

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

**Wasserhaushalt und Bodenentwicklung qualifizierter
Rekultivierungsschichten**

Werner Konold
P. Wattendorf
O. Ehrmann
A. Bieberstein
H. Reith
G. Bönecke
H. Schack-Kirchner

Institut für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Förderkennzeichen: BWD 21010

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert

Juli 2004

Finanzierung:	Land Baden-Württemberg Programm BWPLUS Zuwendungs-Nr. BWD 21010
Projektlaufzeit:	1. Mai 2002 - 30. April 2004
Projektleitung:	Institut für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg Prof. Dr. Werner Konold Tennenbacher Str. 4, D-79085 Freiburg Tel: 0761-2033637 Fax: 0761-2033638
Beteiligte Institutionen	Universität Karlsruhe, Institut für Bodenmechanik und Felsmechanik Büro Dr. Ehrmann, Neuffen Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt (FVA) Baden-Württemberg, Abteilung Landespflege Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre
Projektbearbeitung:	Dr. P. Wattendorf Dr. O. Ehrmann Dr. A. Bieberstein H. Reith, Dipl. Ing. G. Bönecke, Dipl.-Ing. (FH) Dr. H. Schack-Kirchner

Inhaltsverzeichnis

1	Ausgangslage und Motivation für das Vorhaben.....	3
2	Aufgabenstellung	5
3	Planung und Ablauf des Vorhabens	6
3.1	Planung.....	6
3.2	Vorgehensweise	7
3.3	Zusammenarbeit mit anderen Stellen	7
3.4	Versuchsanlage	9
3.5	Instrumentierung der Testfelder	11
3.5.1	Scherparameter und Setzungsverhalten.....	12
3.5.2	Bodenwasserhaushalt, Bodentemperatur und Bodenluft	13
3.5.3	Abflüsse aus den Lysimeterfeldern.....	15
4	Stand der Forschung und Technik	18
5	Ergebnisse	21
5.1	Standicherheit und Setzungsverhalten.....	21
5.1.1	Standicherheit.....	21
5.1.2	Setzungsverhalten.....	23
5.2	Bodenphysik.....	25
5.2.1	Entwicklung der Bodenstruktur im Oberboden der Rekultivierungssubstrate	25
5.2.2	Trockenraumdichte	30
5.2.3	Eindringwiderstand	33
5.3	Bodenlufthaushalt.....	38
5.3.1	Einführung.....	38
5.3.2	Methode.....	39
5.3.3	Ergebnisse.....	41
5.3.4	Diskussion	45
5.4	Regenwürmer	47
5.4.1	Einführung.....	47
5.4.2	Methoden	48
5.4.3	Ergebnisse und Diskussion.....	51
5.4.4	Empfehlungen zum Einbringen von Regenwürmern	55
5.5	Vegetation	58
5.5.1	Gehölzentwicklung.....	58
5.5.2	Entwicklung der Ansaaten	59
5.5.3	Durchwurzelung	64
5.6	Wasserhaushalt der Rekultivierungsschichten	69
5.6.1	Klima in den Jahren 2002 und 2003	69
5.6.2	Bodenwasser.....	70
5.6.3	Wasserhaushalt der Lysimeterfelder	77
5.6.4	Besonderheiten im Wasserhaushalt der Lysimeterfelder.....	82

5.7	Modellierung des Wasserhaushalts	86
5.7.1	Die Wasserhaushaltsmodelle: Gemeinsamkeiten – Unterschiede.....	87
5.7.2	Klima in Leonberg 1992 bis 2003	90
5.7.3	Eingabedaten	91
5.7.4	Ergebnisse: Wasserhaushaltsbilanzen	93
5.7.5	Vergleich der Ergebnisse von HELP und BOWAHALD mit den Messungen	95
5.8	Bodentemperatur.....	104
6	Bewertung der Ergebnisse	107
6.1	Fortschritte anderer Stellen im Lauf des Vorhabens	107
6.2	Praktischer Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse, Empfehlungen	107
6.3	Forschungsbedarf.....	111
6.4	Beitrag der Ergebnisse zu den Zielen des Förderprogramms BW-PLUS .	113
7	Veröffentlichungen.....	114
7.1	Veröffentlichungen während der Projektlaufzeit.....	114
7.2	Geplante Veröffentlichungen.....	115
8	Literatur	116
9	Anhang	120

