um daraufhin auf das Alter schließen zu können (Gespräch SCHACK-KIRCHNER September 2008).

Das Element Blei mit seinen positiven Tracereigenschaften soll in dieser Arbeit genutzt werden, um zum Einen den Verlauf der diffusen Bleiimmission in einem Bleiprofil darzustellen und um Aussagen über die dort anzutreffende Bioturbation zu ermöglichen. Zum Anderen sollen Isotopenverhältnismessungen durchgeführt werden um Rückschlüsse auf die Herkunft des eingetragenen Bleis zu erhalten. Außerdem sollen lokale Bleiverhältnisse in verschiedenen Bodentiefen gemessen werden um Aussagen über die Bioturbation anstellen zu können.

Bei dem Element Blei (Pb) handelt es sich um ein giftiges, leicht verformbares Schwermetall mit einem niedrigen Schmelzpunkt (DVWK 1998). Der durchschnittliche Bleigehalt in der Erdkruste beträgt ca. 16 mg/kg TS und im Boden ca. 10-15 mg/kg TS (TS = Trockensubstanz), wobei der jetzige Grenzwert bei 100 mg/kg TS liegt (SCHACHTSCHABEL et al. 1989). Blei verhält sich bei einem pH-Wert von $> 4,5$ fast vollständig immobil, was sich auch aus Arbeiten von HILDEBRAND (1974) und SCHEFFER et al. (1989) bestätigen lässt. Es ist an Partikel gebunden, kaum löslich und stellt somit zur Erfassung der jährlichen Bleiimmission, unter Berücksichtigung der Bioturbation in einem Sedimentboden, einen idealen Tracer dar (ROULIER et al. 2007). Blei entstammt aus vielen verschiedenen Quellen und wird auf unterschiedliche Weise in der Umwelt abgelagert bzw. verfrachtet (BÜRGER 1978).

Anthropogenes Blei verhält sich nach EREL, VERON & HALICZ (1997) im Boden mobiler als natürliches Blei, welches sich dadurch leichter extrahieren lässt. Bei Gewinnung, Transport, Verhüttung und Verarbeitung von Bleierzen, der Verbrennung verbleiten Benzins, der Eisen- und Stahlproduktion sowie der Kohle-, Erdöl- und Müllverbrennung, wird Blei in die Atmosphäre emittiert. In den 20er Jahren des vergangenen Jahrhunderts wurden den Kraftstoffen für Verbrennungsmotoren organische Bleiverbindungen (z.B. Tetraethyl-Blei) als Antiklopffmittel beigemischt (DVWK 1998). Es existieren Arbeiten von HORN et al. (1998), SHOTYK et al. (1998), BOLLHÖFER & ROSMAN (2000) und HAACK (2003), die die gravierende globale Kontamination der Atmosphäre, Hydrosphäre und Pedosphäre durch Blei aus Kraftfahrzeugabgasen aufzeigen.

Der überwiegende Teil des emittierten Bleis wird an Schwebstaubpartikel gebunden und mit diesen oft über große Entfernungen transportiert. Das Blei gelangt dann über trockene oder nasse Deposition von der Atmosphäre, oder über Ausbringung von Klärschlamm landwirtschaftlich genutzter Böden, in den Boden und in Oberflächengewässer (DVWK 1998.) Von den emittierten 75 % setzen sich etwa 50 % in unmittelbarer Straßennähe, bei

den Emittenten, wie z.B. Industrieanlagen oder Verhüttungsbetrieben, setzen sich 10 % ab, die restlichen 15% gelangen als stabile Aerosole in die Atmosphäre, wo sie erst nach einigen Wochen durch Niederschlag ausgewaschen und in den Boden oder innerhalb des Einzugsgebietes in Flüsse weitergeleitet werden. Im Falle des Rheins werden diese bei einem Hochwasser mit dem Sediment abgelagert (HERZOG 2004). Je weiter ein Standort von direkten Emissionsquellen entfernt ist, desto besser wird ein geschichtetes Bodenprofil die Schwankungen der durchschnittlichen Bleibelastung widerspiegeln. Demzufolge müssen im Falle dieses Standortes viele mögliche Bleikontaminationsquellen und eine ebenso große Fläche berücksichtigt werden, die zu diesem Bleiprofil führen. Großräumige Entwicklungen hinsichtlich der Bleiimmission werden weniger von lokalen Einflüssen überlagert und dadurch deutlich sichtbar. In der gegenwärtigen Zeit sind dies insbesondere die beginnende Industrialisierung Mitteleuropas während der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts und der Verbrauch von verbleitem Benzin und die spätere Einführung von bleifreiem Benzin. Die Arbeiten von ERLLENKEUSER et al. (1974) und FEGER (1986) belegen die Vermutung, dass der typische Kurvenverlauf der Bleiimmission auch dort zu finden ist, wo in gewissem Umfang mit Erosion gerechnet werden muss.

Als Anhaltspunkt für die Konzentration von Blei im Niederschlag sollen die an fünf meteorologischen Stationen Baden-Württembergs gemessenen Werte für den Zeitraum Juli 2006 bis Oktober 2007 im Freiland von 0,26 µg/l (Median) und unter Bestand von 0,76 µg/l (Median) dienen (PLUM et al. in Druck).

Der Verlauf der Immission, regional oder weltweit, wird gerne benutzt um zusätzlich Böden zu datieren und den Verbreitungspfad von Blei abzustecken (SHOTYK et al. 1998; CONKOVA & KUBIZNAKOVA 2008). Die dafür zu messenden natürlichen Bleiisotope sind die radiogenen und stabilen Isotope ^{208}Pb , mit einer natürlichen Häufigkeit von rund 52 %, ^{207}Pb , mit einer Häufigkeit von ca. 22 %, ^{206}Pb , ca. 24,1 %, und das primordiale ^{204}Pb -Isotop mit einer natürlichen Häufigkeit von etwa 1 % (DVWK 1998). ^{204}Pb ist das einzige Bleiisotop, das sich nicht durch radioaktiven Zerfall vermehrt.

Da schon häufig unterschiedliche Isotopenhäufigkeitsverhältnisse bei Blei beobachtet wurden und davon ausgegangen werden kann, dass es sich als schweres Element mit hohen Massenverhältnissen nicht durch Fraktionierung sondern nur durch radioaktiven Zerfall oder durch Mischung anderer Herkunft verändern lässt, wurde versucht durch die in den verschiedenen Bodenhorizonten untersuchten Isotope auf mögliche Herkunft und Zeitpunkte der Kontamination zu schließen (HORN et al. 1992; DVWK 1998; RUMMEL, HÖLZ & HORN 2007).

2.3.2 Brilliant Blue FCF

Der Farbtracer Brilliant Blue FCF ist ein Triphenylmethanfarbstoff ($C_{37}H_{34}N_2Na_2O_9S_3$), durch seine nicht toxischen Eigenschaften wird er häufig in der Lebensmittelbranche zum Anfärben von Getränken, kandierten Früchten, Konserven, Käserinde und Wursthäuten verwendet. Da er exzellente Eigenschaften, wie z.B. eine gute Löslichkeit in Wasser, ohne bedenkliche Nebenwirkungen auf Natur und Mensch, aufweist, wird dieser Tracer auch gerne in der Hydrologie für das Anfärben von Wasser eingesetzt. Farbtracer werden verwendet um in Feldexperimenten die Kontinuität und hydrologische Effektivität von Makroporen zu visualisieren, auch in der vorliegenden Arbeit wird der Farbtracer ausschließlich als Visualisierungswerkzeug benutzt (WEILER & NAEF 2003). Neben der guten Wasserlöslichkeit ist Brilliant Blue FCF außerdem für seine geringe Toxizität, seine gute Sichtbarkeit und im Besonderen für seine gute Mobilität bekannt, wodurch es in den letzten Jahren sehr häufig als Tracer, vor allem bei Infiltrationsversuchen, herangezogen wurde. In diesem Fall ist es wichtig die Frage nach der komplexen Verbindung zwischen Hohlraumgeometrie und Fließcharakteristik zu klären, da die Wasserinfiltration neben weiteren Faktoren von der Anzahl und der Konnektivität oberflächenoffener Makroporen abhängt und diese mit Hilfe von Farbtracern zu visualisieren sind (EHLERS 1975; WEILER 2001).

2.3.3 Computertomographie

Eine weitere Visualisierungsmethode in dieser Arbeit ist die Computertomographie (von altgr. *tome* = Schnitt und *graphein* = schreiben). Dabei werden sogenannte Slices (Schnittbilder) eines Objektes rechnerisch so ausgewertet, dass eine Vielzahl von Röntgenaufnahmen ein dreidimensionales Bild konstruieren. Die Computertomographie wurde erstmals 1917 durch die Nutzung des mathematischen Verfahrens nach dem österreichischen Mathematiker Johann Radon ermöglicht. Damals eine rein mathematische Erkenntnis, bildet heute die Radontransformation die Grundlage zur Berechnung von zerstörungsfreien räumlichen Aufnahmen eines Objektes mit seinen gesamten Innenstrukturen. 1968 definierte Sir Godfrey N. Hounsfield seine Erfindung der Computertomographie wie folgt:

„Mit einem eng fokussierten Röntgenstrahl wird eine transversale Körperscheibe tangential durchdrungen, das resultierende Intensitätsprofil wird über einen Szintillationsdetektor erfasst. Die Durchstrahlung wird aus einer Vielzahl von Winkeln wiederholt, so dass eine entsprechende Zahl von Intensitätsprofilen aus definierten Winkeln entsteht.“

Die erste computertomographische Aufnahme an einem Menschen wurde 1971 vorgenommen. Diese Bildverarbeitungsmethoden finden in fast allen wissenschaftlichen Bereichen, wie z.B. in der modernen Mikroskopie, der medizinischen Diagnostik (Strahlentherapie), in der Paläontologie und Archäologie, in der Astronomie, im Maschinenbau und in der Fernerkundung, Verwendung um beispielsweise Objekte in einem

Gerät zu zählen, zu vermessen und zu inspizieren oder damit Bilder aus Röntgen- und Ultraschallgeräten besser deuten zu können, wie das z.B. in der Medizin oder bei der Gepäckabfertigung geschieht (KALENDER 2000).

Mit Hilfe der Computertomographie ist es möglich den Versuchskörper, in diesem Fall den Bodenkörper, zerstörungsfrei zu untersuchen und dreidimensionale Rekonstruktionen zu erstellen (WARNER et al. 1989; JOSCHKO et al. 1991; LANGMAACK et al. 1999). JOSCHKO et al. (1991) untersuchte mit Hilfe dieser Methode die Morphologie der Regenwurmgänge in einer Bodensäule. Er benutzte die rekonstruierten dreidimensionalen Aufnahmen, um die Eigenschaften der Regenwurmgänge, welche in zweidimensionalen Bildern nicht ersichtlich sind, aufzuzeigen. Dabei ging er gezielt auf endogäische Regenwürmer und deren typische Gangstrukturen ein, die Computertomographie diente für die visuelle Darstellung der Regenwurmgänge sowie des gesamten Systems. Die Bildauflösung gelingt kaum feiner als 2-3 mm (JOSCHKO et al. 1991; DUNGER & FIEDLER 1997).

In dieser Arbeit wird die Computertomographie genutzt, um zwei annähernd ungestörte Bodenmonolithe auf Makroporen zu untersuchen (ESCHER 1996; JOSCHKO 1991; WARNER et al. 1989; TAINA, HECK & ELLIOT 2007).

Im Folgenden wird auf das Grundprinzip der Computertomographie eingegangen, wobei schon einige Erläuterungen aus Arbeiten von PETROVIC et al. (1982) und HAINSWORTH & AYLMORE (1983) zur Verfügung stehen, die sich speziell auf Bodenscans beziehen. Bei der Computertomographie wird das Objekt in vielen Schritten schichtweise von einer rotierenden Strahlungsquelle gescannt, um den Prüfkörper umfassend in 360° abzubilden. Die dabei angegebenen Röntgenstrahlen werden nach dem Durchdringen des Prüfkörpers von mehreren Detektoren gleichzeitig aufgezeichnet. Die Strahlenabschwächung während dem Durchdringen des Körpers gibt Aufschluss über die unterschiedlichen Dichten, die die Strahlen dabei erfahren, wobei jeder Punkt des Körpers mehrfach durchstrahlt wird (KALENDER 2000). In Abbildung 2.1 ist das Funktionsprinzip eines Rotate-Rotate-Geräts dargestellt.

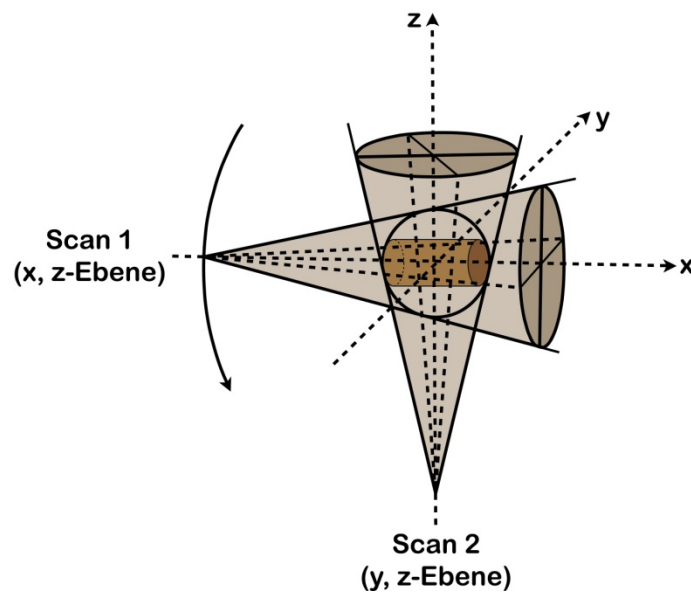


Abb. 2.1: Funktionsprinzip eines Rotate-Rotate-Computertomographen, verändert nach KUO-PETRAVIC et al. (2005).

Mit einem mit dem Computertomographen verbundenen Rekonstruktionsrechner werden die Datensätze mittels mathematischer Verfahren mit isotropen Voxeln (Würfelform mit $dx = dy = dz$) in qualitativ hochwertige dreidimensionale Schnittbilder umgerechnet. Dadurch sind Rekonstruktionen von axialen, sagittalen, coronaren oder auch obliquen Bildebenen ohne einen Verlust an Detailauflösung möglich (gefilterte Rückprojektion) (JÄHNE 2002). Die Röntgendichte wird in Grauwerten dargestellt und auf der Hounsfield-Skala angegeben, dies geschieht nach dem rechnerischen Verfahren der gefilterten Rückprojektion nach Johann Radon. Luft hat dabei einen Absorptionswert von -1000 HU, Wasser 0 HU und Metall > 1000 HU (Hounsfield-Units). Jedem Adsorptionswert in HU wird ein Grauwert in der bildlichen Darstellung des CT-Scans zugeordnet. Die Schnittbilder sind aus einem Gitter von Bildelementen (Pixel) aufgebaut, wobei jeder Pixel mit einer weiteren Information, dem Volumen, bestückt ist. Informationsträger sind somit sogenannte Voxel (Pixel + Volumen = Voxel). Die Voxeldaten werden dann in ein Schnittbild umgeformt (GRILLENBERGER & FRITSCH 2006). Die Absorptionsaufnahme kann im Hinblick auf die Unterscheidung dichter, wie z.B. Bodenmatrix, oder weniger dichter Bereiche, wie z.B. Poren, also luftgefüllte Hohlräume, sehr hilfreich und sehr wichtig sein. Zudem lassen sich Position und Ausprägung von inneren Bodenmerkmalen, wie z.B. Lage, Stärke und Breite der Hohlräume, zerstörungsfrei und genau bestimmen und visualisieren. Dabei müssen Überlagerungen verschiedener Strukturen berücksichtigt werden, etwa die hohe Dichte von Wasser in frischem Boden, die hohe Dichte von Metall oder einem PVC-Rohr, was zur vollständigen Überdeckung bzw. zu Bildfehlern, sog. Artefakte, führen kann. Für die anschließende Darstellung findet keine Bildbearbeitung, also keine Manipulation von Bildern statt, sondern aus den Originalbildern werden mit Hilfe von Bildverarbeitungsprozeduren die

notwendigen Informationen extrahiert. Mittels Signalverarbeitung werden die Bilder aufbereitet, in diesem Fall z.B. durch die Mustererkennung (JÄHNE 2002). Die Operationen, die ein Eingangsbild mit Hilfe einer mathematischen Abbildung in ein Ausgabebild überführen, in unserem Fall durch IDL (ITT Visual Information Solutions), sind sog. Filter. Der benutzte Nachbarschaftsfilter bezieht sich im Wesentlichen auf ein Rasterbild. Ziel einer Filterung ist im Allgemeinen eine Verbesserung eines Musters, im Einzelnen kann dies eine Reduktion störender Anteile, eine Hervorhebung informativer Anteile bzw. die Restaurierung eines idealen Musters sein. Die Abbildung, welche ein gegebenes Bild auf ein Ausgabebild abbildet, heißt Transformation (JÄHNE 2002). Die Qualität des CT-Bildes ist in erster Linie durch zwei Merkmale, dem Rauschen und der Schärfe, gekennzeichnet. Ziel ist es, eine Messroutine zur Erfassung und Vermessung von Makroporen und anderer Strukturen, z.B. Risse oder Wurzelgänge zu erstellen.

2.4 Quantifizierung von Regenwurmgangsystemen

Die weiteren Untersuchungen wenden sich an die Regenwurmgänge, da sie die Aktivität der Bodenfauna widerspiegeln. Zwischen morphologischen und physikalischen Eigenschaften des Bodengefüges, wie Infiltration, Wasserleitfähigkeit, Luftdurchlässigkeit oder Gasdiffusion besteht ein enger Zusammenhang, der durch die Regenwürmer und ihre Tätigkeit sehr stark beeinflusst wird. Jede Regenwurmart hat ihre ganz spezifische Ganglänge, Volumen, Windung und Lokalisierung im Boden. Des Weiteren hat jede Art ihre eigene Leistung im Hinblick auf die Bioturbation. Anhand von diesen Merkmalen kann von dem zu untersuchenden Gangsystem auf eine der drei in Kapitel 2.2 erwähnten ökologischen Gruppen geschlossen werden (LAMANDÉ et al. 2003). BEVEN & GERMANN (1982) definieren Makroporen als Poren, die durch die Fauna geformt werden und einen Durchmesser von 1-50 mm besitzen. Sie werden durch wühlende Bodentiere, wie Maulwürfe, Wühlmäuse, Erdhörnchen und Regenwürmer, gebildet und liegen in den obersten Bodenhorizonten in konzentrierter Form vor. Durch eine große Anzahl an unterschiedlichen Untersuchungen nach Regenwurmängen im Hinblick auf Länge, Volumen und Durchgängigkeit treten Probleme auf, eine standardisierte Methode zum Vergleich anderer Forschungsergebnisse zu finden. Die Regenwurmgänge werden in anderen Arbeiten zum Einen auf unterschiedliche Weise erfasst, zum Anderen auf unterschiedliche Parameter hin untersucht. Dabei werden Anzahl, Richtung, Durchmesser (etwa 3-12 mm), Auskleidung, Dauerhaftigkeit, Tiefe und Gangdichte charakterisiert (DUNGER & FIEDLER 1997). MCKENZIE & DEXTER (1993) schätzen einen Prozentanteil der Ganglänge als eine Funktion mit der Tiefe und geben keine Gesamtlänge an. JOSCHKO et al. (1989) füllt die Gänge mit Gips, um die Ganglänge zu quantifizieren, und kommt dabei auf Längen von $30,3 \pm 10,5$ cm. EHLERS (1975) schätzt das Volumen der Gänge, indem er die Makroporen im Feld auszählt und die Gänge relativ auf das Volumen des untersuchten Boden umrechnet. Auch KRETZSCHMAR (1988) schätzt nur den Prozentanteil

der Gangvolumina. All diese Untersuchungen liefern eingeschränkte Aussagen im zweidimensionalen Raum. In JOSCHKO et al. (1993) wird die Methode der Computertomographie vorgestellt, die eine dreidimensionale Rekonstruktion ermöglicht, bei der jedoch nicht auf eine quantitative Auswertung eingegangen wird. LANGMAACK et al. (1999) untersucht ebenfalls mit Hilfe von computertomographischen Methoden die Gesamtlänge, die Gesamtvolumina und die Windung der Gangsysteme eines Bodenkörpers und versucht mit diesen Daten eine quantitative Aussage anzustellen. In seinem Fall werden Makroporen untersucht, die vorzugsweise > 2 mm sind. WEILER (2001) untersucht Makroporen, die er als vertikal orientierte Regenwurmgänge quantifiziert. Eine weitere Schwierigkeit in der Untersuchung der zu erwartenden Gangstrukturen unterschiedlicher Regenwurmspezies besteht in dem Aufnahmevermögen der jeweiligen Spezies, das von der Korngröße der Bodenmatrix abhängt. In den meisten Studien geht man für *L. terrestris* von ca. 2 mm aus (CANTI 2003). Um die Makroporen der jeweiligen ökologischen Gruppe bzw. Art zuordnen zu können, muss zu Anfang eine Skala mit den zu untersuchenden Parametern für Makroporen festgelegt werden. Makroporen werden in der Literatur unterschiedlich definiert. In Tabelle 2.2 wird eine Übersicht über einige Definitionen nach BEVEN & GERMANN (1982) gegeben.

Tabelle 2.2: Definitionen von Makroporen einiger Arbeiten nach BEVEN & GERMANN (1982)

Reference	Capillary Potential, kPa	Equivalent Diameter, μm
<i>Nelson and Baver</i> [1940]	> -3.0	
<i>Marshall</i> [1959]	> -10.0	> 30
<i>Brewer</i> [1964]		
Coarse macropores		5,000
Medium macropores		2,000–5,000
Fine macropores		1,000–5,000
Very fine macropores		75–1,000
<i>McDonald</i> [1967]	> -6.0	
<i>Webster</i> [1974]		
[quoted in <i>Mosley</i> , 1979]	> -5.0	
<i>Ranken</i> [1974]	> -1.0	
<i>Bullock and Thomasson</i> [1979]	> -5.0	> 60
<i>Reeves</i> [1980]		
Enlarged macrofissures		2,000–10,000
Macrofissures		200–2,000
<i>Luxmoore</i> [1981]	> -0.3	$> 1,000$
<i>Beven and Germann</i> [1981]	> -0.1	$> 3,000$

3 Material und Methoden

Die besonderen vorherrschenden Prozesse und Ausgangssituationen waren zum Einen die Gründe für das Erstellen der Fragestellung dieses Themas, zum Anderen waren sie verantwortlich für die Auswahl der verwendeten Methoden. Die explizite Lage direkt am Rhein verursacht spezielle Bodengegebenheiten und Einflüsse, die zu diesen Eigenschaften führen und die es überhaupt erst ermöglichen, konkrete Aussagen über die Bioturbation anzustellen. Einflussfaktoren, die auf ein Auengebiet einwirken, können in zwei große Gruppen aufgeteilt werden:

1. Variablen des Flusssystems:

Überflutungshäufigkeiten, Wasserstände, Menge an Sedimentfracht, Abflussmenge

2. Bodenbildungsfaktoren:

Fauna, Vegetation, anthropogene Einwirkungen, Klima, Geologie

Einflussgrößen, die auf die Regenwurmpopulation an diesem Standort einwirken und die in diesem Versuch berücksichtigt werden, sind:

- Einflüsse des Flusssystems, im Speziellen die Hochwasserhäufigkeit.
- Vegetation (pH- und Humus-Wert und Nahrung)
- Klima, insbesondere die Niederschlagshäufigkeit und die Temperatur.
- Einflüsse des Bodens und der Geologie (SOMMER et al. 2002).

Die Schwierigkeiten, welche sich durch die Eigenschaften und besonderen Gegebenheiten an diesem Versuchsstandort ergeben, müssen beim Vergleich mit anderen Standorten berücksichtigt werden und erschweren somit die Übertragbarkeit.

3.1 Standort

Im Falle der Diplomarbeit von HERZOG (2004) und dieser Arbeit kann vom selben Versuchsstandort bei Au am Rhein ausgegangen werden. Er liegt direkt am Ufer des Oberrheins, ca. 10 km südlich von Rastatt an einer ehemaligen Panzerrampe (Rechtswert 442607, Hochwert 5423416). Der zu untersuchende Sedimentboden, ein typischer Rheinauenboden, befindet sich laut Bodenkarte von Baden-Württemberg Blatt 7015 Rheinstetten im Bereich des Bodentyps Brauner Auenboden, Auengley (BUSCH & FLECK

1997). Darüber hinaus wurde dieser Boden bei vielen Exkursionen des Instituts für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg und von HERZOG (2004) als eine Vega (von span. *la vega* = Aue) kartiert. Der Boden liegt geologisch auf Rheinschotter, etwa 10 m vom Fließgerinne des Rheins entfernt. Diese verbraunten Auenböden werden als Sedimentboden charakterisiert, der sich durch eine jährliche Sedimentfracht von ca. 1 cm in einer rezenten Rheinaue entwickelt und durch periodische Überflutungen geprägt wird.

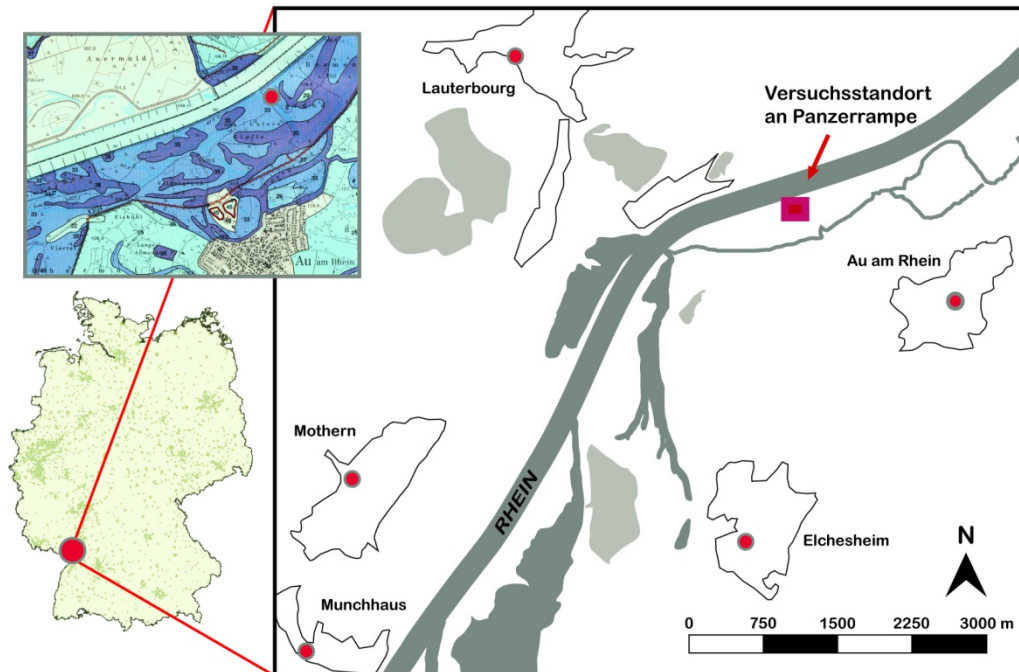


Abb. 3.1: Übersichts- und Detailkarte des Versuchsstandorts Au am Rhein. Bodenkarte von Baden-Württemberg, Blatt 7015 Rheinstetten nach BUSCH & FLECK (1997).