1 Ausgangslage und Motivation für das Vorhaben

Die Rekultivierungsschicht ist eine wichtige Komponente im Oberflächenabdichtungssystem von Deponien, denn sie dient nicht nur als Tragschicht von Bewuchs, sondern soll als „Wasserhaushaltsschicht“ Sickerwasserzuflüsse reduzieren und vergleichmäßigen (z.B. DGGT 2000). Erst in den letzten Jahren ist - angeregt auch durch Untersuchungen in Baden-Württemberg (BRAUNS et al. 1997) - die Bedeutung dieser Funktion für die Langzeitverwahrung von Deponien erkannt und gewürdigt worden. Diese Wasserhaushaltsfunktion der Rekultivierungsschicht ist in hohem Maß von den Eigenschaften des Bodens und der Vegetationsdecke abhängig (BRAUNS et al. 1997). Entsprechend ausgelegte Rekultivierungsschichten bezeichnet man auch als optimierte oder qualifizierte Rekultivierungsschichten, die folgende Anforderungen erfüllen sollten:

1. Es kann nur Bodenmaterial mit möglichst hoher nutzbarer Wasserspeicherkapazität verwendet werden. Angaben hierzu finden sich zum Beispiel bei BÖNECKE (1997) und BRAUNS et al. (1997).
2. Der Boden sollte möglichst locker gelagert und in seiner Struktur möglichst wenig gestört sein (z.B. BÖNECKE 1994). Deshalb ist ein schonender, möglichst unverdichteter Bodeneinbau notwendig.
3. Auch der Bepflanzung bzw. Vegetationssteuerung kommt eine große Bedeutung zu (z.B. WATTENDORF & SOKOLLEK 2000, BÖNECKE 2001). Um möglichst viel Regenwasser zu verdunsten und damit die Sickerwassermenge zu verringern, ist ein gesunder, standortgerecht aufgebauter Bewuchs (Hinweise dazu in BRAUNS et al. 1997, BÖNECKE 2001) erforderlich, der das gesamte Volumen der Rekultivierungsschicht durchwurzelt und Bodenwasser auch aus größerer Tiefe aufnehmen und transpirieren kann.

In dem vorangegangenen Forschungsvorhaben BWS D 99003 (siehe WATTENDORF et al. 2003) wurden grundlegende Erkenntnisse zur Gestaltung qualifizierter Rekultivierungsschichten beispielhaft auf der Kreismülldeponie Leonberg gewonnen. So konnte die Standsicherheit unverdichtet eingebauter Substrate mit bestimmten Materialeigenschaften (z.B. Tongehalt < 20 %) nachgewiesen werden (siehe BIBERSTEIN et al. 2003). Es wurden Erfahrungen hinsichtlich eines praxistauglichen verdichtungsarmen Einbauverfahrens und der damit erreichbaren bodenphysikalischen Eigenschaften gewonnen. Untersuchungen der Vegetationsentwicklung (Wüchsigkeit, Durchwurzelungstiefe und -intensität) belegen die günstigeren Standorteigenschaften unverdichteter Rekultivierungssubstrate bereits in der Anfangszeit der Vegetationsentwicklung.