Es handelt sich um einen homogenen Boden mit einer tiefreichenden und meist sehr gleichförmigen Braunfarbe aus lehmig sandigen Talsedimenten über Auensand auf Rheinschotter (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Die Horizontabfolge: Ah, aM, aM-Go charakterisiert diesen Boden eindeutig. M steht hierbei für Migrare (von span. *migrar* = Wandern) und bezeichnet einen Mineralbodenhorizont aus holozänem Solummaterial, welcher für seine lockere, fruchtbare und sehr biologisch aktiven Eigenschaften bekannt ist. Diese Eigenschaften können durch den hohen Kalziumgehalt, einer hohen nutzbaren Wasserkapazität und dem Nährstoffreichtum abgeleitet werden. Redoximorphe Merkmale sind, wenn überhaupt, erst ab einer Tiefe von ca. 80 cm zu erkennen. Durch dieses diagnostische Merkmal sind sie eindeutig von den Gleyen zu unterscheiden. Der Grund dafür liegt wahrscheinlich darin, dass das Grundwasser nur kurze Stillstandlagen erreicht und durch die hohen Fließgeschwindigkeiten und die hohe Wasserleitfähigkeit einen raschen Austausch mit sauerstoffreichem Grundwasser ermöglicht wird, was im gesamten Boden zu relativ hohen

Sauerstoffgehalt führt. Die Auensedimente, die aus feinkörnigem Ton- oder Schluffsediment bestehen, auch als Auenlehme bezeichnet, entstehen durch die mit der Strömungsgeschwindigkeit abhängige Korngrößen-Sortierung. Im Rheineinzugsgebiet sind die Sedimente aus vorverwittertem kalk- und lößhaltigem Material, da dies von Lößböden, Kalk- und Buntsandstein erodiert wurde. In Abbildung 3.2 wird eine Zusammenstellung der wichtigsten Charakteristika der Vega dargestellt.

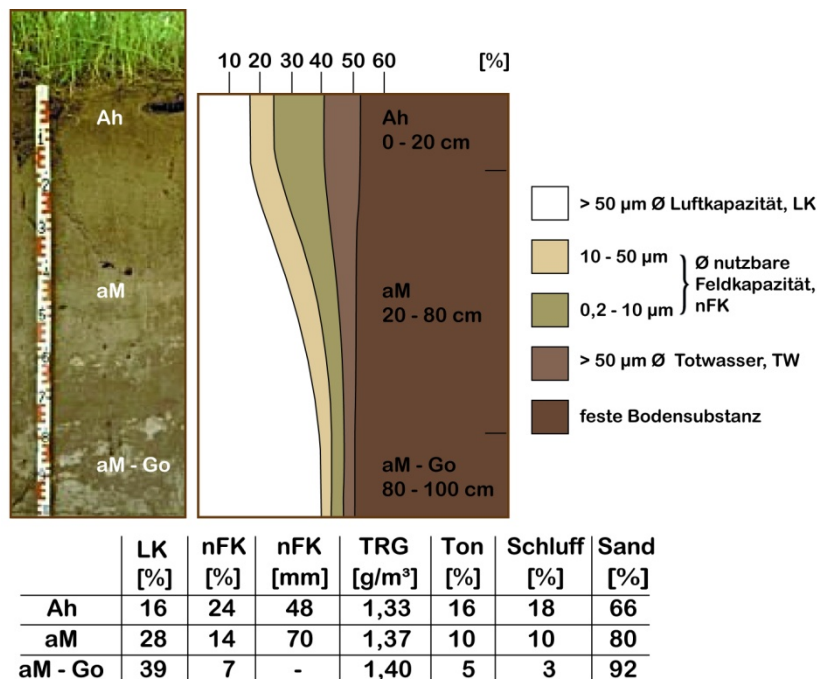


Abb. 3.2: Bodenprofil der Vega mit bodenphysikalischen Kennwerten nach der LFL BAYERN – FACHBEREICH AGRARÖKOLOGIE (2004).

Durch diese Bodenzusammensetzung ist das gebundene Blei in diesem Boden immobil. Die Nutzung dieses Bodens beschränkt sich meist auf Grünlandnutzung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Die natürliche Vegetation der Aue, also der Auenbewuchs, insbesondere an diesem Standort besteht aus Pappeln, Stieleichen, Weiden, Eschen und Brennnesseln. Die Versuchsfläche ist großflächig mit Brennnesseln bedeckt und wurde in den letzten 20 Jahren nicht verändert, somit kann von einem ungestörten Graslandboden ausgegangen werden. Nach KLINGER (2002) gehört das Oberrheinische Tiefland klimatisch zu den begünstigten Räumen im Land Baden-Württemberg. Es herrscht ein mildes und wenig zu Extremen neigendes Klima vor. Die Klimawerte variieren in der Ebene nur wenig im Nord-Süd-Verlauf. Deutlicher ist der Ost-West-Gegensatz, da das Land unmittelbar am Rhein noch im Regen- und Windschatten der Vogesen liegt. Mit Annäherung an den Schwarzwald machen sich Steigungseffekte durch höhere Niederschlagsmengen bemerkbar (KLINGER 2002). Der Rhein besitzt die Abflusseigenschaften eines Regimetyps zweiten Grades, die aus Temperatur und Niederschlagsverläufen resultierenden Wasserstände im Winter, meist im

Zeitraum Februar bis März, und Sommer, meist im Zeitraum Juni bis August, führen zu diesen Zeiten ein bis zweimal zu Hochwasserereignissen. Aus einer Arbeit der INTERNATIONALEN KOMMISSION FÜR DIE HYDROLOGIE DES RHEINGEBIETES (2007) geht hervor, dass sich ein minimal zunehmender Trend der HQ-Scheitel der Winterhalbjahre ergibt. In Abbildung 3.3 sind die relevanten Wetterdaten des Versuchszeitraums aufgetragen. Außerdem ist am 15.9.08 eine Überschreitung der Ausuferung bei 630 cm zu erkennen, die ein Hochwasserereignis zu diesem Zeitpunkt beschreibt. Durch die relativ häufigen Überflutungen hat sich v.a. in den letzten die bleibelastete Sedimentfracht gleichmäßig abgelagert.

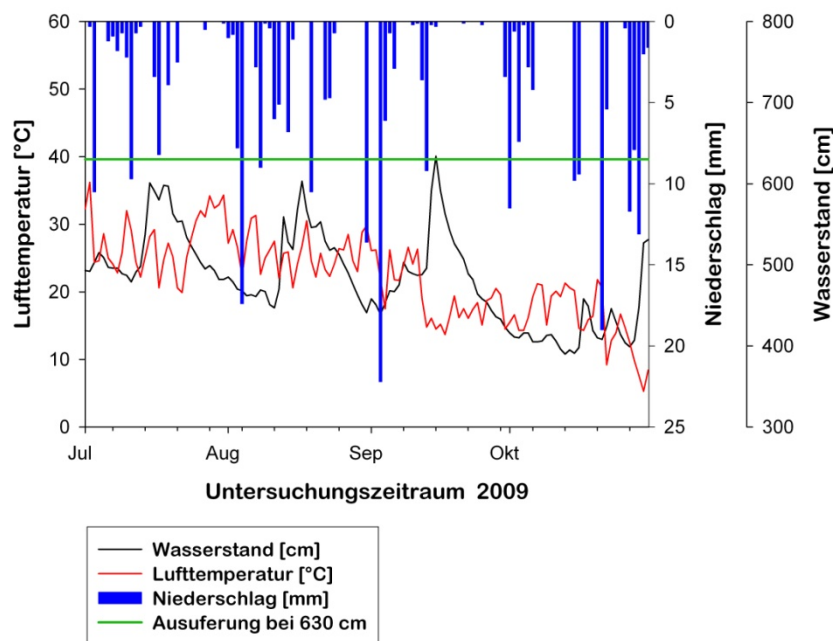


Abb. 3.3: Wetterdaten während des Versuchszeitraums. Aufgetragen sind Wasserstände [cm] (schwarze Linie), Lufttemperaturen [°C] (rote Linie), Niederschläge [mm] (blaue Balken) und die Ausuferung bei 630 cm Wasserstand. Daten des Deutschen Wetterdienstes 2008.

3.2 Methodik

Die Menge an gemessenen Parametern macht es nicht einfach ein Standardverfahren zu entwickeln und einen Vergleich zu anderen Arbeiten hinsichtlich der Bioturbation herzustellen. Bei der Auswahl der hier verwendeten Methoden geht es zum Einen um die Aussagekraft der einzelnen Methoden, zum Anderen um die Kombinationsmöglichkeit dieser, um sie bestmöglich zu vergleichen und ihre Unsicherheiten zu minimieren. Im Folgenden werden die Methoden, die in der Reihenfolge der Versuchsschritte benutzt wurden, vorgestellt. Abbildung 3.4 zeigt die Auswahl an Methoden mit ihrer jeweiligen Gewichtung. Die CT-Schnittbilder haben dabei einen sehr großen Stellenwert, da sie es ermöglichen, den

stationären, ungestörten Bodenkörper mit den tatsächlich vorhandenen Biokanälen über die Tiefe nicht nur darzustellen, sondern auch zu quantifizieren. Von diesem aktuellen Standpunkt aus können die weiteren Methoden überprüft und die Unsicherheit der Computertomographie, durch deren beschränkte Auflösung, minimiert werden.

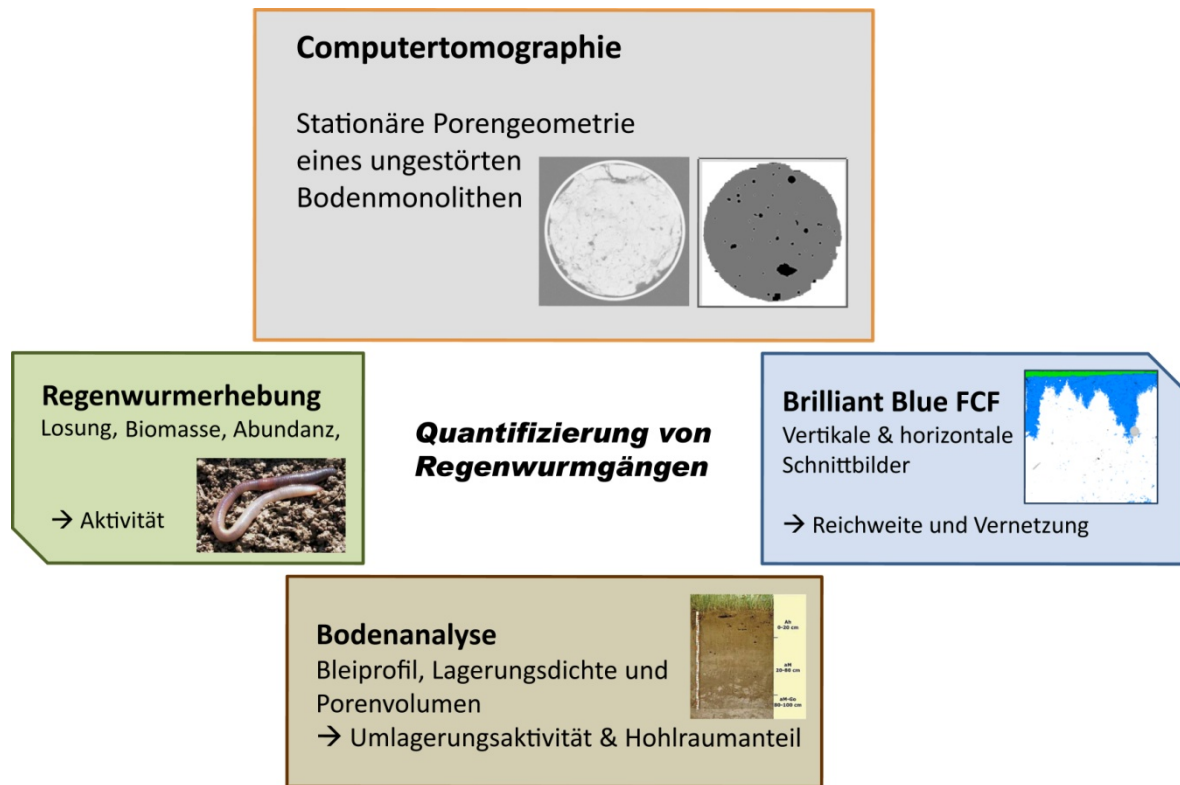


Abb. 3.4: Übersicht der ausgewählten Methoden dieser Arbeit.

3.3 Versuchsaufbau

In Zusammenarbeit mit dem Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg wurde das Versuchsfeld mit einer Größe von ca. 25 m² festgelegt. Darin befinden sich ein 1 m² großes abgestecktes Feld für den Tracerversuch und vier 30 x 30 cm große abgesteckte Felder, die während der gesamten Versuchszeit auf Regenwurmlösung untersucht werden.

Das Feld für den Tracerversuch wird, wie in Abbildung 3.5 dargestellt, alle 10 cm in fünf vertikale Schnittebenen geteilt. Aus dem hinteren Bereich werden zwei Bodenmonolithe mit einem Durchmesser von 30 cm und einer Tiefe von ca. 80 cm entnommen. Der Versuchszeitraum lag zwischen dem 29.8.08 und dem 25.9.08, wobei es, wie schon zuvor erwähnt, durch ein Hochwasserereignis am 15.9.08 zu einer Verzögerung des Tracer-Versuchs kam. Die Durchschnittstemperatur während diesem Zeitraum lag bei ca. 15°C.

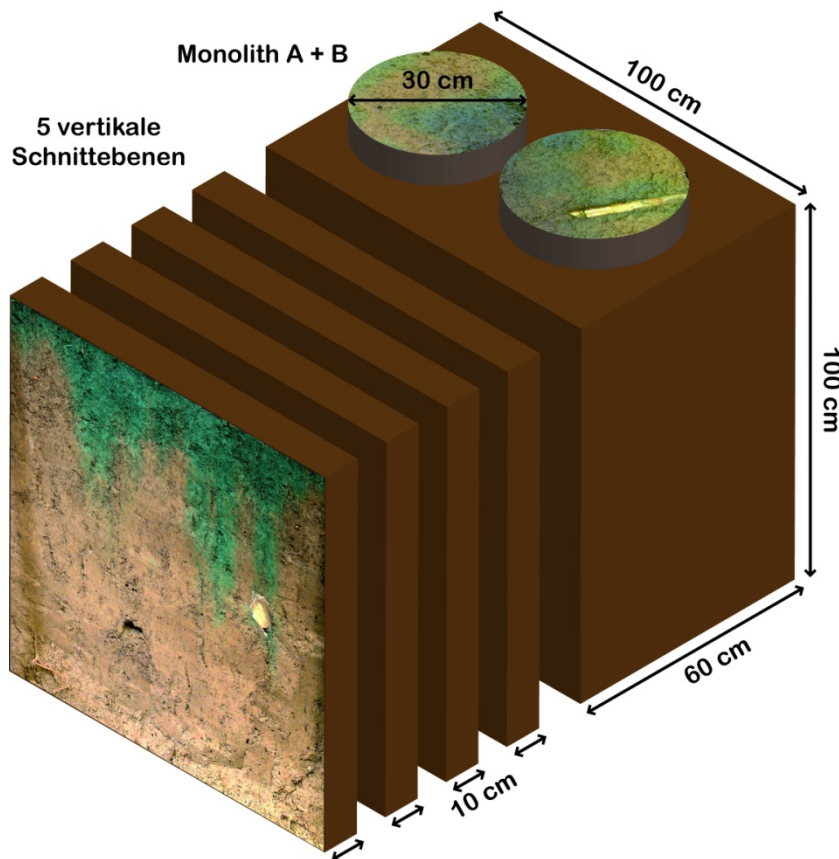


Abb. 3.5: Versuchsaufbau des Tracerversuchs mit Vertikalschnitten sowie Entnahmesituation der beiden Bodenmonolithe.

3.3.1 Regenwurmerhebung

Bodentiere sind kryptische Organismen und im Bestand visuell gut zu erkennen, wodurch zunächst einfache Methoden zur quantitativen Bestimmung des Bestands am Versuchsort zum Einsatz kommen. Diese Methoden dienen zunächst einer ersten Vorstellung der Aktivität der Fauna im gegebenen Boden ohne größeren Messaufwand. Die quantitative Erfassbarkeit der Bodenfauna hängt nicht nur von Körpergröße, Wohndichte und Lebensort ab, sondern wird weitgehend vom Lebensstadium (Eistadium, juveniles oder adultes Stadium), der Aktivitätsform, des Lebenszyklus und der Lebensdauer beeinflusst. Mit einer Methode ist meist nur ein Stadium einer Art oder Artengruppe unter bestimmten Raum-Zeit-Bedingungen befriedigend nachweisbar. Nachfolgend wird eine Übersicht der verwendeten Arbeitsmethoden gegeben. Dabei wird zunächst auf die Losungsproduktion eingegangen, danach auf die Bestimmung der Regenwurmpopulation und zuletzt auf die Bestimmung der Artenvielfalt. Während der gesamten Versuchszeit werden die Einflüsse durch die Beschädigung der Krautvegetation und durch Vertrittschäden so gering wie möglich gehalten.

1. An vier Zeitpunkten werden auf vier abgesteckten Flächen (A, B, C, D) Losungsmengen entnommen, die Aussagen über die Bioaktivität an diesem Standort

geben sollen. Die Quantifizierung der Losungsproduktion geschieht durch die visuelle Erfassung der am Gangende oberflächlich abgelegten Krümel. Die Ablagerungen werden auf einer präparierten Fläche von 0,36 m² untersucht und später auf eine Fläche von 1 m² normiert. Dabei werden die vier Flächen zum Anfang des Experiments von der Humusaufgabe befreit und oberflächlich vorhandene Kotkrümel entfernt, wodurch eine plane Oberfläche entsteht. Alle zwei bis drei Wochen werden von Hand mit einem Spachtel die oben aufliegenden Kotkrümel abgelesen und danach ihre Trockenmasse (bei 40°C und 105°C im Trockenschrank über Nacht getrocknet) bestimmt (DUNGER & FIEDLER 1997).

2. An zwei Zeitpunkten wird mit Hilfe eines Wurzelspaten ein Volumen von 27 l ausgegraben und auf die Regenwurmpopulation hin untersucht. In diesem Zusammenhang empfiehlt ZICSI (1962) bei der Handauslese im Gelände eine optimale Probertiefe für Ackerböden von 20 cm. Da es sich im Fall dieser Arbeit nicht um einen Ackerboden handelt und die vorgefundene, gleichmäßige Verteilung der Tiere in 30 cm Tiefe auf eine quantitativ bessere Erfassung des Bestandes hinweist, wurde ein gleichmäßiges Volumen von 30 x 30 x 30 cm entnommen (GISI 1997). Eine Austreibung durch Wärme, elektrischen Strom oder bestimmten Chemikalien wurde nicht vorgenommen, da z.B. Formalin die Regenwürmer und die Vegetation schädigt und unter Umständen das Grundwasser kontaminiert (DUNGER & FIEDLER 1997; SOMMER et al. 2002). Außerdem hat sich gezeigt, dass die einzig sichere Methode um anöische Regenwürmer im vollen Umfang zu erfassen das extrem aufwendige Ausgraben in große Tiefen darstellt (SOMMER et al. 2002). Um einen möglichst hohen Anteil an geschlechtsreifen Tieren zu gewinnen und die Würmer indem im Jahresverlauf ökologisch-physiologisch stabilsten Zeitraum sammeln zu können, wird die Regenwurmprobenahme im Spätsommer durchgeführt. Frühere und spätere Termine sind aufgrund der temperaturbedingten Inaktivität der Regenwürmer zu meiden (QUACK et al. 2003). Die in Eimern transportierten Proben wurden auf eine weiße Kunststoffplane überführt, mit einem Sieb (Maschenweite 1 mm) gesiebt und sorgfältig nach Regenwürmern durchsucht. Die so gewonnenen Tiere wurden für die Bestimmung in Aluminiumschalen maximal drei Tage lang im Kühlschrank aufbewahrt. Sie wurden anschließend einzeln herausgenommen und in adulte und juvenile Tiere vorsortiert. Als adult gelten Tiere mit einem ausgeprägten *Clitellum*, als juvenil alle Tiere ohne *Clitellum* (RENNER 1984). Die zu untersuchenden Regenwürmer sind ohne Fixierung visuell nur schwer bestimmbar und werden somit meist mit Formalin oder ähnlichem getötet. Bei nicht fixiertem Probenmaterial ist jedoch die deutlich charakteristische Färbung der Tiere zu erkennen, die wiederum eine Charakteristika der unterschiedlichen Arten darstellt. Dabei konnten die zu bestimmenden Würmer auf zwei Regenwurmartens reduziert werden, wodurch eine

einfachere Einordnung der Tiere in Gruppe und Art durch eine Lebendbestimmung möglich war. Die Regenwürmer werden mit einer Kunststoffpinzette herausgesammelt, in eine kleine Kunststoffschale mit kaltem Wasser gegeben und kurz auf ein Papiertuch abgelegt. Der anhaftende Boden und das Wasser werden entfernt um grobe Messfehler ausschließen zu können. Da die Bodenorganismen unterschiedlich groß sind und schon alleine deswegen unterschiedliche Raumeinheiten beanspruchen, sind Angaben über die Individuenzahl einer Art pro Bodeneinheit von eingeschränkter Aussagekraft. Die absolute Zahl der Individuen wird durch die Biomasse, d.h. durch die Gewichtsmenge, relativiert, sie gilt als Indiz für die ökologische Bedeutung der jeweiligen Art. Deshalb werden alle Regenwürmer einzeln und mit Darminhalt in einem kleinen Tiegel auf einer Mikrowaage (Kern 770, Balingen) mit einer Genauigkeit von 0,001 g gewogen. Die Darmfüllung kann maximal 20 % der Frischsubstanz ausmachen (DUNGER & FIEDLER 1997). Es wurden immer Populationsdichte und Biomasse der Regenwürmer ermittelt. Sowohl die Werte für die Gesamtpopulation als auch für die ökologischen Gruppen. Alle Werte wurden auf eine Fläche von 1 m² normiert. Die Direktbestimmung der Biomasse im Bezugsmoment geschieht durch wiegen der Frischmasse einzelner Individuen und eines gesamten Kollektivs gleicher Individuen. (DUNGER & FIEDLER 1997). Außerdem wurden ihre Längen und Durchmesser bestimmt. Dadurch können Aussagen über die Gesamtbiomasse und Abundanzen in diesem Bodenvolumen und zu dieser Zeit getroffen werden.

3. Ein weiterer wichtiger Parameter ist die Artenvielfalt. Da sich an diesem Standort keine mechanische Bodenbearbeitungen und somit kein Eingriff in den Lebensraum der Bodenorganismen stattfinden, kann die Artenvielfalt relativ hoch sein. Es bedarf praktischer Erfahrung, um die Arten sicher im Gelände bestimmen zu können (QUACKE et al. 2003). Die makroskopischen Bestimmungsmerkmale der Zielarten sind in Abbildung 3.6 dargestellt.

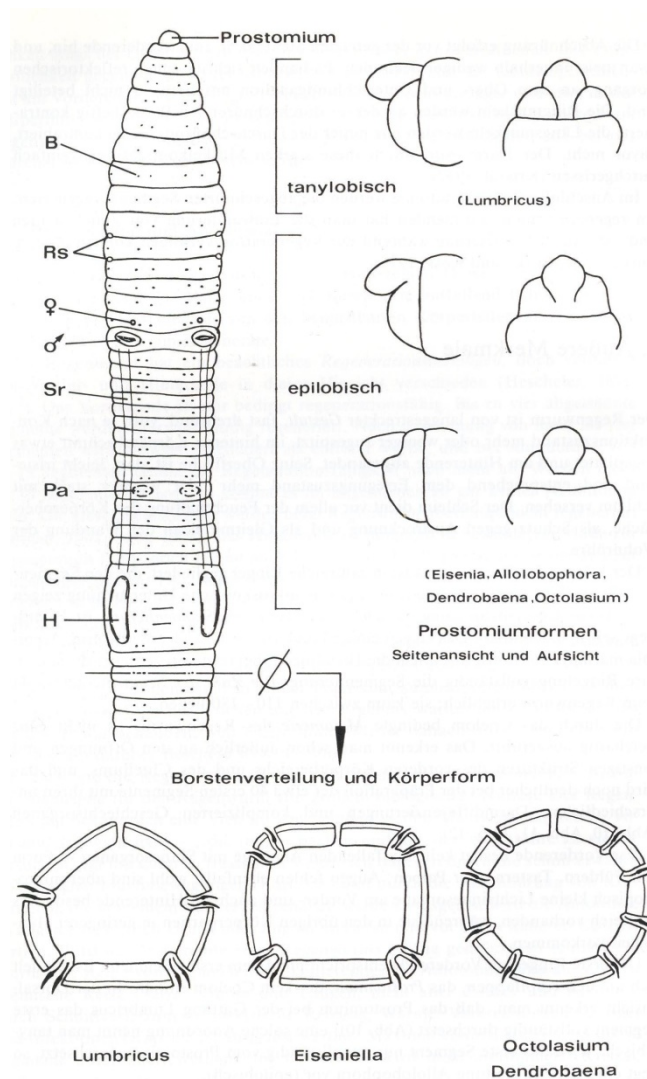


Abb. 3.6: Regenwurmbestimmung nach PETERS & WALLDORF (1986).

Hierbei können verschiedene Bestimmungsschlüssel kombiniert werden, um die Ungenauigkeiten der Lebendbestimmung zu minimieren (HERR & BAUCHHENß 1987; GRAFF 1953; SIMS & GERARD 1985). Durch diese Schlüssel ist es möglich, die adulten Tiere bis zur Art und die juvenilen bis zur Gattung zu bestimmen (DUNGER & FIEDLER 1997). Die Bestimmung erfolgt spätestens drei Tage nach dem Fang am lebenden Tier nach dem Bestimmungsschlüssel von GRAFF (1953) und BOUCHÉ (1977). Die Bestimmung der Arten erfolgte zunächst über den Mundlappen. Der Übergang vom Mundlappen zum nachfolgenden ersten Körpersegment (*Peristomium*) wird in zwei relevante Typen unterschieden, der epiloben und tanyloben Form (siehe Abb. 3.6). Im zweiten Schritt wurde das *Clitellum* (Geschlechtsorgan) am 15. Segment auf Größe und Form hin untersucht. Die Borsten konnten leider nicht untersucht werden, da es bei einer Lebendbestimmung nicht möglich ist, die aktiven Tiere mit dem Mikroskop unter der gewünschten Auflösung zu untersuchen. Die weiteren Kriterien waren Umfang, Länge und Farbe der Tiere. Diese geben

schließlich eindeutige Hinweise auf die gesammelten Regenwurmart (HERR & BAUCHHENß 1987).

3.3.2 Tracerversuch

Bei diesem Versuchsteil wird eine abgesteckte Versuchsfläche von 1 m² mit Hilfe eines Pflanzensprühers und des darin aufgelösten Farbtracers Brilliant Blue FCF (Cl.42090) über eine Dauer von 4 h beregnet. Dabei werden eine konstante Beregnungshöhe von ca. 80 cm sowie eine Beregnungsintensität von 15 mm/h eingehalten (FLURY & FLÜHLER 1995). Die Farblösung besteht aus 4 g Brilliant Blue-Farblösung pro Liter Rheinwasser (WEILER 2001). Vor dem Beregnungsversuch wurde der auf der Versuchsfläche befindliche Pflanzenbewuchs bis 20 cm über dem Boden entfernt.

Die markierten Fließwege entstehen durch das Eindringen des Farbtracers in den Boden seitlich am Rand der Poren, aufgrund dessen werden diese im Anschnitt sichtbar. Anhand der vertikalen und horizontalen Schnittbilder wird die Gesamtheit der zusammenhängend gefärbten Flächen, die Struktur und die Konnektivität der Brilliant Blue-Farbe sichtbar und so kann auf die Menge an gefärbten Makroporen und die Reichweite der präferentiellen Fließwege geschlossen werden. Die angefärbten Flächen werden als präferentielle Fließwege, in diesem Fall durch das Regenwurmangnetzwerk, definiert, nicht gefärbte Flächen als zusammenhängende Bodenmatrix angesehen.

Am darauf folgenden Tag wird das besprenkelte Versuchsfeld in vier gleichgroße Felder je 10 x 100 cm und einem letzten Feld mit den Maßen 60 x 100 cm, wie in Abbildung 3.5 dargestellt, unterteilt. Aus dem letzten Feld werden einige Tage später nebeneinander zwei Bodenmonolithe vorsichtig ausgegraben. Von den Bodensäulen werden zunächst computertomographische Aufnahmen erstellt, worauf später näher eingegangen wird. Danach werden die Monolithe im Labor in der Horizontalen aufgesägt, um horizontale Schnittbilder anzufertigen.

Vor jeder Aufnahme werden die Bodenschnitte mit Hilfe von Spaten, Spachtel und Pinsel hinsichtlich der Regenwurmkanäle und Ebenheit des Schnittes präpariert und die zugefallenen Poren werden mit Hilfe einer Präpariernadel aufgearbeitet (HAGEDORN & BUNDT 2002).

Alle vertikalen Bilder werden mit einer Digitalkamera Panasonic DMC-FZ18 mit 35 mm Linse angefertigt. Dabei werden für jede Aufsicht fünf verschiedene Belichtungen verwendet, um später die Bilder auswählen zu können, bei der sich die angefärbten Flächen am Besten vom Rest des Bodens abheben und diese somit die optimale Belichtung darstellt. Ebenfalls wird für die spätere Analyse an jeder Aufsicht ein Holzrahmen mit einer Skala (100 x 100 cm bei vertikalen Schnittbildern, 30 x 30 cm bei horizontalen Schnittbildern) und einer Grauwert-Farbtabelle (20 Farbfelder) angelegt.

Vertikale Schnittbilder

Vor dem Versuchsfeld wird eine etwa 1,10 m tiefe Grube ausgehoben, um eine optimale Entfernung für Fotografien zu gewährleisten. Aus ca. 1,70 m Entfernung wurden alle Aufnahmen am 24.9.08 ohne weitere Lichtmittel bei natürlichem Tageslicht im Zeitraum von 13:00 Uhr bis 16:30 Uhr angefertigt. Die Kamera wird dabei so auf einem Stativ platziert, damit sie mit der Flucht auf gleicher Höhe mit dem Bildausschnitt steht.

Horizontale Schnittbilder

Die beiden Monolithe werden alle 4 cm angesägt und vorsichtig abgetragen, so dass eine glatte Ebene mit möglichst vielen offenliegenden Poren entsteht, die dann fotografiert werden kann. Um die Fotografien über die ganze Zeit mit dem gleichen Abstand von 50 cm zu erstellen wird ein Stativ benutzt. Eine Markierung am Rand der Monolithe hilft die Fotografien an der gleichen Stelle zu machen.

Die Bilder mit einer Auflösung von 3264 x 2448 Pixeln werden in einem 24-Bit JPG-Format abgespeichert und mit einer Bildbearbeitungsmethode nach WEILER (2001) mit Hilfe der Software IDL weiter bearbeitet. Die Bilder der Bodenprofilwände werden auf die Tracerverlagerung hin untersucht. Ziel des Versuchs ist es die Reichweite des Farbtacers zu quantifizieren. Jedes Bild wird zunächst auf seine gefärbten und nicht gefärbten Bereiche hin untersucht. Dabei wird jedoch kein Unterschied in der Intensität der blaugefärbten Flächen gemacht. Insgesamt wird diese Prozedur mit jeder der fünf vertikalen Fotoschnitte und den beiden Monolithen, die in 14 horizontale Schnitte zerlegt werden, durchgeführt. Die RGB-Bilder stellen jede Intensität der jeweiligen Hauptfarbe, eine diskrete Variable in 256 Stufen, dar.

Zunächst wird von jedem Bild der zugehörige Aufnahmefehler korrigiert. Dabei findet zu aller erst eine geometrische Korrektur, d.h. ein Eliminieren von geometrischen Verzerrungen, statt, indem das Bild in seine korrekte, quadratische Form ohne fehlerhafte Bildlage, die durch die Optik der Linse entsteht, überführt wird. Die Fehler bei der Fotografie entstehen, da nicht immer alle Fotos mit einer senkrechten Flucht zum Objekt hin angefertigt werden können und auch die Belichtung der Fotos variieren kann. Dies geschieht durch die Angabe der korrekten Bildkoordinaten (Vertikal 100 x 100 cm und Horizontal 30 x 30 cm), welche durch ein Polynom ersten Grades mit den Ausgangspunkten interpoliert werden. Im korrigierten Bild, das nun als TIF-Format vorliegt, repräsentiert ein Pixel 1 cm² im Bodenprofil. Um die Farbstufen für jeden Pixel zu korrigieren wird eine Nachbarschaftsfunktion genutzt. Dabei wird zum nächsten Nachbarn interpoliert. Um die Lichteinflüsse, die sich während des Versuchs verändern, zu korrigieren, werden diese durch die Verwendung einer Grauskala minimiert, um einwandfreie Vergleichsmöglichkeiten zwischen den Bildern zu gewährleisten. Bei der nachfolgenden Segmentierung der Lichteinflüsse werden Grenzwerte im

Grauwertbereich festgelegt. Für diese automatische Prozedur der zwei Grenzwerte im Binomial-Histogramm werden die Bilder mit der besten optischen Ansicht ausgewählt. Nachdem alle Schnitte klassifiziert und korrigiert wurden, werden Bereiche wie Bodenoberfläche und Steine digitalisiert. Zum Abschluss können die Bilder auf die Volumendichte und die Oberflächendichte mit der Tiefe analysiert werden. Die Tracerbilder können erste Aufschlüsse über verschiedene Fließprozesse geben.

Die Volumendichte beschreibt in zweidimensionaler Auflösung eine Eigenschaft aus einem räumlichen Körper. Dabei sagt die Volumendichte aus, wie viele gefärbte Pixel mit der Tiefe vorliegen. Die Oberflächendichte ist in drei Dimensionen als die Oberfläche einer Struktur geteilt durch das Volumen der Bezugsfläche festgelegt. Die Oberflächendichte wird vom Dichteabschnitt abgeschätzt und berechnet die Anzahl der Abschnitte zwischen gefärbten und nicht gefärbten Pixel mit der Tiefe.

3.3.3 Computertomographie

Nachdem der Tracerversuch beendet wurde und die Bilder der vertikalen Aufsicht angefertigt wurden, werden zwei Bodenmonolithe mit einem Durchmesser von ca. 30 cm und einer Tiefe von ca. 80 cm vorsichtig ausgegraben und in die Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg gebracht, um an deren Stammholztomographen CT-Schnittbilder anzufertigen. Dabei werden Röntgenschnittbilder angefertigt, die es ermöglichen, die Aggregate in einem Bodenverband zu untersuchen. Mit dieser Methode sollen die spezifischen Spuren der dort lebenden Regenwurmartens zerstörungsfrei visualisiert werden. Die CT-Daten werden außerdem genutzt um Parameter wie Gesamtlänge, Volumen und Durchgängigkeit der Hohlräume zu quantifizieren. Anhand von computertomographischen Aufnahmen zweier ungestörter Bodenmonolithe soll es möglich sein, durch Verfolgung von Regenwurmgängen und deren Porengeometrie die vertikale Reichweite der Bioturbation zu quantifizieren und sogenannte dreidimensionale Gangbilder zu erstellen (WENDT & LARINK 1990). Die Monolithe werden hierzu vorsichtig in die horizontale Ebene gelegt und jeweils mit zwei 5 mm starken Metallstangen 2 cm vom Rand aus durchstoßen, um später die Lage der Monolithe zu rekonstruieren. Von den Bodensäulen werden im Abstand von 5 mm computertomographische Aufnahmen angefertigt. Es handelt sich hierbei um ein Spiral-CT der Firma Mikrotec, bei dem das Objekt mit konstanter Geschwindigkeit entlang seiner Längsachse von der Strahlenebene abgetastet wird, während die Strahlenquelleneinheiten konstant rotieren (Rotate-Rotate-Gerät). Die Daten werden in sogenannte Slices umgewandelt, Daten von nicht kompletten Slices von Fuß und Kopf des Monolithen werden nicht weiter verwendet. Im nächsten Schritt werden die Schnittbilder mit Hilfe der Software IDL weiterbearbeitet. Die Auflösung beträgt 1,1 mm, die Dichte an einem bestimmten Punkt wird in Graustufen über die Fläche der Schnittebene umgerechnet. Die Darstellung in 256 Graustufen (TIF-Format) entspricht Dichten von ca. 5 g/cm³. Um

Aussagen über die Präzision dieser Methode anstellen zu können werden CT-Bilder von einem standardisierten Prüfkörper mit unterschiedlichen Porengrößen (10 mm, 8 mm, 7 mm, 6 mm, 5 mm, 4 mm, 3,5 mm, 3 mm, 2,5 mm, 2 mm, 1,6 mm, 1,3 mm und 1 mm) angefertigt. Die Grauwerte sagen aus, wie viel Röntgenstrahlung absorbiert wird und sind hauptsächlich von der Dichte des zu durchstrahlenden Körpers nichtlinear abhängig. In unseren Messungen bedeuten helle Grauwerte dichtere Medien.

Die folgenden Schritte werden von JOSCHKO et al. (1991) und JOSCHKO et al. (1993) detaillierter beschrieben. Für eine dreidimensionale Rekonstruktion von Gängen sind bestimmte Datenumformungen erforderlich. Sie basieren auf einer digitalisierten Bildmatrix entsprechend der Hounsfield Units (HU) oder Röntgenabschwächungswerten. Da Luft ein nicht absorbierendes Medium für Röntgenstrahlung ist, sollten luftgefüllte Gänge einen Wert von annähernd 0 haben. Um in den CT-Schnittbildern die Poren von der Matrix abzutrennen, muss ein so genannter Threshold, also ein Schwellenwert, festgelegt werden, der das vorliegende Dichtespektrum definiert und über alle Messungen beibehalten wird. Dabei werden die Graustufen in Schwarzweiß umgewandelt, alles, was dunkler als ein bestimmter Grauton ist, wird schwarz, alles, was heller ist, wird weiß, um die Bodenporen von der Bodenmatrix abzugrenzen. Die Objekte, die auf diese Art verstärkt werden, sind mögliche Hohlräume. Den Graustufen 0 bis 5 werden Poren zugeordnet, den Graustufen 6 bis 56 werden Matrix und den Graustufen > 57 werden dem PVC-Rand zugeordnet (siehe Abb. 5.1) (CAPOWIEZ et al. 1998). Mit einem über dem in Schwarzweiß umgewandelten Bild liegenden Filter werden alle Pixel, die $< 1 \text{ mm}^2$ sind und alle länglichen und kleinen Objekte, die nicht Teil des Gangsystems sein können, beseitigt. Außerdem wird über jeden Schnitt eine Maske gelegt, um das PVC-Rohr und den äußeren, leicht beschädigten Bodenring von der weiteren Berechnung auszuschließen. Die Benutzung einer Zerlegungsprozedur (recursive segmentation procedure) ermöglicht nun alle übriggebliebenen isolierten Gruppen von Volumenpixeln (Voxel), die Luft repräsentieren, klar zu kennzeichnen und mit festen Gruppennummern zu versehen, um sie dann messen zu können. Diese Gruppen repräsentieren Hohlräume einschließlich der Regenwurmgangsysteme. Dieser, bei der Quantifizierung der Gangsystemstruktur benutzte, Algorithmus wird in verschiedenen Arbeiten beschrieben (CAPOWIEZ et al. 1998; PIERRET et al. 2002; BASTARDIE et al. 2003). Um nun das Volumen zu berechnen, werden wie bei JOSCHKO et al. (1991) alle Voxel einer Objektgruppe addiert. Die Länge eines Gangsystems wird durch Verfolgung von Schnittbereichen aller Voxel, die zu einer Objektgruppe der CT-Schnitte gehören, ermittelt. Nachfolgend werden die Länge und das Volumen der Gangsysteme ermittelt. Die Grenzmaße entsprechen dem kleinstmöglichen Durchmesser der Individuen dieser Studie und liegen bei einem Durchmesser $> 2 \text{ mm}$. Auf diese Art ist es möglich ausschließlich Objekte zu bestimmen, die die Dimensionen von Regenwurmgangsystemen haben.

3.3.4 Bodenanalyse

Zwischen morphologischen Eigenschaften und den funktionellen Eigenschaften des Bodengefüges, wie Infiltration, Wasserleitfähigkeit, Luftdurchlässigkeit oder Gasdiffusion, besteht ein enger Zusammenhang, der durch die Regenwürmer und ihre Tätigkeit sehr stark beeinflusst wird und der im Boden durch die Lagerungsdichte D_B , Gesamtporenvolumen GPV und Porosität n parametrisiert werden kann.

Bei diesem Versuchsabschnitt werden die beiden Monolithe von oben nach unten alle 4 cm mit einem Feinschleifer der Firma Fein aufgesägt, um danach vorsichtig jede einzelne Schicht in separate Emailleschalen abzufüllen, wobei von jeder Schicht noch repräsentative Proben für die späteren Bleiuntersuchungen entnommen werden. Des Weiteren wird jede Schicht, wie in Kapitel 3.3.2 beschrieben, auf die Tracerverteilung in die Tiefe hin untersucht.

Die entnommenen Bodenschichten und das Probenmaterial wird in Emailleschalen überführt, gekennzeichnet und auf drei Nachkommastellen mit einer automatischen Analysewaage (Makrowaage) der Firma Bosche gewogen, bevor sie bei 40°C über Nacht im Trockenschrank getrocknet werden. Am nächsten Tag werden alle Schalen gewogen und ein weiteres Mal eine Nacht lang bei 105°C getrocknet und gewogen, mit Ausnahme der Proben für die EDTA-Extraktion.

Die Lagerungsdichte stellt die Trockenraumdichte dar und wird nach Gl. (1) berechnet, indem die Masse M_S [g] des bei 105°C getrockneten Bodens pro Schicht durch das Volumen der Festsubstanz pro Schicht V_t [cm³] dividiert wird. Das Volumen V_t wird auf 2827,433 cm³ bestimmt.

$$D_B = \frac{M_S}{V_t} \quad \text{Gl. (1)}$$

Weitere Berechnungen aus der gravimetrisch erhobenen Masse M_S [g] sind das Gesamtporenvolumen GPV [%], welches experimentell schwer ermittelbar ist und deshalb aus der Dichte D_F (2,65) bestimmt wird, die Porosität n [-] und der Wassergehalt ω [%], die nach Gl. (2) für jede Schicht mit der Tiefe bestimmt werden:

$$GPV = 1 - \left(\frac{D_B}{D_F} \right) \cdot 100 \quad \text{Gl. (2)}$$

Die Porosität wird nach Umstellen von Gl. (2) berechnet aus:

$$n = 1 - \frac{D_B}{D_F} \quad \text{Gl. (3)}$$

Der Wassergehalt wird nach Gl. (4) aus der feuchten Masse M_F [g] berechnet:

$$\omega = \left(\frac{M_F}{M_S} \right) \cdot M_S \cdot 100 \quad \text{Gl. (4)}$$

3.3.5 Bleianalyse

Die auf Blei zu untersuchenden Bodenproben stammen vom Standort Au am Rhein aus zwei Bodenmonolithen und aus dort zuvor entnommenen Regenwurmlosungen. Von diesen Bodenproben wurden EDTA-Extrakte und HNO_3 -Aufschlüsse hergestellt. Weiterhin wurden zwei Rheinwasserproben analysiert. Als Bleianalytik wurden Gehalts- und Isotopenverhältnismessungen mit Hilfe der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) durchgeführt.

Am Versuchsstandort, wie zuvor in Kapitel 3.3.3 und 3.3.4 erwähnt, werden zwei Bodenmonolithe mit einem Durchmesser von 30 cm und einer Tiefe von ca. 80 cm entnommen und im Labor in 4 cm mächtige Schnitte zerteilt. An vier verschiedenen Zeitpunkten werden zudem Regenwurmlosungen, wie in Kapitel 3.3.1 schon beschrieben, entnommen.

Aus den entnommenen 4 cm mächtigen Bodenscheiben werden repräsentative Proben von 100 bzw. 50 g für das HNO_3 -Aufschlussverfahren und die EDTA-Extraktion aus den Bereichen um die Poren herum und in der Bodenmatrix mit Hilfe einer Glasküvette sowie eines Spachtels getrennt entnommen. Um dabei eine repräsentative Mischprobe aus der Grundgesamtheit zu erhalten, werden kleinere Einzelproben diagonal vereinigt (LEWANDOWSKI, LEITSCHUH & KOß 1997).

Das manuelle Diagonalverfahren wird ebenso bei der Trennung der HNO_3 - und EDTA-Proben angewandt. Danach werden die Mischproben nach LEWANDOWSKI, LEITSCHUH & KOß (1997) durch kräftiges Schütteln in den Probefläschchen homogenisiert.

Diese Prozedur wird für jede der 14 Schichten beider Monolithen angewendet. Die vier Proben werden in weiteren Schritten durch EDTA-Extraktion und dem HNO_3 -Druckaufschluss auf die Bleiuntersuchung mittels ICP-MS aufbereitet.

Von den Lösungsproben werden ebenso jeweils eine Probe für die EDTA-Extraktion und den HNO_3 -Aufschluss vorbereitet.

Die Rheinwasserproben Rhein 1 und 2 sowie Altrhein 1 und 2 werden an zwei verschiedenen Stellen im Rhein in der Nähe des Versuchsstandortes entnommen. Mithilfe einer Einmalspritze (Omnifix 50 ml der Firma B. Braun) werden die Rheinwasserproben über einen Membranfilterspritzenvorsatz (Minisart RC 25 der Firma Sartorius, Porengröße 0.45 μm) in ein mit einer Säurevorlage (1 ml einer 60 %-igen HNO_3 ultrapur Säure auf 100 ml Probe)

präpariertes PE-Probenfläschchen filtriert. Die Bleimesseungen der Wasserproben können direkt am ICP-MS durchgeführt werden.

EDTA-Probenvorbereitung: Nachdem die Proben bei 40°C getrocknet, gewogen und mit einem Porzellan-Mörser von Hand gemahlen wurden, wird eine Probenmenge von 50 bzw. 25 g in ein 100 ml Kunststoffgefäß überführt. Es wird kein Achatmahlwerk benutzt, da sonst zu viel Probenmaterial verloren gehen würde. Somit entstehen pro Bodenschicht zwei EDTA-Proben von je 100 bzw. 50 g, eine repräsentative Probe für den Porenbereich und eine Probe für den Bodenmatrixbereich.

HNO₃-Probenvorbereitung: Der restliche Teil der Probe jeder Bodenschicht wird bei 105°C im Trockenschrank über Nacht getrocknet und am nächsten Tag im Exsikkator abgekühlt, bevor er ein letztes Mal gewogen wird und eine Probenmenge von 20 g für den HNO₃-Druckaufschluss in 100 ml Glasfläschchen abgefüllt wird. Folglich stehen eine repräsentative Probe aus dem Bereich der Pore und eine repräsentative Probe aus dem Bereich der Bodenmatrix jeder Schnittschicht zur Verfügung.

EDTA-Extraktion

Das Verfahren der EDTA-Extraktion wird nach der Labormethode der AG BODEN (2000) bei einem pH von 4,65 durchgeführt. Beim ursprünglichen Versuch, nach HILDEBRAND (1974) eine 0,01 mol/l EDTA-Lösung mit einem pH-Wert von 7 zu verwenden, findet eine ungewünschte Ausfällung statt, wodurch die Lösung nur durch einen hohen zeitlichen Aufwand durch den Membranfilter überführt werden kann. Diese Extraktionsweise wird für diese Arbeit deshalb als ungeeignet angesehen.

Für die Extraktion werden einer bei 40°C getrockneten Probenmenge von 10 bzw. 5 g 100 bzw. 50 ml EDTA-Extraktionslösung zugesetzt. Zur Herstellung der 100 ml EDTA-Extraktionslösung werden 50 ml 0,5 mol/l NH₄-Acetat-Lösung mit 2 ml Essigsäure versetzt und zu 50 ml 0,04 mol/l Ethylendinitrilotetraessigsäure Dinatriumsalz-Dihydrat-Lösung (EDTA-Lösung) gegeben. Das Verhältnis von Bodenprobe zu Extraktionslösung beträgt 1:10.

Im nächsten Arbeitsschritt wird die Probenlösung 30 min bei 125 Umdrehungen pro Minute auf dem Schüttler durchmischt. Die Probelösungen werden anschließend mit Hilfe von Unterdruck durch ein Papierfilter in ein 100 ml Kunststoffgefäß überführt.

HNO₃-Druckaufschluss

Der HNO₃-Druckaufschluss wird nach einer vom Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre entwickelten Methode durchgeführt. Beim HNO₃-Druckaufschluss wird eine bei 105°C getrocknete Probemenge von 2 g in einem 50 ml Teflongefäß mit 4 ml HNO₃-Säure (65 %, suprapur) versetzt und anschließend in einem Mikrowellengerät (MLS

1200 mega mit Steuergerät MLS 240 mega der Firma MLS GmbH) unter Verwendung eines eigens für den Aufschluss dieser Matrices entwickelten Programms aufgeschlossen. Dabei wird der Mikrowelle eine definierte Leistung von 250 bis 600 Watt in verschiedenen Zeitschritten zugeführt.

Für die Feststellung der Verfahrensblindwerte werden sowohl bei der EDTA-Extraktion als auch bei dem HNO_3 -Druckaufschluss mehrere Blindproben hergestellt. Die Extrakte und Aufschlusslösungen werden in einem weiteren Vorbereitungsschritt durch einen Membranfilter (Porengröße 0,45 μm) gegeben.

Zur Absicherung der Ergebnisse werden von allen Proben zweifache Ansätze, sowohl der EDTA-Extrakte als auch der HNO_3 -Aufschlüsse, hergestellt.

Alle Geräte, Gefäße und andere Laborutensilien, die im Zuge der Aufbereitung und Analytik mit den Bodenproben bzw. Aufschluss- und Extraktionslösungen in Berührung kommen, bestehen außer bei der Probenahme durchweg nicht aus Metall, sondern überwiegend aus den spurenstoffarmen und wenig schwermetallsorbierenden Materialien Polyethylen, Teflon und Borosilikat. Außerdem werden sie vor dem Gebrauch mehrfach mit bidestilliertem Wasser gereinigt. Bei der Analytik werden die Analysegeräte zusätzlich mehrfach mit verdünnter Salzsäure oder warmer, verdünnter Salpetersäure gespült bzw. mehrstündig in diese eingelegt und anschließend mehrfach mit bidestilliertem Wasser nachgespült. Von allen Proben werden zusätzlich doppelte Aufschlüsse erstellt.

Die Bleikonzentrationsmessungen an den Extrakten und Aufschlusslösungen, sowie den Rheinwasserproben, werden mit der ICP-Massenspektrometrie nach den Deutschen Einheitsverfahren E29 und E36 durch das Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg durchgeführt (DEV 2005; DEV 2006). Als ICP-Massenspektrometer wird der Gerätetyp ELAN-DRCe der Firma Perkin-Elmer verwendet.