Böden sind keine statischen Gebilde, sondern Entwicklungen unterworfen. Da bis dato keine praktischen Erfahrungen mit unverdichtet eingebauten Rekultivierungsschichten vorlagen, war nicht bekannt, wie sich die bodenmechanischen und -physikalischen Eigenschaften der Substrate durch Setzungen oder Rutschungen im Lauf der Zeit verändern würden. Deshalb sollte das Scherverhalten sowie die Setzungseigenschaften des unverdichteten Bodenmaterials in situ untersucht werden. Diesen Fragen wird nachgegangen, um beispielsweise die Gefährdung von Installationen in der Rekultivierungsschicht durch Erdbewegungen abschätzen zu können. Von besonderer Bedeutung für die Standsicherheit der unverdichteten Rekultivierungsschichten, die in der Praxis meist an Böschungen aufgebracht werden, ist die Frage, wie sich die vor dem Einbau ermittelten Scherparameter in situ mit der Zeit verändern.

Das Gleiche gilt auch für bodenphysikalische Parameter wie die Trockenraumdichte und den Eindringwiderstand. Es konnte angenommen werden, dass sie sich bei unverdichtetem Einbau durch Setzungen erhöhen, sie können langfristig – zumindest in den oberen Bodenschichten - aber auch durch Einwirkungen von Wurzeln und

Bodenorganismen verringert werden. Zwischen Boden- und Vegetationsentwicklung besteht ein gewisser Zusammenhang, denn diese beiden Faktoren beeinflussen sich gegenseitig.

Mischungen aus natürlichem Unterbodenmaterial und Kompost werden in der Rekultivierung oft zum Aufbau von Oberböden verwendet. Sie besitzen zwar ähnlich hohe Gehalte an organischer Substanz wie natürliche Böden, aber auf keinen Fall deren Organismengemeinschaft. Obwohl Bodenorganismen, vor allem Regenwürmer, großen Einfluss auf die Bodenentwicklung nehmen, wurden Rekultivierungsschichten von Deponien bisher kaum bodenbiologisch bearbeitet. Die Untersuchungen zur Populationsentwicklung der Regenwürmer in den Rekultivierungsschichten der Deponie Leonberg leisten einen ersten Beitrag, um diese Lücke zu schließen.

Schließlich war zu untersuchen, wie sich alle diese Einflüsse sowie die Variabilität des Klimas, hier vor allem der Niederschlagsmengen und der Niederschlagsverteilung, auf den Wasserhaushalt der Rekultivierungsschichten auswirken würden. Da in der Großlysimeteranlage Leonberg die Abflüsse sehr genau bilanziert werden, bietet sich eine hervorragende Möglichkeit, die Ergebnisse von Wasserhaushaltsmodellierungen mit den Leonberger Boden- und Klimadaten und die Messwerte der Lysimeterfelder miteinander zu vergleichen.

2 Aufgabenstellung

Die im Zuge des Forschungsvorhabens BWS 99003 eingerichteten Leonberger Lysimeterfelder sind die einzige bekannte Großlysimeteranlage, die es ermöglicht, den Wasserhaushalt einer unter Berücksichtigung der Wasserhaushaltsfunktion gestalteten Rekultivierungsschicht („Wasserhaushaltsschicht“) zu quantifizieren. Die beiden Großlysimeterfelder wurden im Hinblick auf einen Langzeitbetrieb angelegt, um die Wirkung der sich entwickelnden Waldbestände auf den Wasserhaushalt zu erforschen. Es werden zwei Rekultivierungsschichten aus identischem, qualitativ hochwertigem Bodenmaterial, aber einmal unverdichtet und einmal (konventionell) verdichtet eingebaut, untersucht. Somit kann geprüft werden, inwieweit sich generell der Einbau von qualifizierten Rekultivierungsschichten in einer messbaren Verringerung der Absickerung niederschlägt und inwieweit sich die beiden Einbauverfahren hierbei unterscheiden.