Die Bestimmungsgrenze für die Konzentrationsmessungen in den EDTA-Extrakten beträgt 0,1 $\mu\text{g/l}$, für die HNO_3 -Aufschlusslösungen 0,005 $\mu\text{g/l}$. Die erweiterte Messunsicherheit wird mit 8,1 % für die HNO_3 -Aufschlüsse angegeben. Für die erweiterte Messunsicherheit der Konzentrationen in den EDTA-Extrakten werden 12 % angenommen.

Die Messungen der Blei-Isotopenverhältnisse werden nach HALICZ, EREL & VERON (1996) ebenfalls mit dem ICP-MS durch das Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg und nach einer Methodenempfehlung der Gerätefirma Perkin-Elmer durchgeführt. Die Massendiskriminierung während der Messung wird mit einem Blei-Standard PLPB2-2Y (SPEX Certipur) der Firma HORIBA Jobin Yvon GmbH korrigiert. Die Blei-Isotopenverhältnisse dieses Standards werden laut dieser Firma mit der Zusammensetzung

des für diese Messungen üblichen Referenzstandards NIST SRM 981 angegeben, der jedoch nicht zur Verfügung stand

4 Ergebnisse

Die Ergebnisse der in Kapitel 3 beschriebenen Versuche werden nachfolgend in gleicher Reihenfolge beschrieben und dargestellt. Es konnten quantitative sowie qualitative Ergebnisse erzielt werden.

4.1 Quantifizierung der Regenwurmfauna

Bei der Auswertung der Regenwurmerhebung wird in den folgenden Abbildungen genauer auf die gemessenen Parameter Losungsmenge, Populationsdichte, Artenvielfalt und Biomasse eingegangen. Zunächst werden in Abbildung 4.1 die an vier Zeitpunkten entnommenen Losungsmengen von der Versuchsfläche (30 x 30 cm) dargestellt. Des Weiteren werden die Losungsmengen auf eine Einheitsfläche von 1 m² und auf ein Jahr normiert dargestellt. Das Gewicht bezieht sich auf das Trockengewicht und wird in Gramm bzw. Kilogramm angegeben. Außer den Zeitpunkten der Probenahme ist noch ein außergewöhnliches Ereignis während des Versuchszeitraums abgebildet. Es ist eine deutliche Abnahme der Losungsmengen nach dem Hochwasserereignis vom 15.9.08 zu erkennen. Die normierten Losungsmengen liegen vor dem Hochwasserereignis bei 32,87 kg/m²/a TS bzw. bei 44,20 kg/m²/a TS. Nach dem Ereignis liegen die Mengen bei 16,78 kg/m²/a TS bzw. bei 13,57 kg/m²/a TS, dies ist ein Unterschied von ca. 11,33 kg/m²/a TS bzw. von 3,21 kg/m²/a TS.

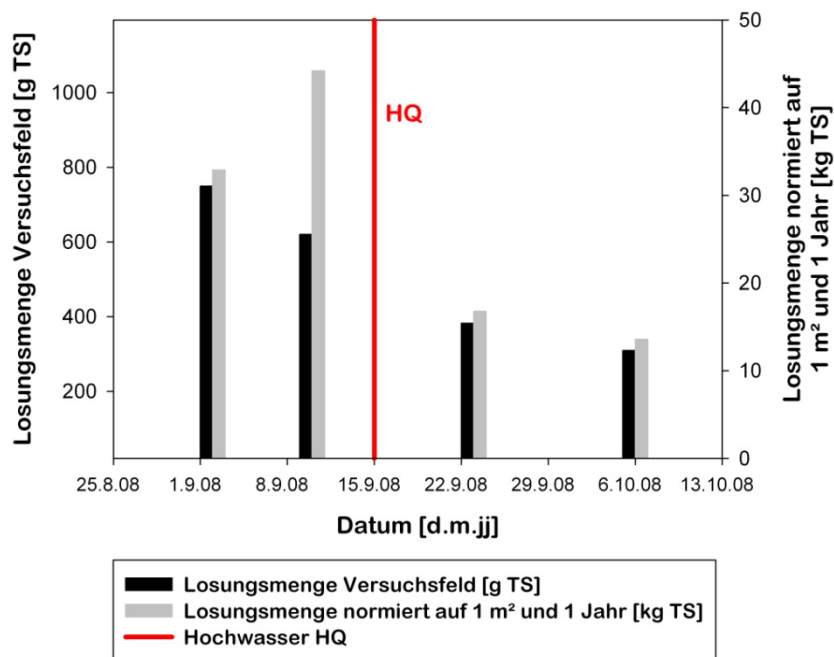


Abb. 4.1: Die an den vier Tagen entnommenen Losungsmengen des Versuchsfelds [g TS] bzw. Losungsmengen normiert auf 1 m² und 1 Jahr [kg TS]. Die rote Linie kennzeichnet ein Hochwasserereignis am 15.9.08.

Bei der Untersuchung der Artenvielfalt konnten in diesem Versuchszeitraum in zwei Versuchsvolumina von 30 x 30 x 30 cm sowohl eine tiefgrabende, als auch eine oberflächennah lebende Art bestimmt werden.

Durch die Regenwurmbestimmung gehen die beiden Arten *L. terrestris*, auch Tauwurm, und *L. rubellus*, auch Rotwurm, hervor. Nach HERR & BAUCHHENß (1987) ist *L. terrestris* eine anözische (vertikalbohrend) Regenwurmart, *L. rubellus* eine epigäische (oberflächennah lebend) Regenwurmart. Durch die Verwendung der im Methodenteil erwähnten Bestimmungsschlüssel können im ersten Schritt beide Arten zu den *Lumbricidae* gezählt werden, da sie beide eine tanylobe Kopfform besitzen. Durch den Vergleich mit verschiedenen Fotografien, Abbildungen und der Hilfe von Herrn Dr. agr. Dr. O. Ehrmann, ein Spezialisten für Regenwürmer in Baden-Württemberg, kann mit großer Wahrscheinlichkeit auf diese beiden Arten geschlossen werden.

In Abbildung 4.2 sind die an den zwei Zeitpunkten (29.8.08 und 2.9.08) entnommenen und untersuchten Abundanzen der gesamten Regenwürmer und die Abundanzen der jeweiligen Art, bezogen auf das Versuchsvolumen von 0,027 m³ und auf ein normiertes Volumen von 1 m³, dargestellt. Die Ermittlung der Populationskenngrößen zeigt, dass *L. rubellus* eine deutliche Mehrheit in der Abundanz darstellt. Die Zahl der Individuen von *L. rubellus*, auf die Versuchsfläche bezogen, liegt im Durchschnitt bei 37,5, die Individuenzahl von *L. terrestris* im Durchschnitt bei 10,5. Somit liegt ein durchschnittlicher Populationsunterschied von 27

Individuen vor. Auf eine Einheitsfläche von 1 m^3 entspricht dies einer Differenz von rund 1000 Individuen.

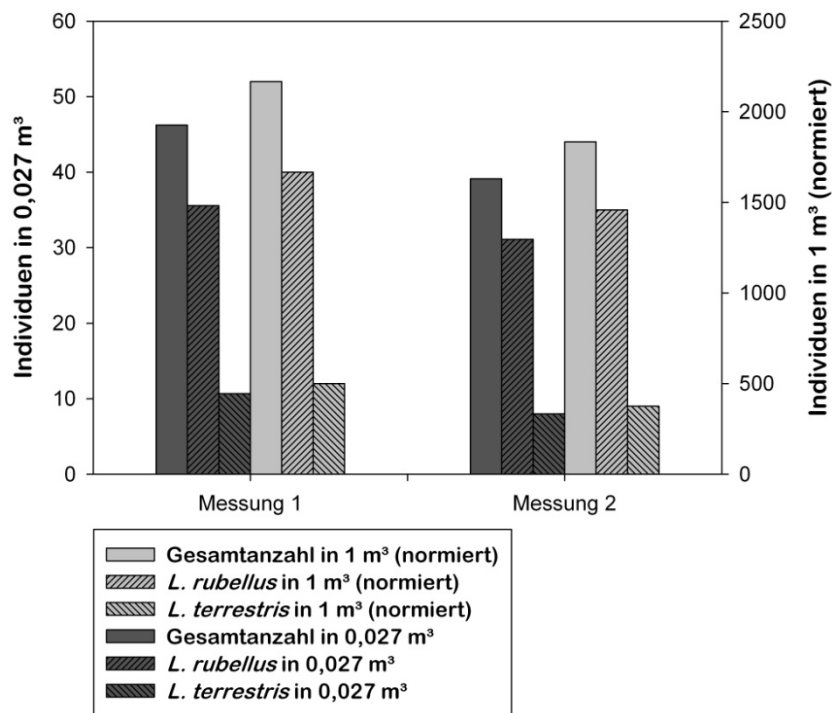


Abb. 4.2: Die an zwei Tagen entnommenen Regenwurmindividuen des Versuchsfelds bzw. Individuenanzahl normiert auf 1 m^3 . Es wird unterschieden nach Gesamtanzahl (unschraffiert) und den Arten *L. rubellus* (rechtshoch schraffiert) und *L. terrestris* (linkshoch schraffiert).

Die untersuchten Biomassen der vorliegenden Regenwürmer, die an den beiden obengenannten Messtagen gesammelt wurden, sind in Abbildung 4.3 dargestellt. In dieser Abbildung ist zum Einen die mittlere Masse pro Individuum der jeweiligen Art und zum Anderen die gesamte Biomasse des zu untersuchenden Kollektivs der jeweiligen Art dargestellt. Für *L. rubellus* liegen die mittleren Werte der Biomasse bei $0,132 \pm 0,056 \text{ g/Individuum}$ bzw. bei $0,143 \pm 0,064 \text{ g/Individuum}$, für *L. terrestris* liegen die mittleren Werte der Biomasse bei $0,247 \pm 0,080 \text{ g/Individuum}$ bzw. bei $0,279 \pm 0,104 \text{ g/Individuum}$. Die Gesamtbiomasse für *L. rubellus* liegt bei $5,262 \pm 0,056 \text{ g}$ bzw. bei $5,004 \pm 0,064 \text{ g}$, für *L. terrestris* liegt die Gesamtbiomasse bei $2,963 \pm 0,080 \text{ g}$ bzw. bei $2,509 \pm 0,104 \text{ g}$. Die durchschnittliche Gesamtbiomasse beider Arten liegt somit bei $7,869 \pm 0,152 \text{ g}$.

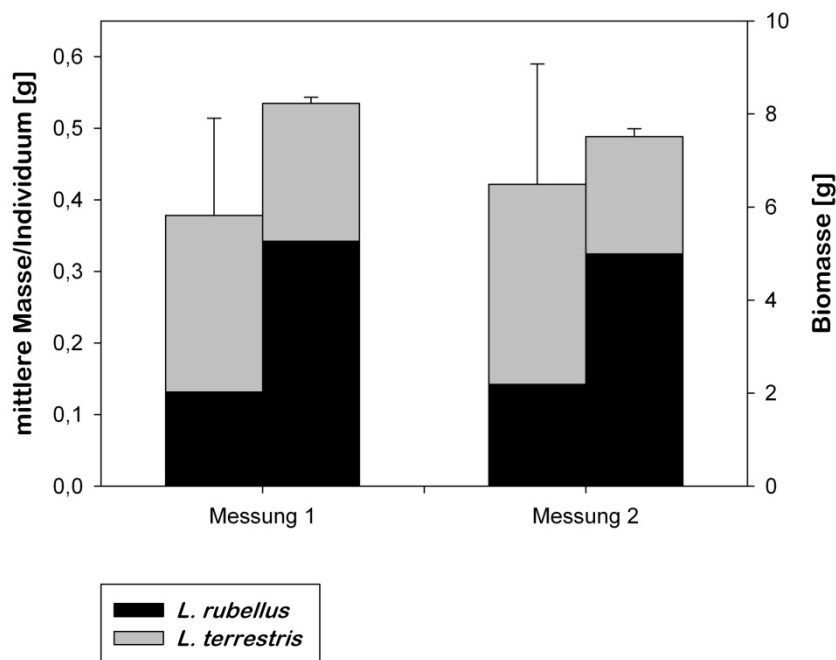


Abb. 4.3: Die an zwei Tagen gemessene Biomasse der Regenwurmindividuen. Es wird unterschieden nach mittlerer Masse/Individuum [g] und der gesamten Biomasse [g]. Außerdem findet eine Unterscheidung nach den Arten *L. rubellus* (schwarz) und *L. terrestris* (grau) statt.

4.2 Quantifizierung präferentieller Fließwege

Mithilfe der Farbfotografien und der in Kapitel 3.3.2 beschriebenen Bildbearbeitungsmethode können die Volumendichte und die Oberflächendichte der fünf vertikalen Schnitte ermittelt werden. In Abbildung 4.4 werden in der ersten Bildspalte die im ersten Analyseschritt mit dem Bildverarbeitungsprogramm IDL korrigierten Schnittbilder abgebildet. In der zweiten Spalte sind die fünf digitalisierten und quantifizierten Binärbilder dargestellt, die einen deutlichen Brilliant Blue-Verlauf aufzeigen. Die letzte Ansicht zeigt zum Einen das Oberflächendichteprofil, zum Anderen das Volumendichteprofil. Die Bilder liegen in der Reihenfolge der Schnitte gereiht von oben nach unten vor. Bei den quantifizierten BB-Schnittbildern sind sehr deutlich „zungenförmige“ Fließmuster des BB-Tracers, in der Fachsprache auch Fingering, zu sehen. Das Volumendichteprofil zeigt die über die fünf Bildschnitte gemittelten Volumendichtewerte gegen die Tiefe. In den obersten 4 cm und in etwa 12 cm Tiefe zeigt sich hierbei ein deutlicher Peak. Zunächst ist die gesamte Fläche gefärbt, sodass die Flächendichte einen Wert von 1 annimmt, während sich beim zweiten Peak eine maximale Flächendichte von 0,6 abzeichnet. Der zweite, untere Peak nähert sich dann langsam an 0 an, bis sich in etwa 50 cm Tiefe kein BB-Tracer mehr quantifizieren lässt. Bei der Volumendichte ist ein deutlicher Peak in den obersten 8 cm zu erkennen, hierbei liegen die Werte um 1, die sich ab 9 cm Tiefe bis ca. 45 cm Tiefe an 0 annähern.

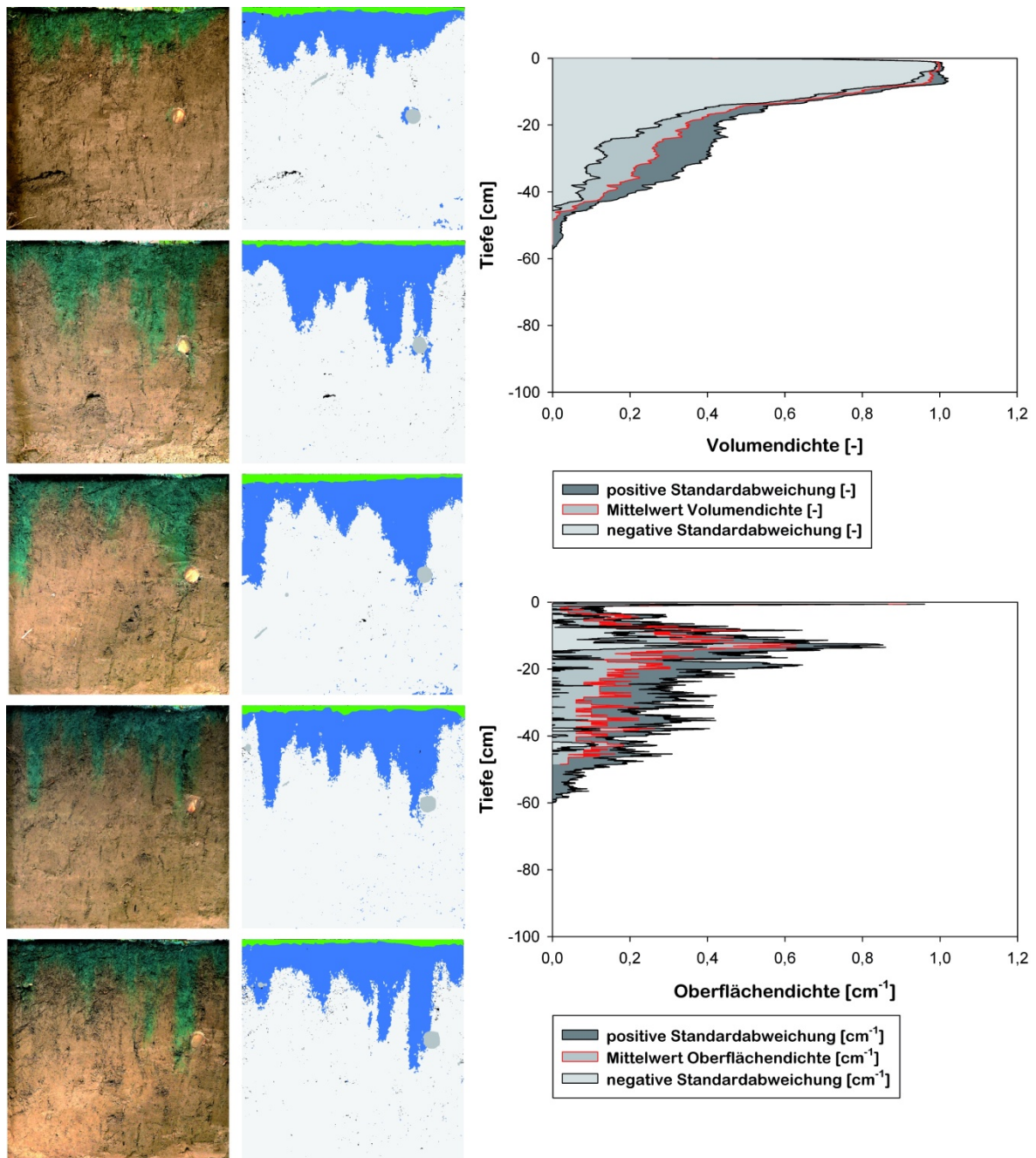


Abb. 4.4: Verhalten des Brilliant Blue-Tracers in fünf vertikalen Schnittbildern. Dargestellt sind außerdem der Mittelwert der Volumendichte [-] und der Mittelwert der Oberflächendichte [cm^{-1}] mit der dazugehörigen Standardabweichung gegen die Tiefe [cm].

Bei den horizontalen Schnittbildern findet ebenso wie bei den vertikalen Bildern zunächst eine Korrektur und Quantifizierung des Tracers statt, wie in Abbildung 4.5 dargestellt und in Kapitel 3.3.2 beschrieben. In dieser Abbildung wird als Beispiel aus den insgesamt 14 Horizontalschnitten ein Schnittbild aus einer Tiefe von 16 cm herausgegriffen. Zu sehen sind die durch den BB-Tracer blaufärbten Flächen, die im nächsten Schritt zur Berechnung der

Verlagerung des Tracers genutzt werden. Zur Berechnung der Volumendichte wird der Anteil der gefärbten Pixel, zur Berechnung der Oberflächendichte wird das Verhältnis der Länge zur Fläche eines gefärbten Bereichs pro Schnittbild dargestellt. In den obersten 8 cm liegen die Werte der Volumendichte zwischen 0,77 und beschreiben ein Maximum bei 0,83 bevor sie einen stetigen Rückgang auf einen Wert von 0,05 in 24 cm Tiefe verzeichnen. Bei dem Maximalwert in 8 cm sind somit 83 % der Fläche mit Brilliant Blue angefärbt. In einer Tiefe von 36 cm nähern sich die Werte an 0 an, also es wird kein Farbstoff mehr quantifiziert. Wird nun das Profil der Oberflächendichte betrachtet, so fällt ein erster Rückgang in den obersten 8 cm auf. Dies lässt sich damit erklären, dass die Schnittebene dieser Tiefe fast vollständig angefärbt ist. In einer Tiefe von 12 cm nimmt der Verlauf einen Maximalwert von 2,90 an, bevor er, ähnlich des Verlaufs der Volumendichte, in 36 cm an 0 annähert.

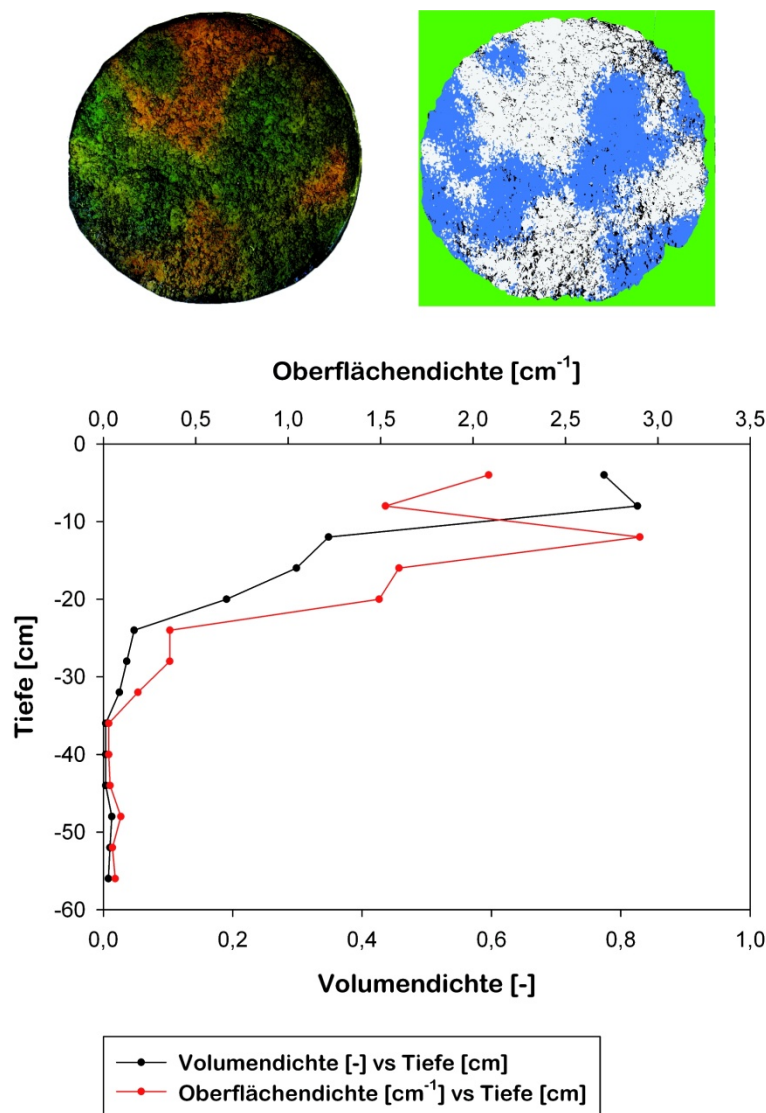


Abb. 4.5: Verhalten des Brilliant Blue-Tracers durch 14 horizontale Schnittbilder, dargestellt in den Summenwerten der Volumendichte [-] (schwarze Linie) und der Oberflächendichte [cm⁻¹] (rote Linie) pro Schnittbild.

4.3 Quantifizierung von Regenwurmkanälen

Bei der Auswertung der CT-Schnittbilder konnten die Parameter Lagerungsdichteverteilung, Makroporendichteverteilung, Länge der Poren und das Volumen der Poren in den verschiedenen Tiefen bestimmt werden. Die Lagerungs- sowie Makroporendichteverteilung werden in Grauwerten, die zuvor jedem Röntgendichtewert zugewiesen wurden, angegeben. In Abbildung 4.6 sind die mit dem CT gescannten und mit Hilfe von IDL rekonstruierten 3D-Visualisierungen des Makroporensystems jedes Monolithen dargestellt. Dabei werden Poren < 2 mm und der leicht beschädigte Rand durch einen ermittelten Schwellenwert eliminiert. Darunter sind die berechneten Lagerungs- und Makroporendichteverteilungen zur Tiefe [cm] bzw. pro CT-Schnitt aufgetragen. In jeder 3D-Visualisierung konnten mehrere prägnante Regenwurmgänge festgestellt werden, die farblich hervorgehoben wurden.

Die Lagerungsdichte des Monoliths A liegt zwischen 42,547 in einer Tiefe von ca. 173 mm und 48,731 in einer Tiefe von ca. 693 mm. Der Wertebereich der Lagerungsdichte von Monolith B liegt zwischen 28,068 in ca. 441 mm Tiefe und 35,880 in ca. 121 mm. Der Verlauf der Makroporendichte beider Monolithe, besonders deutlich bei Monolith B abgebildet, verhält sich invers zur jeweiligen Lagerungsdichte. Die Minimal- und Maximalwerte von Monolith A liegen bei 0,0039 beim CT-Schnitt 13 und 0,0328 beim CT-Schnitt 82. Bei Monolith B liegen diese zwischen 0,0501 beim CT-Schnitt 125 und 0,5700 beim CT-Schnitt 82.

Bei Betrachtung des Volumens der Poren von Monolith A liegt der Wert für das Minimalvolumen bei $3,63 \text{ mm}^3$ und kommt sehr häufig bei mehreren Porennummern vor. Der Maximalwert liegt bei $7042,2 \text{ mm}^3$ bei der Porennummer 9819 und wurde nur einmal quantifiziert. Der Wertebereich des Volumens der Poren von Monolith B liegt ebenfalls zwischen $3,63 \text{ mm}^3$ bei mehreren Porennummern und $7042,2 \text{ mm}^3$ bei der Porennummer 9819. Die minimalen Längen einer Pore liegen für Monolith A bei 3 mm in mehreren Starttiefen und 273 mm in Starttiefe 0 mm. Der Minimalwert für die Längen eine Pore von Monolith B liegt ebenfalls bei 3 mm in mehreren Starttiefen, der Maximalwert jedoch bei 399 mm Länge in einer Starttiefe von 0 mm.

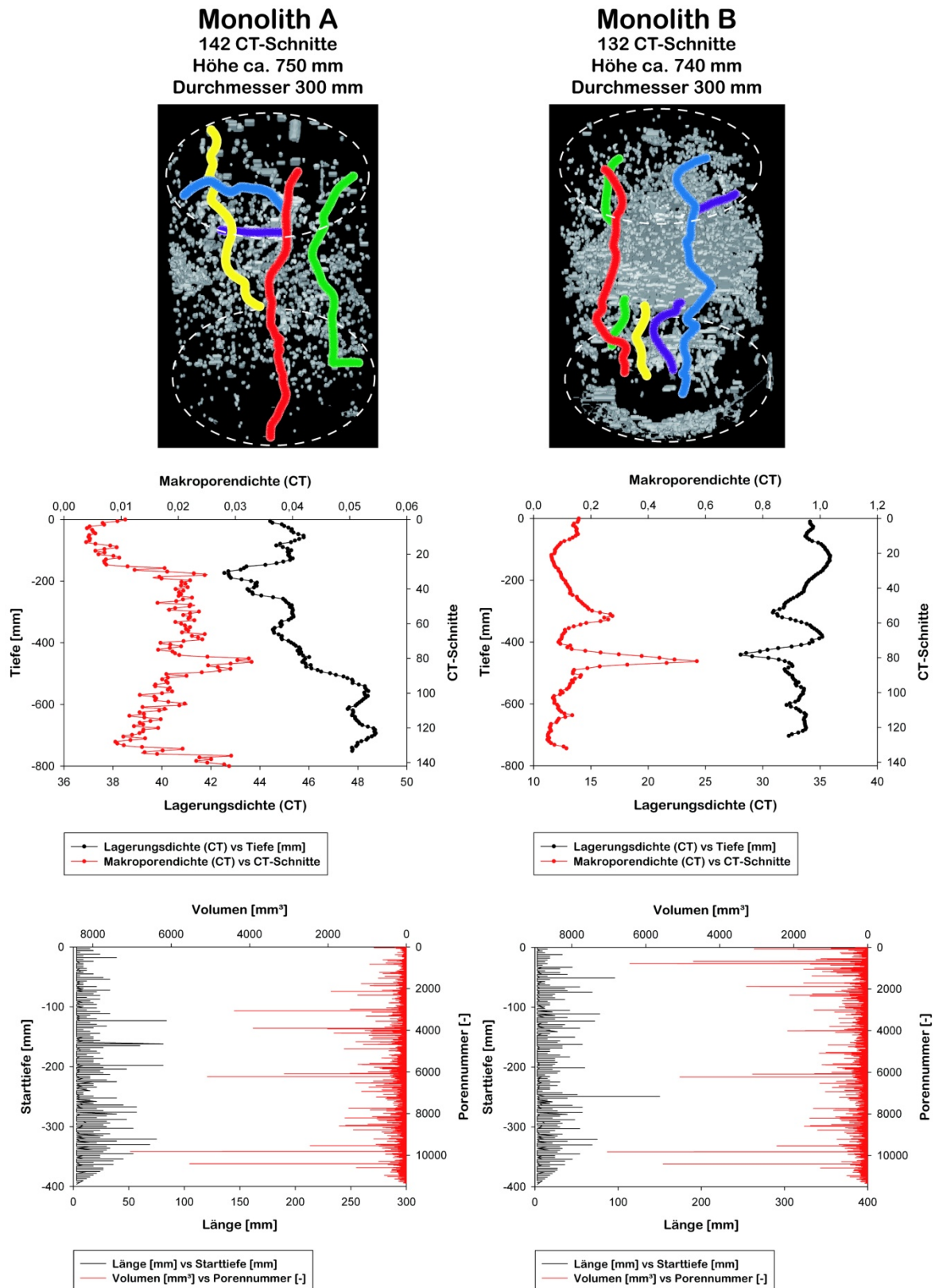


Abb. 4.6: 3D-Visualisierung des Makroporennetzwerks (> 2mm) beider Monolithen mit den dazugehörigen Werten für Lagerungs- (schwarze Punktklinie) und Makroporendichte (rote Punktklinie), Länge der Poren (schwarze Linien) und Volumen der Poren (rote Linien).

4.4 Bodenphysikalische Auswertung

Die am 25.9.08 im Versuchsfeld Au am Rhein entnommenen Bodenmonolithen geben durch die in Kapitel 3.3.4 erläuterten bodenphysikalischen Analyseverfahren Aufschluss über die Lagerungsdichte D_B , die Porosität n und den Wassergehalt ω . In Abbildung 4.7 sind die bodenphysikalischen Parameter für Monolith A und Monolith B und der berechnete Mittelwert aus beiden Monolithen mit der dazugehörigen Standardabweichung dargestellt.

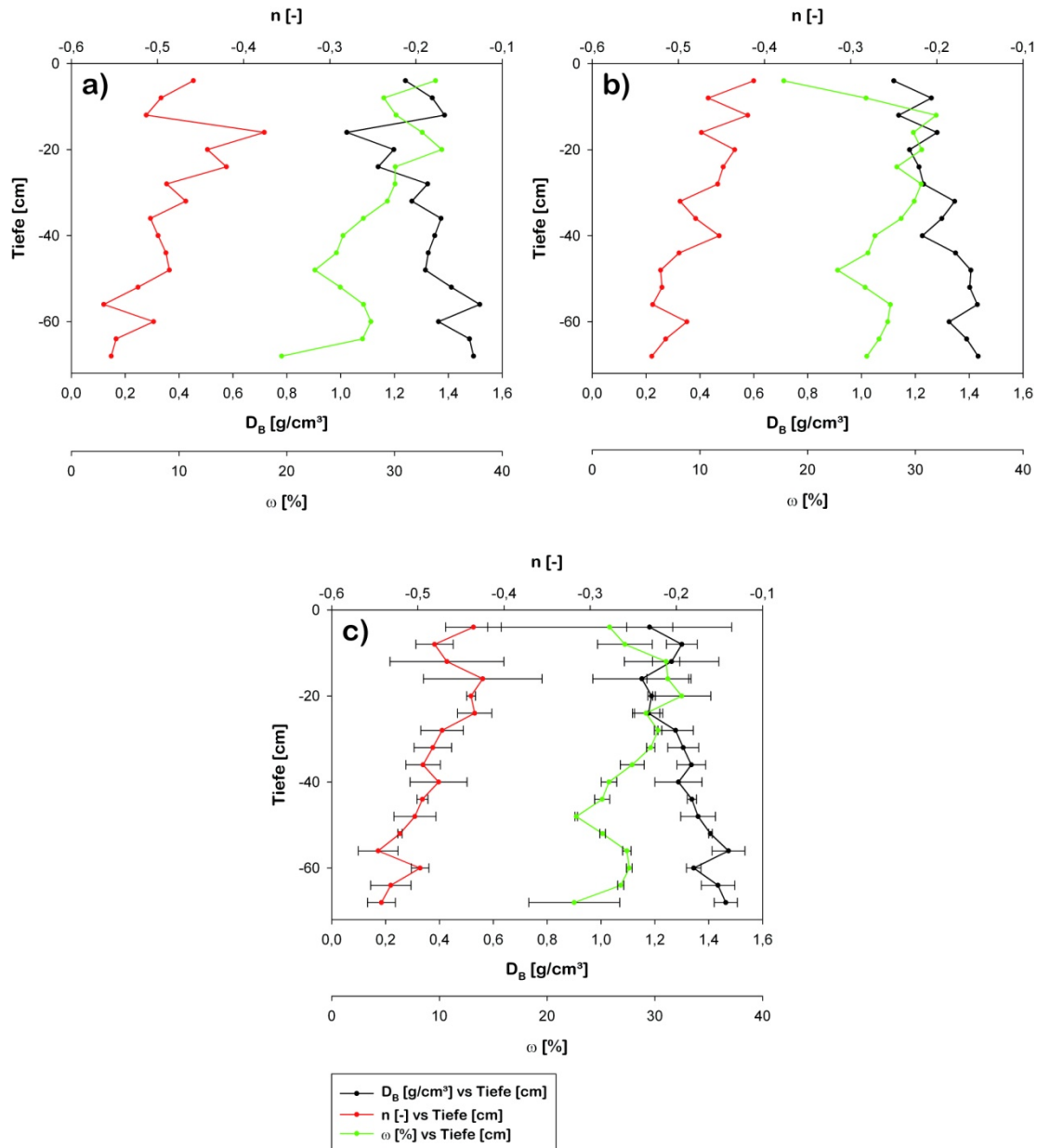


Abb. 4.7: Bodenphysikalische Parameter für a) Monolith A, b) Monolith B und c) Mittelwerte der bodenphysikalischen Parameter in Abhängigkeit mit der Tiefe [cm]. Dargestellt sind D_B [g/cm³] (schwarze Linie), n [-] (rote Linie) und ω [%] (grüne Linie). In Bild c) sind außerdem die dazugehörigen Standardabweichungen (horizontale Fehlerbalken) dargestellt.

In allen drei Abbildungen der bodenphysikalischen Parameter ist ein insgesamt positiver Trend der Lagerungsdichte D_B mit der Tiefe zu verzeichnen. Die gemittelten Werte der Lagerungsdichte D_B aus Monolith A und B liegen in den oberen Bodentiefen (0-20 cm) um $1,290 \text{ g/cm}^3$ und steigen bis in 68 cm Tiefe auf $1,463 \text{ g/cm}^3$ an. Im Gegensatz dazu ist bei der Porosität n bzw. dem Wassergehalt ω in allen drei Abbildungen ein negativer Trend mit der Tiefe zu beobachten. Die gemittelten Werte der Porosität n liegen nahe der Bodenoberfläche (0-12 cm) noch bei rund $-0,461$ und sinken dann stetig bis auf einen Wert von $-0,542$ in 68 cm Tiefe. Auch der Wassergehalt ω sinkt von einem Wert von ca. 28 % in den oberen 12 cm bis in eine Tiefe von 68 cm auf einen Wert von etwa 23 %. Ab einer Tiefe von 48 cm steigt der Wassergehalt jedoch nochmals von rund 23 % auf ca. 28 % in 60 cm Tiefe an, bevor er wieder abnimmt.

4.5 Bioturbationsabschätzung

Die mittels ICP-MS gemessenen Bleikonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] in den Extrakten und Aufschlusslösungen der Boden- und Regenwurmlösungen des Versuchsstandorts Au am Rhein werden in Abbildung 4.8 als Bleigehalte der Festsubstanz [mg/kg] in Abhängigkeit von der Tiefe [cm] dargestellt. Das sich ergebende Bleiprofil weist einen deutlichen Peak in 28 cm Tiefe auf. Die Bleigehalte der HNO_3 -Aufschlusslösungen schwanken zwischen etwa 38 mg/kg und ca. 72 mg/kg . Bei den EDTA-Extrakten ergeben sich Werte zwischen 12 mg/kg und 25 mg/kg . Des Weiteren sind die Bleigehalte der HNO_3 -Aufschlusslösungen bzw. der EDTA-Extrakte der an den vier Zeitpunkten entnommenen Regenwurmlösungen aufgetragen. Die Bestimmungsgrenzen der Bleigehalte, die aus den Konzentrationsmessungen auf die verwendeten Trockensubstanzmengen umgerechnet wurden, betragen bei den EDTA-Extrakten 0,001 mg/kg und bei den HNO_3 -Aufschlusslösungen 0,0064 mg/kg .

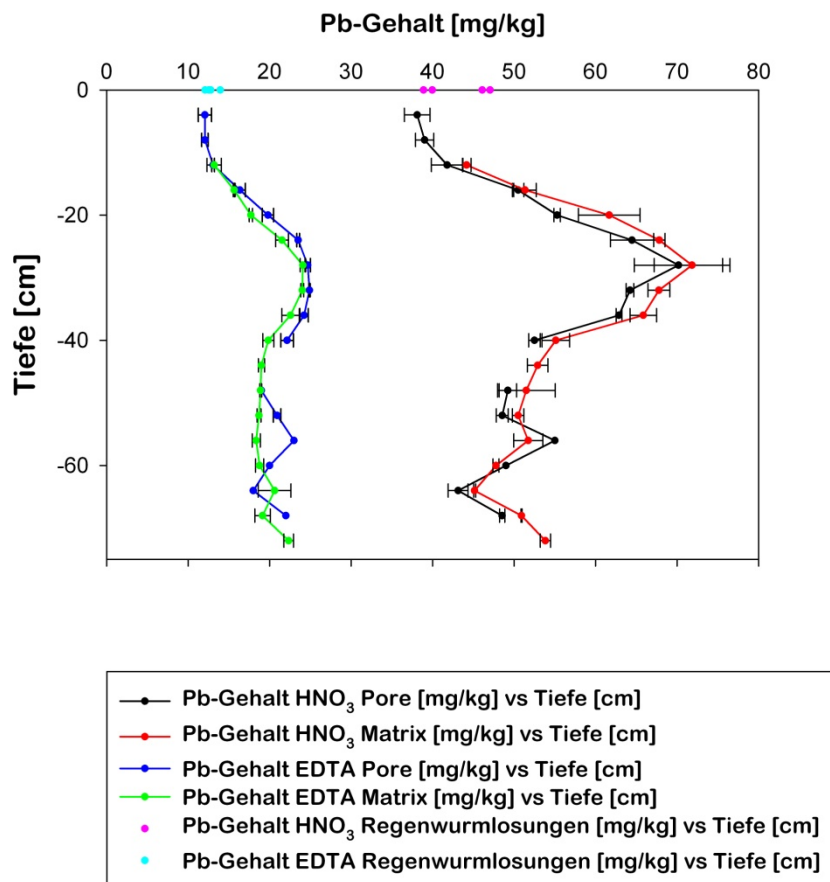


Abb. 4.8: Pb-Gehalte [mg/kg] der HNO₃-Aufschlüsse und EDTA-Extrakte aus Pore (schwarze und blaue Linien), Matrix (rote und grüne Linien) und Lösung (pinke und türkisene Punkte) gegen die Tiefe [cm] mit der dazugehörigen Standardabweichung (horizontale Fehlerbalken).

Abbildung 4.9 zeigt die Bleigehalte der EDTA-Extrakte gegen die Bleigehalte der HNO₃-Aufschlüsse der Proben, die um die Poren entnommen wurden. Außerdem werden die EDTA-Extrakte der Proben, die aus der Bodenmatrix entnommen wurden, gegen die Gehalte der HNO₃-Aufschlüsse dargestellt. Die Regressionsgerade der Pb-Gehalte des Porenbereichs zeigt ein Bestimmtheitsmaß von 0,7618, wohingegen die Regressionsgerade der Pb-Gehalte des Matrixbereiches ein Bestimmtheitsmaß von 0,5089 aufweist. Es stellt sich bei beiden Geraden ein positiver linearer Zusammenhang dar.

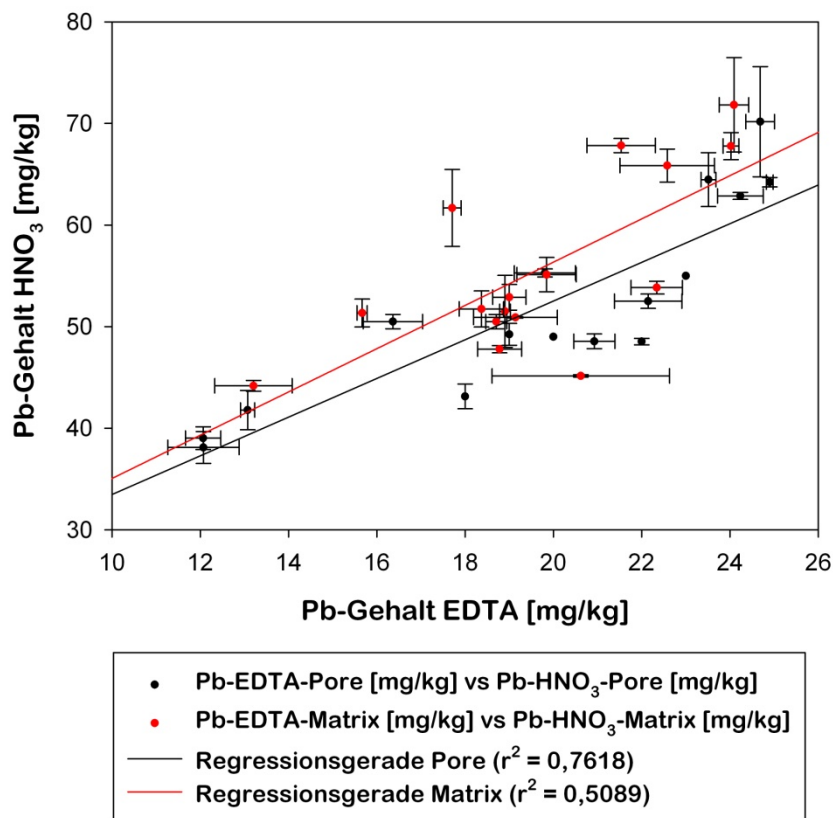


Abb. 4.9: Pb-Gehalte der EDTA-Extrakte [mg/kg] gegenüber den Pb-Gehalten der HNO₃-Aufschlusslösungen [mg/kg] mit der dazugehörigen Standardabweichung (horizontale und vertikale Fehlerbalken). Es wird nach Pb-Gehalten der Poren (schwarze Punkte) und Pb-Gehalten der Matrix (rote Punkte) mit der dazugehörigen Regressionsgerade unterschieden.

In Abbildung 4.10 soll der Zusammenhang der Bleigehalte aus verschiedenen Bereichen, also der Bleigehalt der Poren gegenüber dem Bleigehalt der Matrix, dargestellt werden. Es zeigt sich sowohl für die Pb-Gehalte aus den EDTA-Extrakten als auch für die Pb-Gehalte aus den HNO₃-Aufschlusslösungen ein positiver linearer Zusammenhang. Das Bestimmtheitsmaß für die EDTA-Extrakte beträgt 0,7587, das Bestimmtheitsmaß für die HNO₃-Aufschlüsse beträgt 0,9430.

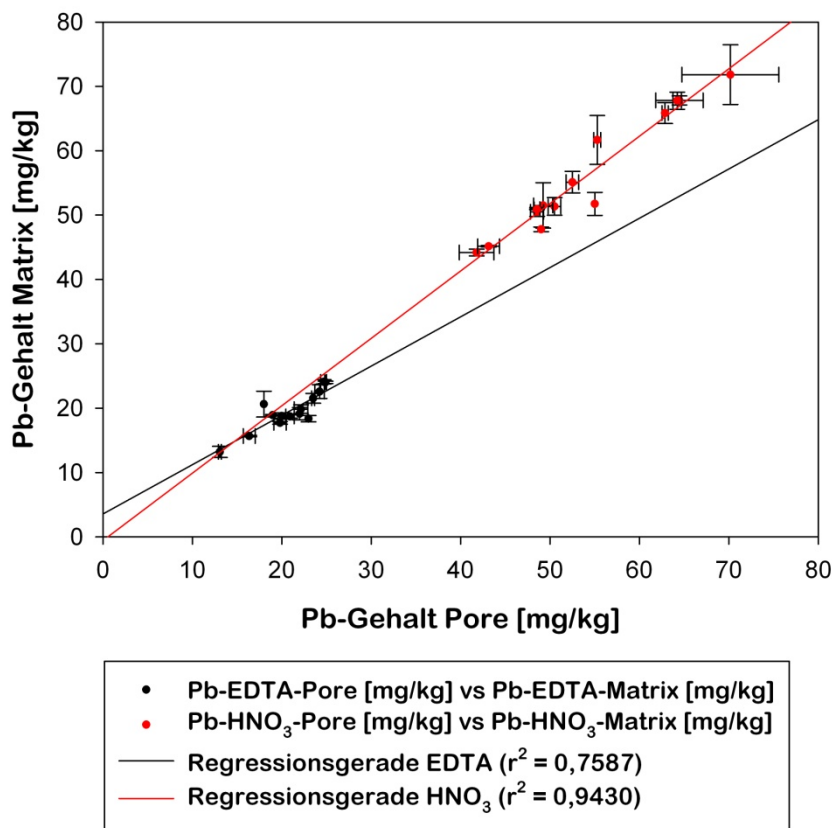


Abb. 4.10: Pb-Gehalte der Poren [mg/kg] gegenüber den Pb-Gehalten der Matrix [mg/kg] mit der dazugehörigen Standardabweichung (horizontale und vertikale Fehlerbalken). Es wird nach EDTA-Extrakten (schwarze Punkte) und HNO₃-Aufschlüssen (rote Punkte) mit der dazugehörigen Regressionsgerade unterschieden.

Bei den Rheinwasserproben wurden Konzentrationen von 0,10 µg/l (Rhein 1), 0,06 µg/l (Rhein 2), 0,06 µg/l (Altrhein 1) und 0,10 µg/l (Altrhein 2) gemessen. Es ist zu berücksichtigen, dass die gemessenen Konzentrationen der Rheinwässer nahe der Bestimmungsgrenze liegen und die Messungen mit einer größeren Unsicherheit behaftet sind.

Für die nachfolgenden Abbildungen der Bleisotopenverhältnisse werden die Darstellungsformen der Arbeit von HANSMANN & KÖPPEL (2000) verwendet.

In Abbildung 4.11 sind drei verschiedene Isotopenverhältnisse der HNO₃-Aufschlüsse und der EDTA-Extrakte gegen die Tiefe aufgetragen. Die Abbildungen zeigen einen sehr geringen Unterschied bei den Isotopenverhältnissen für die jeweiligen Tiefenintervalle. Da keine großen Unterschiede der Verhältnisse für die verschiedenen Extraktionsweisen vorliegen, kann davon ausgegangen werden, dass keine Unterschiede für die extrahierten Bindungsformen von Blei feststellbar sind. Aus diesem Grunde wurden alle folgenden Isotopenverhältnismessungen mit den für das Gerät leichter zu messenden HNO₃-Aufschlüssen vorgenommen.

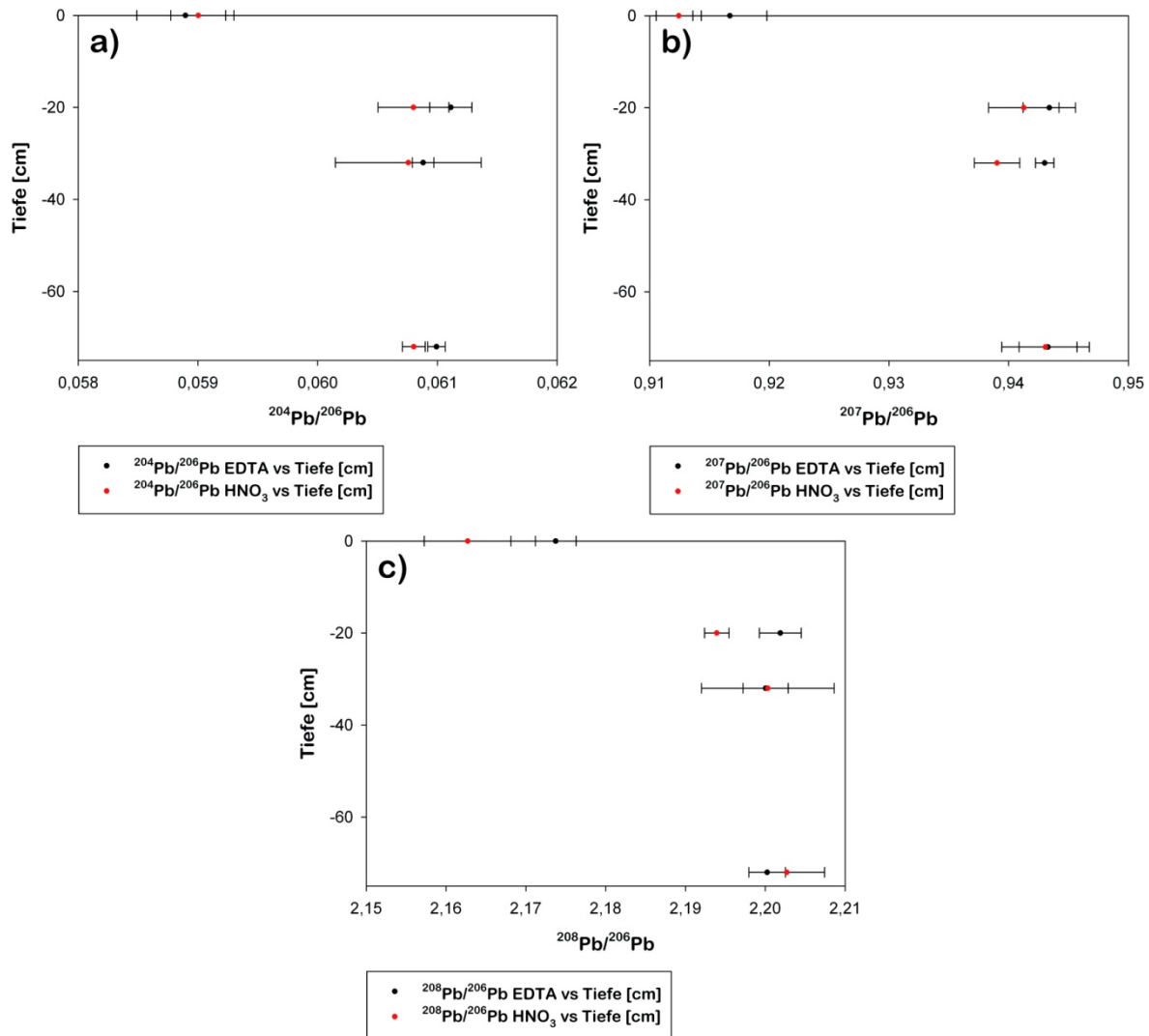


Abb. 4.11: Isotopenverhältnisse der HNO₃-Aufschlusslösungen und EDTA-Extrakte gegen die Tiefe [cm]. Bild a) zeigt das Isotopenverhältnis $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, Bild b) zeigt das Isotopenverhältnis $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ und c) zeigt das Isotopenverhältnis $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$.

Die Bleiisotopenverhältnisse $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ zu $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ der HNO₃-Aufschlüsse vom Versuchstandort Au am Rhein sind in Abbildung 4.12 gegeneinander aufgetragen. Die Anordnung der Isotopenverhältnisse bildet eine Punktwolke zwischen den Werten 0,0606 und 0,0612 für $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ und zwischen 2,1867 und 2,2127 für $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ und liegen somit in einem kleinen Wertebereich nahe beieinander.