Neben den Bodeneigenschaften beeinflusst die Ausprägung der Vegetationsdecke die Wasserhaushaltsfunktion maßgeblich. Die Besiedlung der Standorte mit Lebewesen aller Art hängt unter anderem von den Bodenbedingungen ab, beeinflusst diese aber auch in gewissem Umfang. Die Wasserhaushaltsfunktion kann deshalb nicht isoliert betrachtet werden, sondern nur im Zusammenhang mit der Entwicklung der Bodeneigenschaften, des Bodenlebens und der Vegetation.

Oberstes Ziel des Vorhabens ist es demnach, Erkenntnisse darüber zu gewinnen, wie die Entwicklungsprozesse des Bodens, Bodenlebens und der Vegetation in den beiden unterschiedlich eingebauten Rekultivierungsschichten ablaufen und inwieweit Einbauverfahren und Entwicklungsprozesse den Wasserhaushalt der Rekultivierungsschichten beeinflussen. Hierbei stehen folgende Themenfelder im Vordergrund der Betrachtung:

1. Wasserhaushalt
 - Einfluss von Bodeneigenschaften und Klima auf den Wasserhaushalt der Rekultivierungsschichten, insbesondere die Absickerungsraten
 - Vergleich der realen mit modellierten Wasserhaushaltsbilanzen und Erprobung und Validierung von Wasserhaushaltsmodellen
2. Bodeneigenschaften
 - Veränderungen der bodenphysikalischen Eigenschaften unterschiedlich eingebauter Rekultivierungssubstrate (Trockenraumdichte, Eindringwiderstand)
 - Veränderungen des Standsicherheits- (Scherparameter) und Setzungsverhaltens unverdichtet eingebauter Rekultivierungssubstrate
3. Bodenbiologie
 - Entwicklung von Regenwurm-Populationen auf neu angelegten Rekultivierungsflächen
 - Möglichkeiten der Unterstützung und Beschleunigung der natürlichen Besiedlung durch das Einbringen von Regenwürmern
 - Einfluss der Bodenlebewesen auf die Bodenstruktur
4. Vegetation/Bewuchs
 - Vegetationsentwicklung auf unterschiedlich gestalteten Rekultivierungsschichten
 - Einfluss der Vegetationsentwicklung auf den Wasserhaushalt der Rekultivierungsschichten

3 Planung und Ablauf des Vorhabens

3.1 Planung

Die Planung des Vorhabens BWD 21010 basiert im Wesentlichen darauf, die im Vorhaben BWS 99003 begonnenen Untersuchungen fortzuführen. So konnten die im vorangegangenen Vorhaben bereits erfolgreich erprobten und angewendeten Untersuchungsansätze und -methoden sowie die Messeinrichtungen weitgehend übernommen werden. Dies betraf insbesondere die Routine-Untersuchungen zu verschiedenen Zeiträumen:

1. Die Untersuchungen zum Sackungs- und Setzungsverhalten basieren auf regelmäßigen Vermessungen der Testfeldoberfläche. Hierbei sollten die Messintervalle entsprechend der Ergebnisse festgelegt werden.
2. Daten zum Bodenwasserhaushalt (Bodenwassergehalt, Bodenwasserspannung) sollten regelmäßig in ungefähr 14-täglichen Intervallen erhoben werden.
3. Die Zusammensetzung der Bodenluft in den Testfeldern sollte an einigen Terminen pro Jahr dokumentiert werden.
4. Bodenbiologische Untersuchungen der Regenwurmpopulation waren jeweils für Frühjahr und Herbst vorgesehen, da die Tiere während des Sommers wegen zu geringer Bodenfeuchte inaktiv sind.
5. Die Entwicklung der krautigen Vegetation sollte im Sommer zum Zeitpunkt optimaler Bestandesdichte untersucht werden, die Zuwachsmessungen an Gehölzen im Winter vor Beginn der Vegetationsperiode.