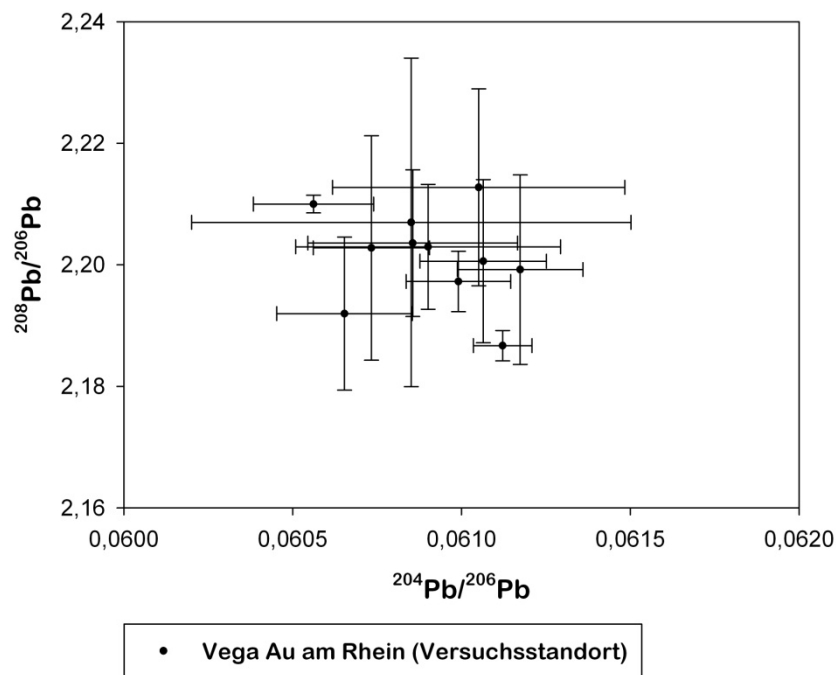


Abb. 4.12: Bleiisotopenverhältnisse $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ gegenüber den Bleiisotopenverhältnissen $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ der HNO_3 -Bodenlösungen des Versuchsstandorts Au am Rhein mit der dazugehörigen Standardabweichung (horizontale Fehlerbalken).

Die Isotopenverhältnisse $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ und $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ gegen verschiedene Tiefen werden in Abbildung 4.13 dargestellt. Für die Isotopenverhältnisse in Bild a) und b) konnte die Standardabweichung aufgrund des daraus zu erwartenden zu großen Skalenbereichs nicht dargestellt werden. Beim Vergleich der Tiefenprofile untereinander, besonders in Bild a) und c), lässt sich in einer Tiefe von 44 cm ein deutlicher Minimalwert erkennen.

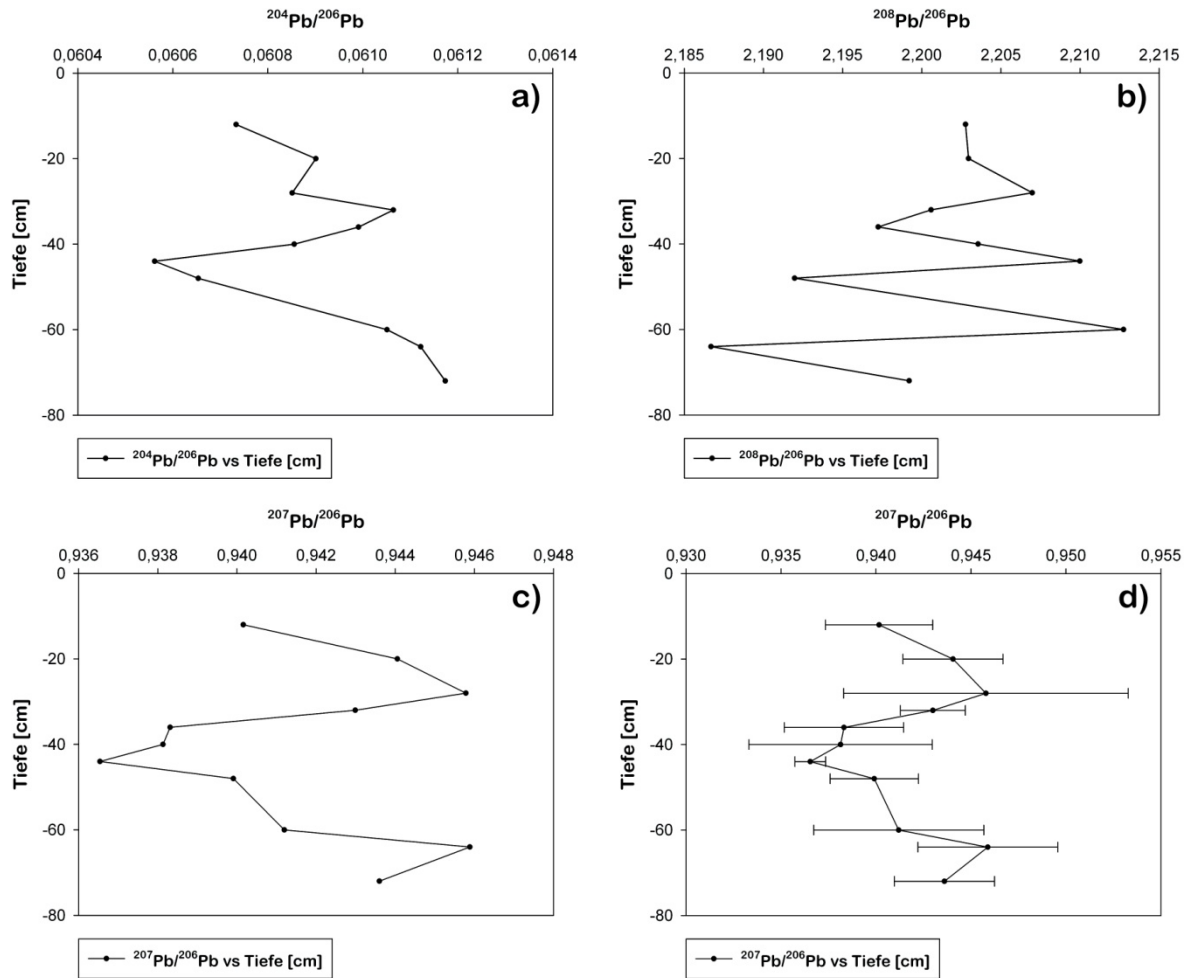


Abb. 4.13: Die Isotopenverhältnisse a) $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, b) $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, c) $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ und d) $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ mit der dazugehörigen Standardabweichung (horizontale Fehlerbalken) in Abhängigkeit von der Tiefe [cm].

5 Diskussion

5.1 Bioturbationsabschätzung durch Regenwurmerhebung

Im Hinblick auf die Regenwurmerhebung wurde nur eine kleine zeitliche wie auch räumliche Skala untersucht. Einflüsse des globalen Wandels und auch Saisonale Schwankungen konnten in dieser Arbeit nicht berücksichtigt werden, wodurch diese Ergebnisse nur Momentaufnahmen darstellen.

Die oft erhebliche Leistung der Regenwürmer in Bezug auf die Bodenverlagerung ist aus der Menge der an die Oberfläche transportierten Exkremente ersichtlich (siehe Abb. 4.1). Anhand der gemessenen Losungsmenge konnte somit zu Anfang der Versuchszeit eine grobe Abschätzung der Aktivität der sich dort befindlichen Regenwurmpopulation angestellt werden. Die an vier Zeitpunkten entnommenen und auf das Jahr berechneten Losungsmengen wurden mit einem Literaturwert von 0,5 bis 5 kg/m²/a verglichen und bekräftigten die Annahme einer hohen Bioaktivität an diesem Standort (DUNGER & FIEDLER 1997). CANTI (2003) geht von einer Losungsmenge von 1-10 mm pro Jahr aus. Diese Exkrementablagerung kann zur Beerdigung der ursprünglichen Bodenoberfläche führen, ein Vorgang der bereits 1881 durch Charles Darwin beobachtet wurde (JOSCHKO et al. 1991). Angaben über die Menge der ausgeworfenen Regenwurmexkremente finden sich auch bei SCHULZ & GRAFF (1977). Da jedoch nicht alle Regenwurmartarten ihre Exkremente zur Erdoberfläche bringen, liegt die Umlagerungsleistung in Wirklichkeit noch höher (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

SOMMER et al. (2002) untersuchte Regenwürmer in Baden-Württemberg auf ihr Arteninventar, die maßgeblichen Standortfaktoren und Bewertungsverfahren für die Bodenfunktion und kommt bei einem Auenwaldstandort auf die größte Biomasse im Vergleich zu anderen Standorten. Angaben über die Anzahl der Individuen einer Art und ihrer Biomasse in einer bestimmten Bodenmenge sind in der Literatur z.T. sehr unterschiedlich, im Fall dieser Arbeit liegt die Gesamtbiomasse beider Arten bei $15,738 \pm 0,076$ g, was auf 1 m² normiert eine Biomasse von $43,717 \pm 0,211$ g ergibt. Nach BRAUNS (1968) und DUNGER (1964) liegt dieser Wert somit sehr genau nahe einem Durchschnittswert von 40 g/m². Die unterschiedlichen Literaturangaben resultieren aus der Präsenz und Verteilung der Bodenorganismen in einer bestimmten Bodenraumeinheit, abhängig von den jeweils spezifischen Standortqualitäten. Bodenorganismenarten sind also in verschiedenen Bodenproben quantitativ und qualitativ unterschiedlich verteilt. Darüber hinaus kommt es zu kleinräumigen Schwankungen innerhalb des Bodenkörpers und unterschiedlichen Verbreitungsverhältnissen im Jahresverlauf, abhängig vom Lebens- und Entwicklungszyklus

der jeweiligen Art. Weitere Variationen ergeben sich aus den unterschiedlichen Verfahren der Mengen- und Massenbestimmung (z.B. gravimetrische Verfahren, indirekte Verfahren über Atmungsmessung) sowie der Wahl unterschiedlicher Bezugseinheiten. So geben BRAUNS (1968) und DUNGER (1964) die Individuenzahlen ebenfalls bezogen auf eine Bodeneinheit von 1 m² Bodenoberfläche und 30 cm Tiefe an. Der Durchschnittswert hierbei liegt bei 80 Individuen/m². Die Werte dieser Arbeit auf 1 m² normiert betragen dann 133 Individuen/m², was eine leicht erhöhte Population im Versuchsgebiet darstellt.

Aus den Ergebnissen in Kapitel 4.1 geht hervor, dass sich die nach ihrer ökologischen Gruppe getrennte Individuenanzahl um 1000 Individuen pro m² und Jahr unterscheiden und auch die Biomasse mit Ergebnissen anderer Untersuchungen zur Deckung kommt (BRAUNS 1968; DUNGER 1964). Erfahrungsgemäß sollte die Bestimmung der Art und die Entnahme der Losungsmengen eine Versuchszeit von mehreren Monaten betragen, im besten Fall von März bis November, mindestens aber 1-2 Monate bei kühlfeuchter Witterung. Die aus den Erhebungen resultierenden und zu berücksichtigenden Fehler betragen nach SOMMER et al. (2002) 50 bis deutlich über 1000 % bei Biomasse und Abundanz. Diese Fehler entstehen durch Witterung, Populationsdynamik, Krankheiten, Tiefe des entnommenen Bodenvolumens sowie diverse andere Faktoren (SOMMER et al. 2002).

Die am Versuchsstandort Au am Rhein vorgefundenen bodenphysikalischen Eigenschaften widerlegen zum Teil die Erkenntnisse aus Arbeiten von CURRY (1998) hinsichtlich der Aussage, Regenwürmer würden Böden mit einer hohen Feuchtigkeit meiden. Nach CURRY (1998) sind Bodeneigenschaften wie z.B. eine hohe Lagerungsdichte und ein hoher Sandanteil ab einer Tiefe von 80 cm sowie periodische Überflutungen teilweise sehr ungünstige Faktoren für Regenwürmer. Trotz dieser Gegebenheiten am Versuchsstandort Au am Rhein findet sich eine hohe Biomasse und eine sehr hohe Masse an Losungsmaterial. Daraus kann geschlossen werden, dass die sich dort anzutreffende Regenwurmpopulation den Lebensbedingungen leichter anzupassen versteht als angenommen und sie durch den hohen Anteil an nährstoffreichem Material durch die Sedimentfracht diese negativen Faktoren ausgleichen kann. Außerdem lässt sich vermuten, dass häufige Überschwemmungen den Bestand nicht so stark wie vorher angenommen beeinträchtigen, da die Losungsmenge vor und nach dem Hochwasserereignis vom 15.9.08 immer noch um ein vielfaches höher liegt als die Literaturwerte nach DUNGER & FIEDLER (1997).

GRUNER und ZEBE (1978) stellten fest, dass *L. terrestris* im Wasser unter anaeroben Bedingungen bei 15°C erst nach 35 Stunden stirbt, was wiederum ein Überdauern einer längeren Überflutungsphase erklären könnte. Zudem könnte durch die hohe Fließgeschwindigkeit des Rheins bei Hochwasser immer genügend Sauerstoff mitgeliefert werden um die Regenwürmer im Kiesbett mit Sauerstoff zu versorgen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

5.2 Interpretation des Beregnungsversuchs

Die unter gesättigten Verhältnissen wasserleitenden Makroporen sollten bei diesem Versuch mithilfe von Brilliant Blue als Farbtracer visualisiert werden. Der Einsatz von Farbtracern bei Infiltrationsversuchen ist zur Verdeutlichung von Fließwegen eine geläufige Methode und hat sich in jeder Hinsicht bewährt (BEVEN & GERMANN 1982). Da der im Rahmen dieser Arbeit verwendete Farbtracer ausschließlich die Fließwege des Sickerwassers verdeutlichen soll, wird bei der Auswahl darauf geachtet, dass der eingesetzte Tracer keine Eigenschaften besitzt, die zu Wechselwirkungen mit der Bodenmatrix führen könnten. Wichtig sind ein möglichst großes Färbevermögen und eine möglichst geringe Toxizität.

Die Farbbereiche des Tracers zeigen das erwartete Fließmuster, sog. Fingering. Beim Vergleich der vertikalen Schnittbilder in Abbildung 4.4 kann nach WEILER (2001) auf heterogenen Matrixfluss und Fingering geschlossen werden. Dabei handelt es sich vermutlich um einen Boden mit einer räumlich heterogenen Struktur. Bei groben Bodengefügen oder Gefügewechseln kommt es zur Fließinstabilität oder gar zur Hydrophobie, wodurch Wasser bevorzugt entlang von Makroporen, in diesem Falle vorwiegend Regenwurmgingen, fließt. Der Tracerversuch stellt außerdem ein bequemes Mittel zur Darstellung von gut ausgebildeten Makroporengangnetzwerken dar und gibt Möglichkeiten einer ersten Aussage hinsichtlich Vernetzung und Durchgängigkeit von Regenwurmgingen. Bei Betrachtung des Volumendichteprofiles kann auf eine hohe Bioaktivität und Vernetzung der Regenwurmginge in den obersten 12-14 cm geschlossen werden, da dort der Boden fast über das komplette Profil hinweg mit Brilliant Blue eingefärbt ist. Danach kann auf eine Abnahme der Bioturbation geschlossen werden, es sind nur noch einzelne großvolumige Regenwurmginge vorhanden entlang derer ein präferentielles Fließen stattfindet. In einer Tiefe von ca. 45 cm ist kaum noch Farbtracer zu quantifizieren was jedoch auch auf die Intensität und Dauer des Beregnungsversuchs zurückzuführen ist. Der Gefügewechsel lässt sich auch im Tiefenprofil der Oberflächendichte nachweisen, da dort in ca. 15 cm Tiefe ein abrupter Rückgang zu verzeichnen ist und es somit zu einer größeren Verteilung von kleineren gefärbten Flächen mit großen Oberflächen kommt. In ca. 60 cm Tiefe nähert sich die Oberflächendichte an den Wert 0 an, es sind nur noch ungefärbte Flächen vorhanden. Die meisten Regenwurmginge sollten also in dieser Tiefe ihre Maximallänge erreicht haben.

Dieses Fließmuster ist ebenso in den horizontalen Schnittlagen in Abbildung 4.5 zu beobachten. Es kann auch dort Fingering beobachtet werden, der Wechsel von gefärbten zu ungefärbten Flächen spielt sich im selben Tiefenbereich ab. Auch hier wird diese Tatsache durch die Volumen- und Oberflächendichteverteilung deutlich sichtbar.

5.3 Bewertung der computertomographischen Ergebnisse

Als Kriterium zur Auswahl der Poren diene deren Durchmesser, der bei Regenwurmgängen nach EDWARDS und BOHLEN (1996) 1-12 mm betragen kann. Eine Schwierigkeit beim Vergleich der Ergebnisse mit anderen Arbeiten besteht jedoch in der Vielzahl von Definitionsmöglichkeiten hinsichtlich der Größe der Makroporen. Da sich durch den hier verwendeten Stammholztomographen eine geringere Auflösung ergibt, mussten die minimale Porengröße auf 2 bzw. 2,5 mm angenommen werden. In Abbildung 5.1 werden die relativen Fehler verschiedener Porendurchmesser, die mit Hilfe eines Prüfkörpers berechnet wurden, und das für die IDL-Berechnung und spätere Darstellung verwendete Grauwert-Histogramm dargestellt. Bei Betrachtung des Fehlerdiagramms zeigt sich, dass in den Bereichen von 2-5 mm mit einem sehr großen Fehler zu rechnen ist, der mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,98 einen annähernd exponentiellen Verlauf annimmt. Die Abbildung des Grauwert-Histogramms wird mit IDL in drei Dichtebereiche, Hohlraum, Matrix und Rand, unterteilt mithilfe dessen die Poren quantifiziert werden können.

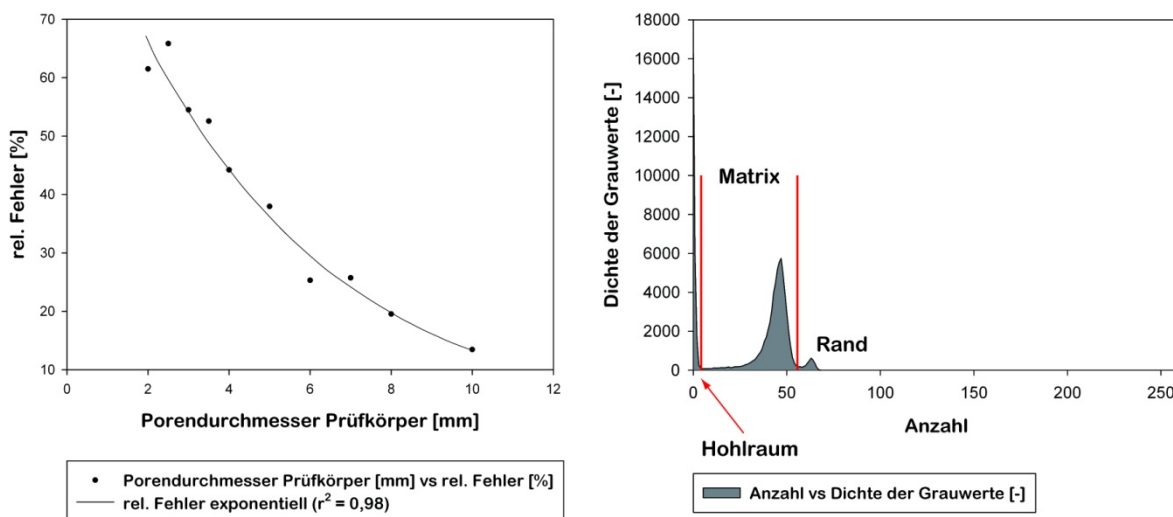


Abb. 5.1: Darstellung des relativen Fehlers [%] bei der Bestimmung der Porendurchmesser des Prüfkörpers [mm] und Grauwerteinteilung in IDL.

Die Unterschiede in den Gangsystemen können auf die unterschiedliche Lebensweise und die Größe der unterschiedlichen Arten zurückgeführt werden. In Abbildung 4.6 sind in den dreidimensionalen Darstellungen der Monolithe die Regenwurmgänge der anözischen Art *L. terrestris* farblich hervorgehoben. Es zeigt sich die typisch vertikale Gangausbildung dieser Art, wohingegen *L. rubellus* keine dauerhaften Gänge ausbildet und diese vorzugsweise in den oberen Bodeneinheiten vorkommen.

Abbildung 5.2 zeigt den Vergleich der gravimetrisch berechneten Lagerungsdichte mit der durch IDL berechneten Lagerungsdichte der einzelnen CT-Schnitte. Der Tiefenverlauf der beiden Dichtekurven beider Monolithe verhält sich annähernd parallel zueinander, was auf

eine hohe Genauigkeit beider angewandten Methoden schließen lässt. Jedoch stellt die berechnete Lagerungsdichte durch IDL eine Darstellung des stationären Sachverhalts eines ungestörten Monoliths dar. Bei der gravimetrischen Methode werden die Monolithe in einzelne Segmente aufgeteilt, wodurch es zu einer Zerstörung des Bodengefüges kommt. Diese Tatsache lässt den Schluss zu, die Genauigkeit der berechneten Lagerungsdichte durch eine computertomographische Aufnahme eine reellere Wiedergabe der Lagerungsdichte höher zu bewerten.

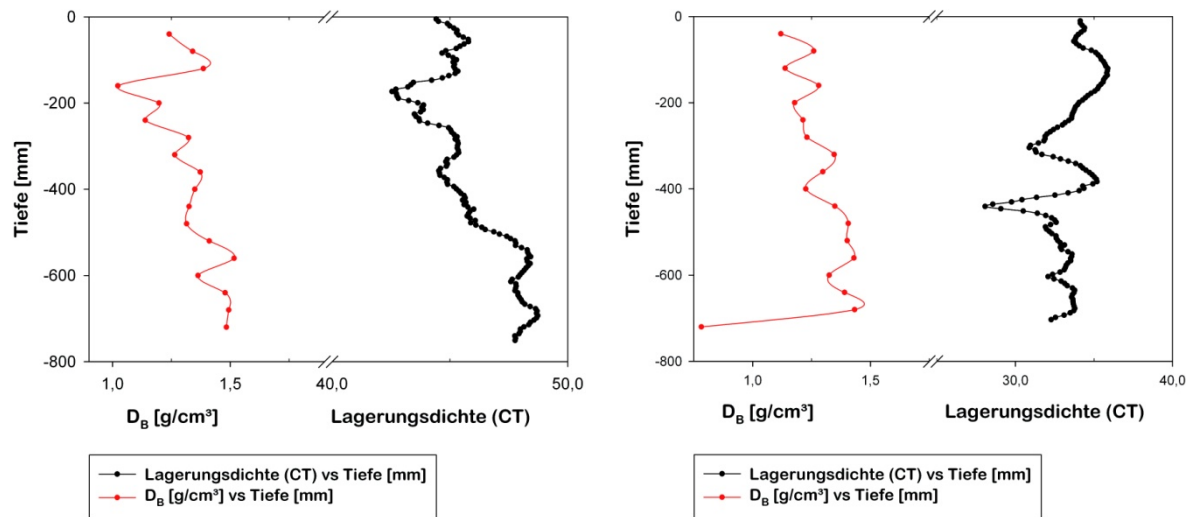


Abb. 5.2: Vergleich der gravimetrisch berechneten Lagerungsdichte D_B [g/cm^3] (rote Punktlinie) und die durch IDL berechnete Lagerungsdichte (CT) einzelner Schnitte (schwarze Punktlinie) über die Tiefe [mm].

5.4 Analyse der Bioturbation und Bleiherkunft

Nach der Zusammenstellung der Ergebnisse in Kapitel 4.5 ist es hilfreich nochmals auf die Fragestellung und die damit verbundene Zielsetzung, das Element Blei als Tracer zu nutzen, einzugehen. Die zentrale Frage, die sich dabei stellt, ist, ob sich die Bleigehalte bzw. die Bleiisotopenverhältnisse für die Quantifizierung der Bioturbation eignen. Auch im Hinblick auf die Diskussion des Verlaufs der diffusen Bleiimmission wurde eine Interpretation der Ergebnisse angestellt. Beim Vergleich verschiedener Ergebnisse aus Bleiisotopenverhältnismessungen vorangegangener Arbeiten lassen sich möglicherweise Rückschlüsse auf die Herkunft des eingetragenen Bleis ziehen.

Der in Abb. 4.8 dargestellte Verlauf der Bleigehalte mit der Tiefe kann mit der Arbeit von SHOTYK et al. (1998) verglichen werden. In beiden Bleiprofilen zeigen sich charakteristische Immissionsverläufe, die sich auch zeitlich parallelisieren lassen. Besonders auffällig ist dabei die starke Zunahme der am Versuchsstandort Au am Rhein gemessenen Bleigehalte in ca. 28 cm Tiefe bzw. die von SHOTYK et al. (1998) in einem Moorboden im Schweizer Jura gemessenen Bleigehalte in 10 cm Tiefe. Die oberste Bodenschicht des Moorbodens im Schweizer Jura

wurde auf das Jahr 1991 ± 0 datiert. Wird nun für den Standort Au am Rhein eine Sedimentationsrate von 1 cm/a angenommen (Gespräch SCHACK-KIRCHNER September 2008) und über 17 Jahre zu den 10 cm Tiefe hinzuaddiert, so ließe sich der Peak des Moorbodens in 10 cm Tiefe, der auf das Jahr 1979 ± 2 datiert wurde, mit dem Peak in 28 cm Tiefe korrelieren. SHOTYK et al. (1998) gibt für diesen Peak der Pb-Gehalte den Immissionshöchststand durch verbleites Benzin an. In der Arbeit von MOSIMANN et al. (2002) wurde ein Emissionsverlauf, ebenfalls in der Schweiz, ausgearbeitet. Auch hier zeigt sich Mitte der 70er Jahre des vergangenen Jahrhunderts ein Maximum des Bleigehalts. Aus SHOTYK et al. (1998), Arbeiten von HAACK et al. (2003) und BOLLHÖFER & ROSMAN (2000) kann bei den Bleieinträgen seit der Einführung von bleifreiem Kraftstoff und des Katalysators ein deutlicher Rückgang beobachtet werden, der sich auch in dem Bleiprofil dieser Arbeit widerspiegelt.

Zum Abschluss wurde durch eine Differenzbildung der EDTA-extrahierbaren Bleianteile von den HNO_3 -aufgeschlossenen Bleianteilen nach Gl. (5) der mobile und organisch komplexierte Bleianteil von dem immobilen Bleianteil getrennt und ebenfalls analog der Abbildung 4.8 als Funktion von der Tiefe aufgetragen (siehe Abb. 5.3). In dieser Abbildung sind zudem die Bleigehalte der Matrix gesondert von den Bleigehalten des Porenbereichs aufgetragen. Es ist zu berücksichtigen, dass die Differenz nach Gl. (5) nur annähernd den immobilen Bleigehalt darstellt, da kein Totalaufschluss stattfand.

$$\Delta (\text{Pb-Gehalt } \text{HNO}_3 - \text{Pb-Gehalt EDTA}) = f (\text{Pb-Gehalt EDTA}) \quad \text{Gl. (5)}$$

$$\text{Blei}_{\text{immobil}} = f (\text{Blei}_{\text{mobil}} + \text{organisch komplexiert})$$

Bei Betrachtung der Tiefenprofile fällt zunächst der parallele Verlauf zwischen Gehaltsunterschied zwischen $\text{Blei}_{\text{mobil}} + \text{organisch komplexiert}$ und $\text{Blei}_{\text{immobil}}$ bis in eine Tiefe von ca. 38 cm auf. Danach sinken die Gehalte von $\text{Pb}_{\text{immobil}}$ für Pore und Matrix deutlich ab und nähern sich den Gehalten von $\text{Pb}_{\text{mobil}} + \text{organisch komplexiert}$ an. Diese Verengung findet proportional mit zunehmender Tiefe statt. Außerdem treten die Maximalgehalte von immobil zu mobiler + organisch komplexierter Fraktion mit der Tiefe leicht verschoben auf.

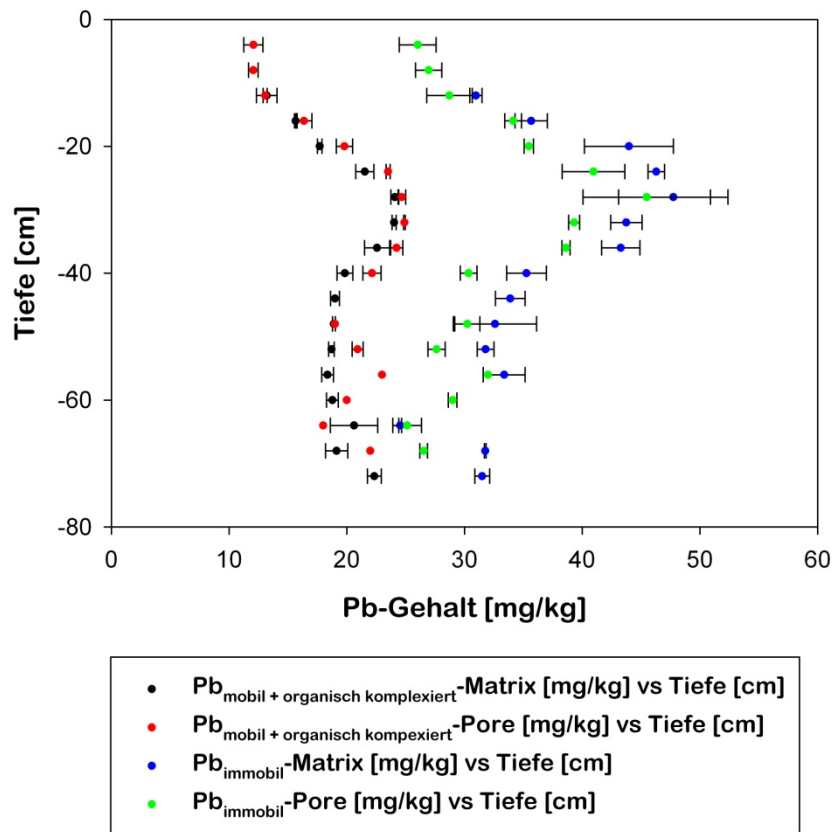


Abb. 5.3: Mobiler und organisch komplexierter Bleigehalt (EDTA-Extrakte) [mg/kg] gegen immobilen Bleigehalt (HNO_3 -Aufschlüsse - EDTA-Extrakte) [mg/kg] mit der dazugehörigen Standardabweichung (horizontale und vertikale Fehlerbalken).

Aus Abbildung 4.10 lässt sich anhand des positiven linearen Zusammenhangs zwischen den Pb-Gehalten aus Porenbereichen und Matrixbereichen eine sehr geringe Varianz erkennen. Aufgrund dieser sehr geringen Streuung kann angenommen werden, dass der Transport und die Umlagerung entlang von Regenwurmängen eine sehr geringe Auswirkung auf Bleigehaltsunterschiede zwischen Poren und Matrix darstellen und die Bioturbation im Hinblick auf die Tiefenverlagerung kaum eine Rolle spielt.

Im folgenden Blei-Blei-Korrelationsdiagramm (siehe Abb. 5.4) werden die Bleiisotopenverhältnisse $^{206}Pb/^{204}Pb$ zu $^{208}Pb/^{204}Pb$ vom Standort Au am Rhein dargestellt und durch weitere Literaturwerte ergänzt und verglichen (HANSMANN & KÖPPEL 2000; COCHERIE et al. 1998; SHOTYK et al. 1997). Insgesamt ergibt sich eine Anordnung der Punkte entlang einer Ausgleichsgeraden unter der Bildung eines repräsentativen Feldes der Isotopenverhältnisse des Versuchsstandorts Au am Rhein an dieser Geraden. Das Bestimmtheitsmaß der Gerade hat einen Wert von 0,7364. Unter der Annahme, dass der hier verwendete Standard für die Korrektur der Massendiskriminierung hinsichtlich seiner isotopischen Zusammensetzung gleich der des Referenzstandards NIST SRM 981 ist, kann Abbildung 5.4 insoweit interpretiert werden, dass sich nach HANSMANN & KÖPPEL (2000) anhand der exakten

Gruppierung der gemessenen Bodenproben des Versuchsstandorts Au am Rhein entlang der Geraden eine Mischung von natürlichem zu anthropogenem Blei ergibt. Dies wird auch bei Betrachtung der Bleiisotopenverhältnisse für mittlere Autoabgase 1993, Flugasche und FR1 (Aue an der schweizerischen Autobahn A1) sichtbar. Nach HAACK & GUTSCHE (2002) ist bei Mischung von Blei verschiedener Herkunft diese oft nicht mehr eindeutig bestimmbar, meist können nur noch zusammengehörige Gruppen eindeutig unterschieden werden. Außerdem wird eine Regionalisierung der Bleigehalte durch das Fehlen an Daten von geogenen Grundgehalten aus dem Rheineinzugsgebiet erschwert, sie würden natürliche Hintergrundwerte bzw. Isotopenverhältnisse widerspiegeln. Aus diesem Grund kann hier keine eindeutige Zuordnung des anthropogenen Einflusses erfolgen (REIMANN et al. 2008). Nach TEUTSCH et al. (2001) wird vermutet, dass das im Unterboden gebundene Blei geogene Signaturen aufzeigt, wohingegen in der Bodenmitte deutliche Isotopensignaturen durch Benzinblei abgezeichnet werden und im Oberboden die diffuse Emission Einfluss nimmt.

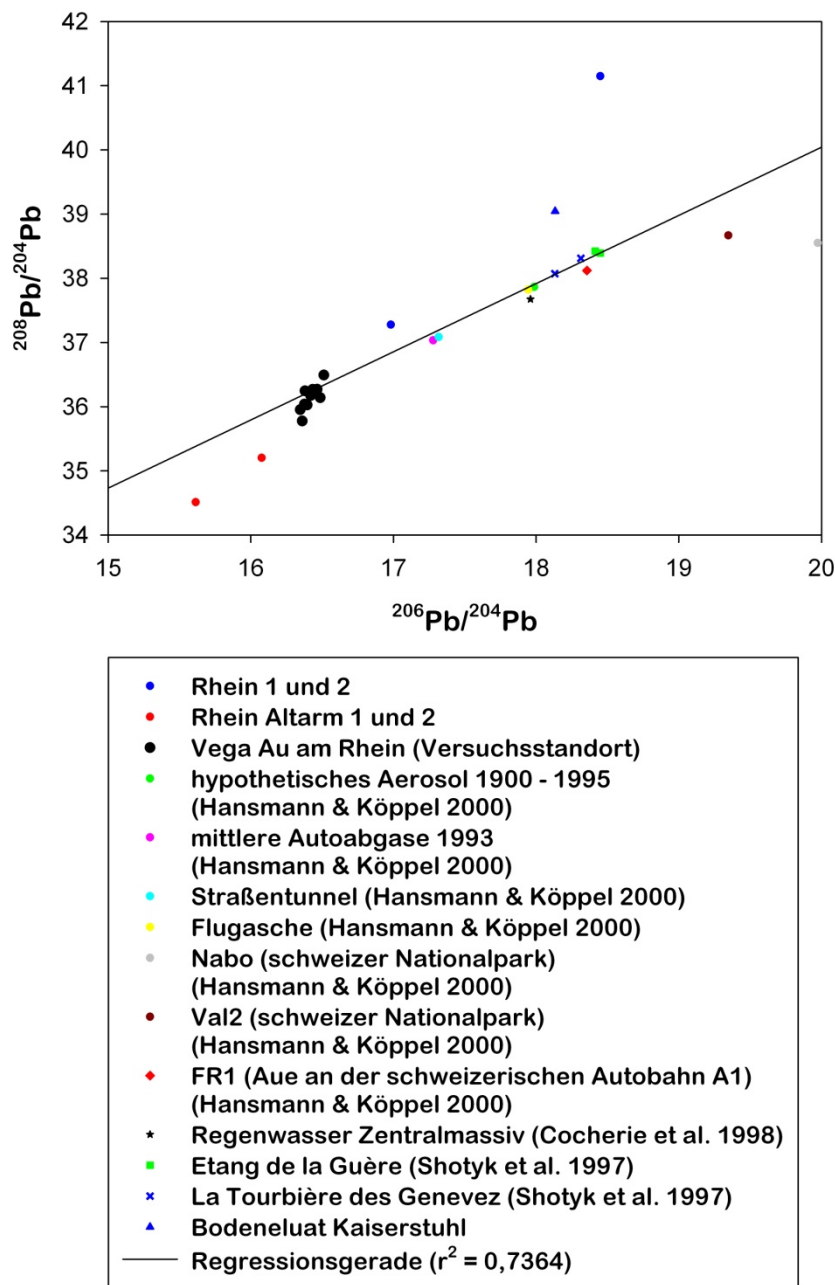


Abb. 5.4: Darstellung der Isotopenverhältnisse $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ zu $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ des Versuchsstandorts (Boden- und Rheinproben) mit ausgewählten Literaturwerten und der dazugehörigen Regressionsgeraden.

Das Blei-Blei-Korrelationsdiagramm in Abbildung 5.5 zeigt die Bleiisotopenverhältnisse $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ zu $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ vom Standort Au am Rhein und weiteren Literaturwerten (GEAGEA et al. 2008; REIMANN et al. 2008; RUMMEL et al. 2007). Ähnlich wie in Abbildung 5.4 ergibt sich ein repräsentatives Feld entlang einer Ausgleichsgeraden. Das Bestimmtheitsmaß liegt bei 0,9817. Hier zeigt sich nun beim Vergleich der Isotopenverhältnisse des Versuchsstandorts mit den Isotopenverhältnissen eines Wertes für Benzinblei und eines Wertes für unverbleites

Benzin, dass das Blei in den untersuchten Bodenproben höchstwahrscheinlich zu einem sehr großen Anteil anthropogener Herkunft ist.

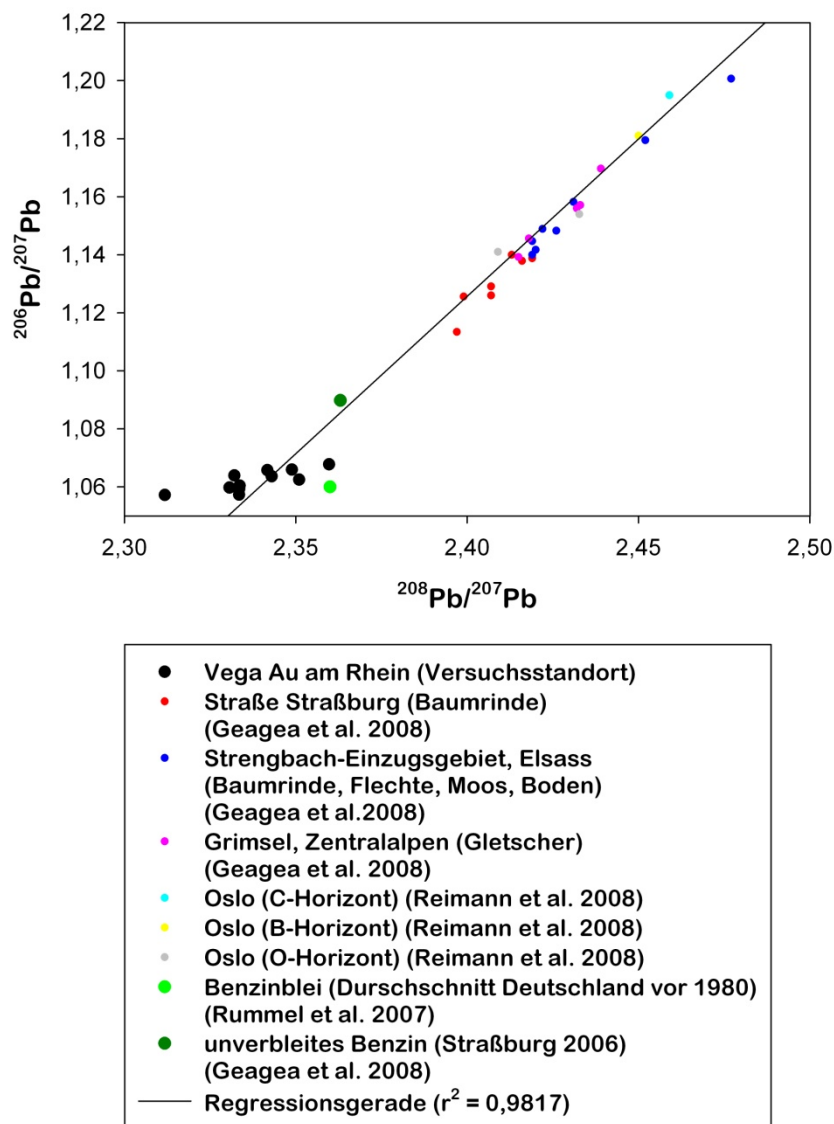


Abb. 5.5: Darstellung der Isotopenverhältnisse $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ zu $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ des Versuchsstandorts (Bodenproben) mit ausgewählten Literaturwerten und der dazugehörigen Regressionsgeraden.

In Abbildung 4.13 werden die Bleiisotopenverhältnisse $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ und $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ gegen die Tiefe aufgetragen. Wie bereits in Kapitel 4.5 erwähnt, lässt sich beim Vergleich der Tiefenprofile untereinander kein Trend erkennen. Beim Vergleich der Tiefenprofile der Bleiisotopenverhältnisse mit den Tiefenprofilen der Bleigehalte lässt sich nur in Abbildung 4.13 c) ein ähnlicher Verlauf feststellen. Die Bleiisotopen-Tiefenverhältnisse zeigen in Abbildung 4.13 a) eine große Homogenität, wodurch die Eindringtiefe des Immissionsbleis nicht bestimmt werden kann (HORN et al. 1992).

Der Kehrwert der Bleigehalte gegen die Isotopenverhältnisse der EDTA-Extrakte und HNO_3 -Aufschlüsse ist in Abbildung 5.6 dargestellt. Anhand dieser Darstellungsweise soll gezeigt werden, inwieweit Unterschiede in den Bleisotopenverhältnissen durch den Eintrag von anthropogenem Blei zum Ausdruck kommen. Anders als in den Arbeiten von HANSMANN & KÖPPEL (2000) und LE ROUX et al. (2008) bildet sich jedoch kein sichtbarer Trend ab. Dies kann bedeuten, dass vorwiegend Fremdeintrag stattfindet und der vom Standort herrührende Anteil überdeckt wird oder eine Homogenisierung durch Bioturbation stattfindet. Aufgrund der Ergebnisse der Pb-Gehalte der Matrix- und Porenproben kann letzterer Fall jedoch nahezu ausgeschlossen werden.

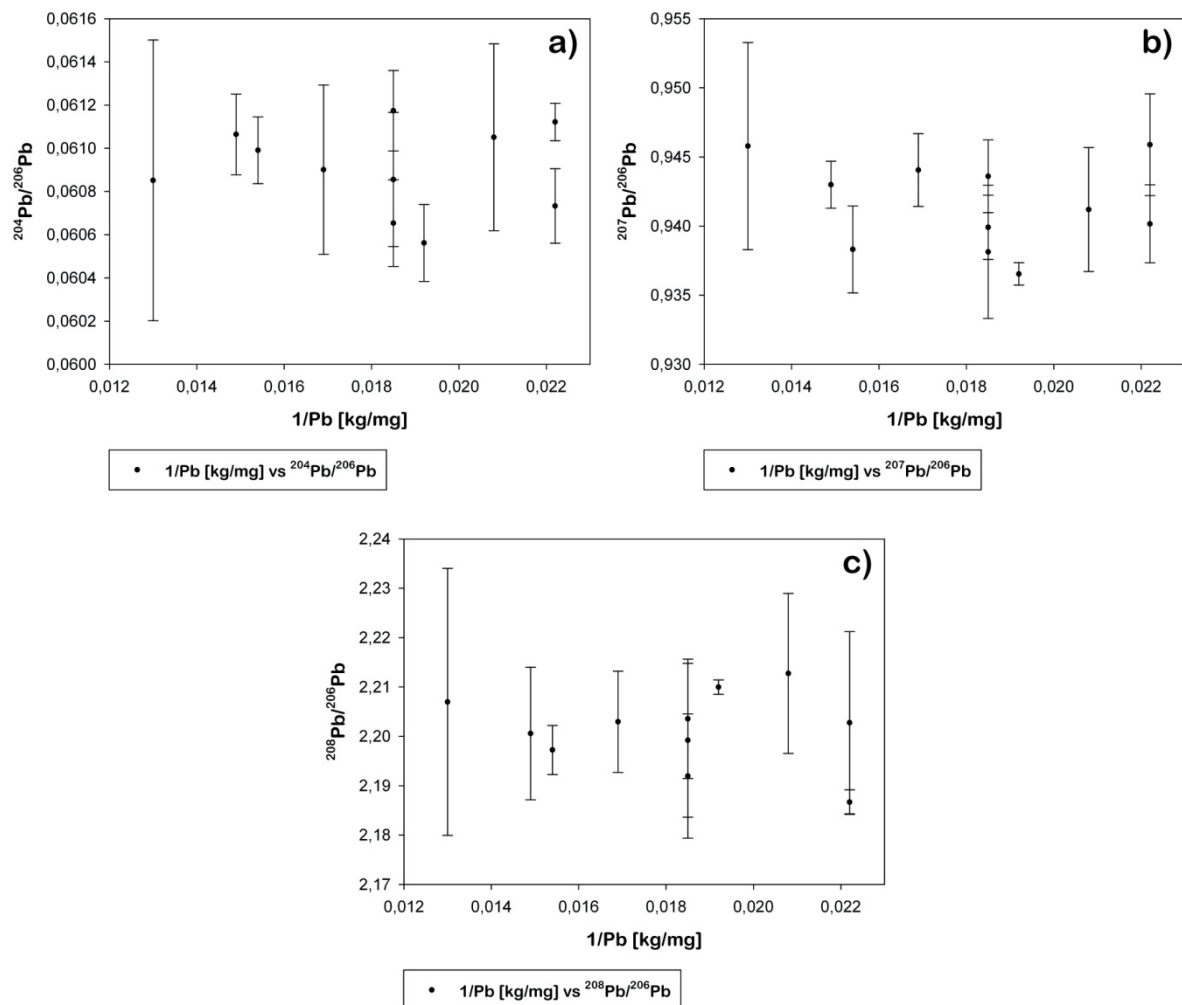


Abb. 5.6: Kehrwerte der Bleigehalte [kg/mg] gegen Bleisotopenverhältnisse a) $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$, b) $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ und c) $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ mit der dazugehörigen Standardabweichung (vertikale Fehlerbalken).

Zusammenfassend lassen sich nun folgende Aussagen treffen:

- Das Bleiprofil zeigt in ca. 28 cm Tiefe ein Maximum, was sich mit dem Höhepunkt der Bleiimmission Mitte der 70er Jahre des vergangenen Jahrhunderts korrelieren lässt.
- Aufgrund der geringen Varianz und hohen Homogenität der Bleigehalte zwischen Poren und Matrix kann angenommen werden, dass die Bioturbation hinsichtlich der Tiefenverlagerung kaum Einfluss nimmt. Diese Vermutung wird auch dadurch gestützt, da die epigäische Art *L. rubellus* sehr dominant auftritt, jedoch die vertikalbohrende, für die Tiefenverlagerung maßgebliche Art, *L. terrestris*, nur vereinzelt vorkommt.
- Die Gruppierung der Bleiisotopenverhältnisse $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ zu $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ (siehe Abb. 5.4) entlang einer Regressionsgeraden lässt keine eindeutige Zuordnung des anthropogenen Einflusses zu. TEUTSCH et al. (2001) geht von einer geogenen Signatur im Unterboden, einer von Benzinblei herrührenden Signatur in der Bodenmitte und einer diffusen Bleiimmission im Oberboden aus. Dies kann jedoch nicht für die Ergebnisse des Versuchsstandorts angenommen werden.
- Die Darstellung der Isotopenverhältnisse $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ zu $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ (siehe Abb. 5.5) ergibt ebenso ein repräsentatives Feld entlang einer Geraden. Beim Vergleich mit Literaturwerten kann hier höchstwahrscheinlich von einer anthropogenen Herkunft des Bleis am Versuchsstandort ausgegangen werden.
- Die homogene Verteilung der Isotopenverhältnisse im Hinblick auf den Kehrwert der Pb-Gehalte in Abbildung 5.6 lässt darauf schließen, dass vorwiegend Fremdeintrag und keine Tiefenhomogenisierung durch Bioturbation stattfindet, was durch Punkt 2 bestätigt wird.

5.5 Ausblick

Die abschließende Beurteilung der Methodenauswahl und-kombination hinsichtlich der vielfältigen Interpretationsmöglichkeiten stellt sich als sehr zufriedenstellend dar. Gerade die Erhebung der Losungsmenge liefert erste Erkenntnisse über die Bioaktivität der Regenwürmer bei einem gleichzeitigen geringen Zeit- und Messaufwand.

Durch den mit dem Farbtracer Brilliant Blue FCF vorgenommenen Beregnungsversuch wird eine sichere und relativ schnelle Beurteilung der Gefügestrukturen des zu untersuchenden Bodens ermöglicht.

Die Methode der Computertomographie liefert ebenfalls zufriedenstellende Ergebnisse, diese können jedoch durch die Verwendung eines Mikro-CT's erheblich verbessert werden.

Im Hinblick auf das Transportverhalten von Blei bei Hochwasser und das untersuchte Bleiprofil können nur bedingt Aussagen über Herkunft und Menge angestellt werden. In Anbetracht der großen Fläche, welche der Fluss bei Hochwasser erfasst, wurde nur ein verschwindend kleiner Teil beprobt. Um aber abschließend eine qualitativ hochwertige Aussage über die Bleiverfrachtung und den Einfluss der Bioturbation an dieser Stelle machen zu können, müssten noch weitere Untersuchungen bei fundierter Kenntnis über das Strömungsverhalten und den Geschiebetrieb über einen längeren Zeitraum durchgeführt werden. Es sind diesbezüglich keine ausreichend langen Zeitreihen von Schwebfrachtmenge, Bleikonzentrationen und Hochwasserverhalten verfügbar. Zur Erfassung von Trends um das Erosions- bzw. Sedimentationsverhalten einschätzen zu können, müssten in dieser Arbeit Zeitreihen-Analysen auf Pb-Gehalte an verschiedenen Stellen entlang des Rheins durchgeführt werden, was jedoch im zeitlichen Rahmen einer Diplomarbeit nicht möglich ist.