Einige Untersuchungen sind nur möglich, wenn bestimmte, vor allem witterungsabhängige Bedingungen eintreten, so dass im Voraus keine konkreten Untersuchungstermine definiert werden konnten:

6. Die Scherparameter zum Bestimmen des Standsicherheitsverhaltens sollten in situ zu Zeiten unterschiedlicher Bodendurchfeuchtung gemessen werden.
7. Bodenuntersuchungen (Trockenraumdichte, Eindringwiderstand, Durchwurzelung) sind mit Störungen der Lysimeterfelder verbunden. Aufgrabungen mussten deshalb auf das notwendige Minimum beschränkt bleiben. Die Wahl von Untersuchungsterminen ist hier von den Bodenbedingungen, beispielsweise einem günstigen Bodenwassergehalt im gesamten Profil, abhängig.

3.2 Vorgehensweise

Ausgehend von der in Abschnitt 3.1 beschriebenen Planung wurden die Untersuchungsansätze dem vorgesehenen Zeitschema entsprechend abgearbeitet. Sowohl die regelmäßigen Messungen (s.o., Punkte 1. bis 5.) als auch die weiteren Untersuchungen (Punkte 6. und 7.) konnten wie geplant durchgeführt werden.

Nicht vorher zu sehende Ereignisse

Eine Aufgrabung im Lysimeterfeld K (konventionell verdichtete Rekultivierungsschicht, siehe 3.4) im August 2002 eröffnete die Möglichkeit, weitere Messgeräte zu installieren. Es wurde ein zusätzliches Profil mit TDR-Sensoren für den Bodenwassergehalt bestückt, mit dem es möglich wurde, die Wassergehalte in den unterschiedlich verdichteten Zonen des K-Feldes eingehender zu betrachten (siehe 3.5.2). Besonders während des außergewöhnlich trockenen Sommers 2003 konnten interessante Ergebnisse erzielt werden.

Randumläufigkeiten bzw. Undichtigkeiten des K-Feldes (siehe 3.5.3) waren bereits im vorangegangenen Vorhaben festgestellt und erste Maßnahmen zur Sanierung des Lysimeterfeldes eingeleitet worden. Da Baumaschinen die Testfelder nur bei günstiger Witterung und trockenem Oberboden befahren konnten, mussten die notwendigen weiteren Arbeiten mehrmals wegen ungünstiger Witterung abgebrochen und verschoben werden. Schließlich wurden die Maßnahmen im Juni 2003 erfolgreich abgeschlossen. Die Mittel für den Maschineneinsatz stellte der Landkreis Böblingen zur Verfügung, die Ausführung und Überwachung der Arbeiten leisteten Projektmitarbeiter.

Die Scherfestigkeit in der unverdichteten Rekultivierungsschicht war bereits im vorangegangenen Vorhaben mit einer speziell entwickelten Einrichtung („Karlsruher Schertester“) erfolgreich gemessen worden (siehe 3.5.1 und WATTENDORF et al. 2003). Es war geplant, die in-situ-Scherversuche zu verschiedenen Zeitpunkten durchzuführen, um Veränderungen zu dokumentieren. Leider zeigte sich im Verlauf des Vorhabens, dass durch ungleichmäßige Setzungen innerhalb der Rekultivierungsschicht die Messeinrichtung so stark verformt wurde, dass sie keine verwertbaren Ergebnisse mehr liefern konnte.

Ein weiteres nicht vorhersehbares Ereignis war das Klima der Jahre 2002 und 2003. Die beiden Jahre waren durch erhebliche Unterschiede in der Niederschlagshöhe und, zeitweise, auch der Temperatur gekennzeichnet. 2002 war überdurchschnittlich feucht, 2003 im Gegensatz dazu mit weit unterdurchschnittlichen Regenmengen und sehr hohen Sommertemperaturen – „Jahrhundertsommer“ – ein ausgesprochenes Trockenjahr. Diese kurze Abfolge außergewöhnlicher meteorologischer Bedingungen innerhalb der Projektlaufzeit bot eine einmalige Gelegenheit, die Auswirkungen solcher klimatischer Bedingungen auf den Wasserhaushalt der Rekultivierungsschichten zu betrachten. Auch für die Vegetation und die Regenwurm-Biozönose sind Trockenjahre wie 2003 von einschneidender Bedeutung. Auf diese Aspekte konnte deshalb im vorliegenden Bericht differenziert eingegangen werden.