6 Literaturverzeichnis

BASTARDIE F., CAPOWIEZ Y., DREUZY J.-R. & D. CLUZEAU (2003): X-ray tomographic and hydraulic characterization of burrowing by three earthworm species in repacked soil cores. pp. 3-16, *Appl Soil Ecol* 24

BEVEN K. & B. GERMANN (1982): Macropores and Water Flow in Soil. pp. 1311-1325, *Water Resources Research* 18

BLUM W.E.H. (2007): *Bodenkunde in Stichworten*. 179 S., Stuttgart (Borntraeger-Cramer)

BOLLHÖFER A. & K.J.R. ROSMAN (2000): Isotopic source signatures for atmospheric lead: the Southern Hemisphere. pp. 3251-3262, *Geochimica et Cosmochimica Acta* 64

BOUCHÉ M. (1977): Strategies lombriciennes. pp. 122-132, *Ecol. Bull.* 25

BRAUNS A. (1968): *Praktische Bodenbiologie*. 470 S., Stuttgart (Gustav-Fischer-Verlag)

BROWN S. L. & J. N. BELL (1995): Earthworm and radionuclides, with experimental investigations on the uptake and exchangeability of radiocaesium. pp. 27-39, *Environmental Pollution* 88

BUSCH R. & W. FLECK (1997): *Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:25000, Blatt 7015 Rheinstetten*. 1 Kt., Freiburg (Geologisches Landesamt Baden-Württemberg)

BÜRGER H. (1978): *Die Verbreitung der Elemente Blei, Zink, Zinn, Arsen, Cadmium, Quecksilber, Kupfer, Nickel, Chrom und Kobalt in den landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden Nordrhein-Westfalens*. Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

CAPOWIEZ Y., PIERRET A., DANIEL O., MONESTIEZ P. & A. KRETZSCHMAR (1998): 3D skeleton reconstructions of natural earthworm burrow systems using CAT scan images of soil cores. pp. 51-59, *Biol Fertil Soils* 27

CANTI M. G. (2003): Earthworm activity an archaeological stratigraphy: A Review of Products and Processes. pp. 135-148, *Journal of Archaeological Science* 30

COCHERIE A., NEGREL P., ROY S. & C. GUERROT (1998): Direct determination of lead isotope ratios in rainwater using inductively coupled plasma mass spectrometry. pp. 1069-1073, *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 13

- CONKOVA M. & J. KUBIZNAKOVA (2008): Lead isotope ratios in tree bark pockets: An indicator of past air pollution in the Czech Republic. pp. 440-445, *Science of the Total Environment* 404
- CURRY J.P. (1998): Factors affecting earthworm abundance in soils. In: EDWARDS C.A. (Ed.): *Earthworm Ecology*. pp. 37-64, New York (St. Lucia Press)
- DEV (2005): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung, E 29 DIN EN ISO 17294-2, (D), Wasserbeschaffenheit - Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) – Teil 2: Bestimmung von 62 Elementen, Berlin (Beuth Verlag und WILEY-VCH)
- DEV (2006): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung, E 36, DIN EN ISO 17294-1, (D), Wasserbeschaffenheit – Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) – Teil 1: Allgemeine Anleitung, Berlin (Beuth Verlag und WILEY-VCH)
- DUNGER W. (1964): *Tiere im Boden*. 265 S., Wittenberg/Lutherstadt (A. Ziemser Verlag)
- DUNGER W. & H.J. FIEDLER (1997): *Methoden der Bodenbiologie*. 539 S., Heidelberg (Spektrum Akademischer Verlag)
- DVWK (1998): *Hydrogeochemische Stoffsysteme Teil II*. 397 S., Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. Bonn 117
- EDWARDS C.A. & P.J. BOHLEN (1996): *Biology and ecology of earthworms*. 440 pp., London (Chapman & Hall)
- EDWARDS W.M., SHIPITALO M.J., OWENS L.B. & L.D. NORTON (1989): Water and nitrate movement in earthworm burrows within longterm no-till cornfields. pp. 240-243, *J Soil Water Conserv* 44
- EHLERS W. (1975): Observation of earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soils. pp. 242-249, *Soil Science* 119
- EREL Y., VERON A. & L. HALICZ (1997): Tracing the transport of anthropogenic lead in the atmosphere and in soils using isotopic ratios. pp. 4495-4505, *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61
- ESCHER H.P. (1996): Bestimmung der Porengrößenverteilung in Sedimenten mit Röntgencomputertomographie. S. 339-334, *Limnologica* 26
- FLURY M. & H. FLÜHLER (1995): Tracer Characteristics of Brilliant Blue FCF. pp. 22-27, *Soil Science Society of America Journal* 59

- GEAGEA M.L., STILLE P., GAUTHIER-LAFAYE F., PERRONE T. & D. AUBERT(2008): Baseline determination of the atmospheric Pb, Sr and Nd isotopic compositions in the Rhine valley, Vosges mountains (France) and the Central Swiss Alps. pp. 1703-1714, *Applied Geochemistry* 23
- GISI U. (1997): *Bodenökologie*. 351 S., Stuttgart (Thieme)
- GRAFF O. (1953): *Die Regenwürmer Deutschlands. Ein Bilderatlas für Bauern, Gärtner, Forstwirte und Bodenkundler*. 81 S., Hannover (Schaper)
- GRILLENBERGER A. & E. FRITSCH (2006): *Computertomographie*. 261 S., Wien (Facultas)
- GRUNER B. & E. ZEBE (1978): Studies on the anaerobic metabolism of earthworms. pp. 441-445, *Comp. Biochem. Physiol* 60 B
- HAACK U. & F.-H. GUTSCHE (2002): Das Blei in den Wolken: Isotopengeochemie für die Umweltforschung. S. 42-49, *Spiegel der Forschung* 19
- HAACK U.K., HEINRICHS H., GUTSCHE F.H. & K. PLESSOW (2003): The isotopic composition of anthropogenic Pb in soil profiles of northern Germany: evidence for pollutant Pb from a continent-wide mixing system. pp. 113-134, *Water Air & Soil Poll.* 150
- HAGEDORN F. & M. BUNDT (2002): The age of preferential flow paths. pp. 119-132, *Geoderma* 108
- HALICZ L., EREL Y. & A. VERON (1996): Lead Isotope Ratio Measurements by ICP-MS: Accuracy, Precision, and Long-Term Drift. pp. 186-189, *Atomic Spectroscopy* 17 (5)
- HANSMANN W., KÖPPEL V. (2000): Lead-isotopes as tracers of pollutants in soils. pp. 123-144, *Chemical Geology* 171
- HAINSWORTH J.M. & L.A.G. AYLMOORE (1983): The use of computer-assisted tomography to determine spatial distribution of soil water content. pp. 435-443, *Aust J Soil Res* 21
- HERR S. & J. BAUCHHENß (1987): Einfacher Bestimmungsschlüssel für Regenwürmer. S. 15-20, *Schule und Beratung* 87
- HERZOG B. (2004): *Rekonstruktion der Sedimentationsgeschichte von Böden in der rezenten Rheinaue*. 50 S., Diplomarbeit, Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
- HILDEBRAND E.E. (1974): Die Bindung von Immissionsblei in Böden. 138 S., *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen* 4, Schriftenreihe des Instituts für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

- HORN P., HÖLZL S. & P. SCHAAF (1992): Pb- und Sr-Isotopensignaturen als Herkunftsindikatoren für anthropogene und geogene Kontaminationen. S. 263-272, *Isotopes, Environ. Health Stud.* 28
- HORN P., HÖLZL S., TODT W. & D. MATTHIES (1998): Isotope abundance ratios of Sr in wine provenance determinations, in a tree-root activity study, and of Pb in a pollution study on tree-rings. pp. 31-42, *Isotopes Environ Health Stud.* 34
- INTERNATIONALE KOMMISSION FÜR DIE HYDROLOGIE DES RHEINGEBIETES (2007): Das Abflussregime des Rheins und seiner Nebenflüsse im 20. Jahrhundert- Analyse, Veränderungen, Trends. 377 S., Bericht Nr. I-22 der CHR/KHR
- JÉGOU D., CLUZEAU D., WOLF J.J., GANDON Y. & P. TRÉHEN (1998): Assessment of the burrow system of *Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea giardi*, and *Aporrectodea caliginosa* using X-ray computed tomography. pp. 116-121, *Biol. Fertil. Soils* 26
- JÉGOU D., BRUNOTTE J., ROGASIK H., CAPOWIEZ Y., DIESTEL H., SCHRADER S. & D. CLUZEAU (2002): Impact of soil compaction on earthworm burrow systems using X-ray computed tomography: preliminary study. pp. 329-336, *European Journal of Soil Biology*, vol. 38
- JOSCHKO M., DIESTEL H. & O. LARINK (1989): Assessment of earthworm burrowing efficiency in compacted soil with a combination of morphological and soil physical measurements. pp. 191-196, *Biol Fertil Soils* 8
- JOSCHKO M., GRAFF O., MÜLLER P.C., KOTZKE K., LINDNER P., PRETSCHNER D.P., & O. LARINK (1991): A non-destructive method for the morphological assessment of earthworm burrow systems in three dimensions by X-ray computed tomography. pp. 88-92, *Biol Fertil Soils* 11
- JOSCHKO M., MÜLLER P., KOTZKE K., DÖHRING W. & O. LARINK (1993): Earthworm burrow system development assessed by means of X-ray computed tomography. pp. 209-221, *Geoderma* 56
- JÄHNE B. (2002): *Digitale Bildverarbeitung*. 618 S., Heidelberg (Springer)
- KALENDER W.A. (2000): *Computertomographie*. 216 S., München (Publicis MCD Verlag)
- KLINGER J. (2007): *Beschreibung der Wasser- und Stoffflüsse in einem urbanen Raum unter besonderer Berücksichtigung von Kanalleckagen*. 59 S., Dissertation, Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften der Universität Karlsruhe
- KRETZSCHMAR A. (1988): Simulated earthworm burrow systems: Structural parameters and functional patterns. pp. 252-261, *Biol Fertil Soils* 6

- KUO-PETRAVIC G., BRUNING H. & M. PETRAVIC (2005): Practical implementation of a CT cone beam algorithm for 3-D image reconstruction as applied to nondestructive inspection of baggage, live laboratory animal and any solid materials. 26 pp., US Patent 7170966
- LABORMETHODEN-DOKUMENTATION AG BODEN (2000): Extraktion mit EDTA zur Bestimmung mobiler und organisch komplexierter Spurenelemente. S. 91-93, Geologisches Jahrbuch, Reihe G, Heft 8
- LAMANDÉ M., HALLAIRE V., CURMI P., PÉRÈS G. & D. CLUZEAU (2003): Changes of pore morphology, infiltration and earthworm community in a loamy soil under different agricultural managements. pp. 637-649, CATENA 54
- LANGMAACK M., SCHRADER S., RAPP-BERNHARDT U. & K. KOTZKE (1999): Quantitative analysis of earthworm burrow systems with respect to biological soilstructure regeneration after soil compaction. pp. 219-229, Biology and Fertility of Soils 28
- LEE K.E. (1985): Earthworms: Their ecology and relationships with soils and land use. 411 pp., London (Academic Press)
- LE ROUX G., SONKE J.E., CLOQUET C., AUBERT D. & F. DE VLEESCHOUWER (2008): Comment on by C. Reimann, B. Flem, A. Arnoldussen, P. Englmaier, T.E. Finne, F. Koller and Ø. Nordgulen. pp. 2789-2792, Applied Geochemistry 23
- LEWANDOWSKI J. S. & V.K. LEITSCHUH (1997): Schadstoffe im Boden: Eine Einführung in Analytik und Bewertung. 339 S., Berlin (Springer)
- LFL BAYERN – FACHBEREICH AGRARÖKOLOGIE (2004): Böden und ihre Nutzung – Vega (Brauner Auenboden) aus sandig-lehmigen Talsedimenten. 4 S., Freising (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft)
- MCKENZIE B.M. & A.R. DEXTER (1993): Size and orientation of burrows made by the earthworms *Aporreiciodea rosea* and *A. caliginosa*. pp. 233-241, Geoderma 56
- MOSIMANN M., BREU M., VYSUSIL T. & S. GERBER (2002): Vom Tiger im Tank – Die Geschichte des Bleibenzins. S. 203-212, GAIA 11
- NOE K. (1990): Korngrößen-bezogene Methoden zur Erkennung und Bewertung anthropogener Schwermetall-Belastungen in Böden- Fallbeispiel: Rhein-Neckar-Raum. 184 S., Heidelberger Geowissenschaftliche Abhandlungen der Ruprecht-Karls-Universität 36
- PETERS W. & V. WALLDORF (1986): Der Regenwurm *Lumbricus terrestris* L. - Eine Praktikumsanleitung. 174 S., Heidelberg (Quelle & Meyer Verlag)
- PETROVIC A.M., SIEBERT J.E. & P.E. RIEKE (1982): Soil bulk density analysis in three dimensions by computed tomographic scanning. pp. 445-450, Soil Sci Soc Am J 46

- PIERRET A, CAPOWIEZ Y, BELZUNCES L & C.J. MORAN (2002): 3D reconstruction and quantification of macropores using X-ray computed tomography and image analysis. pp. 247-271, *Geoderma* 106
- PLUM H., DIETZE G., ARMBRUSTER V. & G. WIRSING (in Druck): Natürliche geogene Grundwasserbeschaffenheit in den hydrogeochemischen Einheiten Baden-Württembergs. LGRB - Informationen 23, Regierungspräsidium Freiburg, Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau
- QUACK M., BARTEL M., KLEIN R., NEITZKE M., NENTWICH K., PAULUS M. & G. WAGNER (2003): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung – Regenwurm. 32 S., Trier (FB VI – Biogeographie, Universität Trier)
- RENNER M. (1984): Kükenthal's Leitfaden für das zoologische Praktikum. 505 S., Jena (Gustav Fischer Verlag)
- REIMANN C., FLEM B., ARNOLDUSSEN A., ENGLMAIER P., FINNE T.E., KOLLER F. & Ø. NORDGULEN (2008): The biosphere: A homogeniser of Pb-isotope signals pp. 705-722, *Applied Geochemistry* 23 (4)
- ROULIER S., ROBINSON B., KUSTER E. & R. SCHULIN (2007): Analysing the preferential transport of lead in a vegetated roadside soil using lysimeter experiments and dual-porosity model. pp. 61-70, *European Journal of Soil Science* 59
- RUMMEL, HÖLZL & HORN (2007): Isotopensignaturen von Bio- und Geo-Elementen in der Forensik. In: HERMANN B. & SATERNUS K.-S. (Hrsg.): Biologische Spurenkunde Band 1 Kriminalbiologie, S. 382-407, Heidelberg (Springer)
- SCHACHTSCHABEL P., BLUME H.-P., BRÜMMER G., HARTGE K.-H. & U. SCHWERTMANN (1989): Lehrbuch der Bodenkunde, 491 S., Stuttgart (Ferdinand-Enke-Verlag)
- SCHEFFER F. & P. SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 593 S., Heidelberg (Spektrum Akademischer Verlag)
- SCHULZ E. & O. GRAFF (1977): Zur Bewertung von Regenwurmmehl aus *Eisenia foetida* (Savigny 1826) als Eiweißfuttermittel. S. 216-218, *Landbauforsch. Völkenrode* 27
- SHOTYK W., CHEBURKIN A.K., APPLEBY P.G., FANKHAUSER A. & J.D. KRAMERS (1997): Lead in three peat bog profiles, Jura Mountains, Switzerland: enrichment factors, isotopic composition, and chronology of atmospheric deposition. pp. 297-310, *Water Air Soil Pollut* 100

- SHOTYK W., WEISS D., APPLEBY P.G., CHEBURKIN A.K., FREI R., GLOOR M., KRAMERS J.D., REESE S. & W.O. VAN DER KNAAP (1998): History of atmospheric lead deposition since 12,370 14C yr BP recorded in a peat bog profile, Jura Mountains, Switzerland. pp. 1635-1640, *Science* 281
- SIMS R.W. & B.M. GERARD (1985): Earthworms. Keys and notes to the identification and study of the Species. 171 pp., *Synopsis of the British Fauna (New Series)* Brill, Leiden 31
- SOMMER M., EHLMANN O., FRIEDEL J.K., MARTIN K., VOLLMER T. & G. TURIAN (2002): Böden als Lebensraum für Organismen - Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs. In: KANDELER E., KAUPENJOHANN M., STAHR K., STRECK T. (Hrsg.): *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 63, Hohenheim (Universität Hohenheim)
- TAJNA I.A., HECK R.J. & T.R. ELLIOT (2007): Application of X-ray computed tomography to soil science: A literature review. pp. 1-20, *Canadian Journal of Soil Sciences* 88
- TEUTSCH N., EREL Y., HALICZ L. & A. BANIN (2001): Distribution of natural and anthropogenic lead in Mediterranean soils. pp. 2853-2864 *Geochimica et Cosmochimica Acta* 65
- WARNER G.S., NIEBER J.L. MOORE I.D. & R.A. GEISE (1989): Characterizing macropores in soil by computed tomography. pp. 653-660, *Soil Sci Soc Am J* 53
- WENDT K. & O. LARINK (1990): Computer-aided analysis of earthworm burrows from sectioned soil columns. pp. 221-225, *Pedobiologia* 34 (4)
- WEILER M. (2001): Mechanisms controlling macropore flow during infiltration Dye tracer experiments and simulations. 172 pp., *Dissertation on the Institute of Technology Zürich*
- WEILER M. & F. NAEF (2003): An experimental tracer study of the role of macropores in infiltration in grassland soils. pp. 477-493, *Hydrological Processes* 17
- ZICSI A. (1962): Determination of number and size of sampling unit for estimating Lumbricid populations of arable soils. pp. 68-71, In: MURPHY P.W. (Ed.): *Progress in Soil Zoology* I

Anhang

Tab. A1: Bodenphysikalische Parameter der Monolithe A und B (1)

Tiefenbereich [cm]	mittlere Tiefe [cm]	D _B B [g/cm ³]	D _B A [g/cm ³]	M-wert.	Stabw.	Var-koef.	n B [-]	n A [-]	M-wert.	Stabw.	Var-koef.
00 - 02	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,01	0,01	0,01	0,00	0,0
02 - 06	4	1,12	1,24	1,18	0,09	7,3	-0,41	-0,46	-0,44	0,03	-7,4
06 - 10	8	1,26	1,34	1,30	0,06	4,4	-0,47	-0,50	-0,48	0,02	-4,5
10 - 14	12	1,14	1,39	1,26	0,18	13,9	-0,42	-0,51	-0,47	0,07	-14,2
14 - 18	16	1,28	1,02	1,15	0,18	15,8	-0,47	-0,38	-0,42	0,07	-16,2
18 - 22	20	1,18	1,20	1,19	0,01	1,1	-0,43	-0,44	-0,44	0,01	-1,2
22 - 26	24	1,21	1,14	1,18	0,05	4,5	-0,45	-0,42	-0,43	0,02	-4,6
26 - 30	28	1,23	1,32	1,28	0,07	5,1	-0,45	-0,49	-0,47	0,02	-5,2
30 - 34	32	1,35	1,26	1,31	0,06	4,4	-0,50	-0,47	-0,48	0,02	-4,5
34 - 38	36	1,30	1,37	1,34	0,05	4,0	-0,48	-0,51	-0,49	0,02	-4,0
38 - 42	40	1,23	1,35	1,29	0,09	6,8	-0,45	-0,50	-0,48	0,03	-6,9
42 - 46	44	1,35	1,33	1,34	0,02	1,3	-0,50	-0,49	-0,49	0,01	-1,3
46 - 50	48	1,41	1,31	1,36	0,06	4,7	-0,52	-0,49	-0,50	0,02	-4,8
50 - 54	52	1,40	1,41	1,41	0,01	0,5	-0,52	-0,52	-0,52	0,00	-0,5
54 - 58	56	1,43	1,52	1,47	0,06	4,1	-0,53	-0,56	-0,55	0,02	-4,2
58 - 62	60	1,33	1,36	1,34	0,03	2,0	-0,49	-0,50	-0,50	0,01	-2,0
62 - 66	64	1,39	1,48	1,43	0,06	4,3	-0,51	-0,55	-0,53	0,02	-4,4
66 - 70	68	1,43	1,49	1,46	0,04	2,9	-0,53	-0,55	-0,54	0,02	-3,0
70 - 74	72	0,78	1,48	1,13	0,50	43,8	-0,29	-0,55	-0,42	0,18	-43,8

Tab. A2: Bodenphysikalische Parameter der Monolithe A und B (2)

Tiefenbereich [cm]	mittlere Tiefe [cm]	GPV B [%]	GPV A [%]	M-wert.	Stabw.	Var-koef.	ω B [%]	ω A [%]	M-wert.	Stabw.	Var-koef.
00 - 02	0	1,0	1,0	1,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0
02 - 06	4	-41,3	-39,8	-40,52	1,05	-2,6	33,8	17,79	25,80	11,33	43,9
06 - 10	8	-46,5	-43,0	-44,78	2,47	-5,5	29,0	25,42	27,22	2,54	9,3
10 - 14	12	-42,0	-44,5	-43,24	1,83	-4,2	30,2	31,94	31,04	1,26	4,1
14 - 18	16	-47,3	-32,6	-39,97	10,41	-26,0	32,6	29,82	31,20	1,95	6,2
18 - 22	20	-43,5	-38,3	-40,91	3,62	-8,8	34,4	30,59	32,49	2,69	8,3
22 - 26	24	-44,8	-36,4	-40,62	5,91	-14,6	30,1	28,28	29,18	1,27	4,3
26 - 30	28	-45,4	-42,5	-43,96	2,09	-4,8	30,1	30,54	30,30	0,34	1,1
30 - 34	32	-49,8	-40,5	-45,17	6,54	-14,5	29,3	29,90	29,62	0,39	1,3
34 - 38	36	-48,0	-44,1	-46,04	2,74	-6,0	27,1	28,68	27,90	1,11	4,0
38 - 42	40	-45,3	-43,3	-44,30	1,36	-3,1	25,2	26,25	25,74	0,73	2,8
42 - 46	44	-49,9	-42,5	-46,23	5,21	-11,3	24,6	25,60	25,11	0,69	2,8
46 - 50	48	-52,1	-42,2	-47,13	6,97	-14,8	22,6	22,79	22,71	0,12	0,5
50 - 54	52	-51,9	-45,4	-48,63	4,62	-9,5	25,0	25,34	25,16	0,26	1,0
54 - 58	56	-53,0	-48,8	-50,90	2,93	-5,8	27,1	27,68	27,40	0,39	1,4
58 - 62	60	-49,0	-43,8	-46,40	3,69	-8,0	27,8	27,44	27,62	0,26	0,9
62 - 66	64	-51,5	-47,6	-49,52	2,76	-5,6	27,0	26,63	26,84	0,28	1,1
66 - 70	68	-53,1	-48,1	-50,58	3,54	-7,0	19,5	25,50	22,51	4,22	18,8
70 - 74	72	-28,5	-47,8	-38,14	13,60	-35,7	9,4	27,40	18,42	12,70	69,0

Tab. A3: Bleiisotopenverhältnisse der Proben des Versuchsstandorts

Proben-Nr.	Tiefenbereich [cm]	mittlere Tiefe [cm]	$^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$	$^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$	$^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$	rel. Stabw. $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$	rel. Stabw. $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$	rel. Stabw. $^{204}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$	$^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	$^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$
Rhein 1	0	0	2,1951	0,9417	0,0589	5,74E-02	3,14E-02	5,18E-03	37,279	15,993	16,982
Rhein 2	0	0	2,2296	0,9313	0,0546	5,66E-02	9,53E-03	2,55E-03	41,149	17,157	18,450
Altrhein 1	0	0	2,1916	0,9492	0,0624	2,78E-02	1,74E-02	5,81E-03	35,203	15,254	16,077
Altrhein 2	0	0	2,2105	0,9559	0,0642	5,96E-02	3,30E-02	1,75E-03	34,511	14,924	15,615
ko2019a	10-14	12	2,2028	0,9402	0,0607	1,85E-02	2,82E-03	1,72E-04	36,270	15,480	16,465
ko2021a	18-22	16	2,2030	0,9441	0,0609	1,03E-02	2,63E-03	3,92E-04	36,173	15,502	16,420
ko2023a	26-30	28	2,2070	0,9458	0,0609	2,70E-02	7,49E-03	6,50E-04	36,269	15,543	16,434
ko2024a	30-34	32	2,2006	0,9430	0,0611	1,34E-02	1,71E-03	1,87E-04	36,037	15,443	16,376
ko2025a	34-38	36	2,1972	0,9383	0,0610	4,97E-03	3,14E-03	1,55E-04	36,026	15,385	16,396
ko2026a	38-42	40	2,2036	0,9381	0,0609	1,21E-02	4,82E-03	3,11E-04	36,210	15,416	16,433
ko2027a	42-46	44	2,2100	0,9365	0,0606	1,46E-03	8,05E-04	1,78E-04	36,491	15,464	16,512
ko2028a	46-50	48	2,1920	0,9399	0,0607	1,26E-02	2,32E-03	2,01E-04	36,139	15,496	16,487
ko2031a	58-62	60	2,2127	0,9412	0,0611	1,62E-02	4,48E-03	4,33E-04	36,245	15,417	16,380
ko2032a	62-66	64	2,1867	0,9459	0,0611	2,49E-03	3,68E-03	8,68E-05	35,776	15,475	16,361
ko2034a	70-74	72	2,1992	0,9436	0,0612	1,56E-02	2,63E-03	1,86E-04	35,951	15,425	16,347

Tab. A4: Bleigehalte der HNO₃-Aufschlusslösungen und EDTA-Extrakte

Tiefe [cm] / Proben-Nr.	Tiefenbereich [cm]	EDTA Matrix [mg/kg]	EDTA Pore [mg/kg]	HNO ₃ Matrix [mg/kg]	HNO ₃ Pore [mg/kg]	Stabw. HNO ₃ Pore	Stabw. HNO ₃ Matrix	Stabw. EDTA Pore	Stabw. EDTA Matrix	Lösung HNO ₃ [mg/kg]	Lösung EDTA [mg/kg]
K02035	0									39,96	12,78
K02036	0									46,09	12,10
K02037	0									38,90	12,54
K02038	0									47,06	13,96
4	02 - 06	-	12,0739	-	38,1078	1,5667	-	0,8082	-		
8	06 - 10	-	12,0671	-	39,0251	1,1169	-	0,3994	-		
12	10 - 14	13,2062	13,0728	44,1820	41,7949	1,9343	0,5267	0,1616	0,8752		
16	14 - 18	15,6675	16,3635	51,3407	50,5000	0,7071	1,3710	0,6734	0,1153		
20	18 - 22	17,7078	19,8082	61,6782	55,2778	0,3928	3,7876	0,6916	0,2004		
24	22 - 26	21,5334	23,5102	67,8218	64,4680	2,6561	0,7001	0,1684	0,7743		
28	26 - 30	24,0897	24,6844	71,8254	70,1683	5,4188	4,6492	0,3231	0,3353		
32	30 - 34	24,0216	24,9005	67,7657	64,2172	0,4643	1,3347	0,0775	0,1796		
36	34 - 38	22,5792	24,2335	65,8529	62,8618	0,3465	1,6222	0,5183	1,0698		
40	38 - 42	19,8460	22,1459	55,1161	52,5000	0,7071	1,6894	0,7646	0,6710		
44	42 - 46	19,0009	-	52,8908	-	-	1,2597	-	0,3777		
48	46 - 50	18,9031	19,0000	51,5000	49,2400	1,0748	3,5355	0	0,1205		
52	50 - 54	18,7068	20,9261	50,5000	48,5566	0,7318	0,7071	0,4645	0,2396		
56	54 - 58	18,3692	23,0000	51,7427	55,0000	-	1,7781	0	0,5016		
60	58 - 62	18,7817	20,0000	47,7820	49,0000	0	0,3638	0	0,4996		
64	62 - 66	20,6208	18,0000	45,1565	43,1382	1,2188	0,1232	0	2,0080		
68	66 - 70	19,1414	22,0000	50,9118	48,5328	0,3200	0,0703	0	0,9493		
72	70 - 74	22,3406	-	53,8419	-	-	0,6277	-	0,5826		



Abb. A1: Versuchsstandort



Abb. A2: Beregnungsversuch



Abb. A3: Vertikales Schnittbild



Abb. A4: Horizontales Schnittbild



Abb. A5: Hochwasserereignis am 15.9.08



Abb. A6: Bodenmonolith A und B



Abb. A7: Stammholztomograph

Eidesstattliche Versicherung

Ich erkläre an Eides Statt, dass ich meine Diplomarbeit „Quantifizierung von Regenwurmkanälen, Regenwurmfauna und Bioturbation in einem Auenboden“ selbständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus Veröffentlichungen oder anderen Quellen entnommen sind, sind als solche eindeutig kenntlich gemacht. Die Arbeit ist in gleicher oder ähnlicher Form noch nicht veröffentlicht und noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegt worden.

Ort, Datum

Unterschrift