3.3 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Die Arbeitsgruppe im Forschungsvorhaben BWD 21010 ist bereits interdisziplinär mit Vertretern der erforderlichen Fachrichtungen besetzt. Aus diesem Grund wurden Kontakte zu weiteren Fachinstitutionen nur in geringem Umfang nötig.

Der Projektbearbeiter am Institut für Landespflege ist Mitglied in der UAG 7 des Arbeitskreises 6.1 - Geotechnik der Deponiebauwerke - der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik, die unter anderem die GDA-Empfehlungen E2-30, E2-31 und E2-32 erarbeitet hat. Hierdurch steht die Arbeitsgruppe in ständigem fachlichen Austausch mit Experten aus der gesamten Bundesrepublik.

Im vorangegangenen Vorhaben BWSD 99003 waren auch Kooperationspartner (Büro Umweltwirtschaft Stuttgart) aus der Baupraxis, vor allem bei der Planung und Herstellung der Versuchsfelder, integriert. Diese Kooperation wurde auch im laufenden Vorhaben soweit möglich und notwendig weitergeführt, so dass die Erkenntnisse aus dem Vorhaben direkt in die Praxis einfließen. Weitere Wege, neue Erkenntnisse in die Praxis zu überführen sind einerseits durch die planerische und beratende Tätigkeit einiger Projektbeteiligter, beispielsweise in Rekultivierungsplanungen für Altdeponien und Altteilen von Deponien, gegeben (siehe WATTENDORF & BÖNECKE 1999, 2000, 2001, 2003 und weitere). Andererseits kann die ebenfalls am Vorhaben beteiligte Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA) neue Erkenntnisse bei der Betreuung und Beratung von Deponiebetreibern, zumindest soweit Waldflächen betroffen sind, berücksichtigen. Als externe Berater zu Fragen der Bodenphysik, des Wasserhaushaltes und zur Bearbeitung von Wasserhaushaltsmodellierungen (siehe 5.7) wurden Dr. K. Hammel (vormals TU Weihenstephan) sowie Dr. J. Ingwersen (Institut für Bodenphysik, Universität Hohenheim) hinzugezogen.

3.4 Versuchsanlage

Die Versuchsanlage auf der Kreismülldeponie Leonberg besteht aus insgesamt vier Versuchsfeldern (siehe Tabelle 3-1) an einer südöstlich exponierten Böschung mit einer mittleren Neigung von etwa 1 : 2,7. Das Rekultivierungssubstrat der vier Felder - toniger Schluff (Ut2/Ut3) - stammt aus einer einzigen Entnahmestelle im Süden von Stuttgart, ist sehr homogen und weitgehend steinfrei.

Tabelle 3-1: Versuchsfelder zur Gestaltung von Rekultivierungsschichten

Feld	Fläche	Rekultivierungsschicht
U	360 m ²	Unverdichtet, d.h. ohne zusätzliche Verdichtung eingebaut (Lysimeterfeld)
K	360 m ²	nach konventionellem Verfahren dreilagig verdichtet (Lysimeterfeld)
D	180 m ²	unverdichtet, Feld für umfangreichere destruktive Versuche
B	180 m ²	unverdichtet mit ingenieurbioologischem Verbau (Buschlagen)

Wichtigster Bestandteil der Anlage sind zwei Großlysimeterfelder mit jeweils ca. 360 m² Fläche, in die im Herbst 2000 die Versuchsvarianten „unverdichtet eingebaute Rekultivierungsschicht“ (Feld U) und „Kontrolle: konventionell verdichtete Rekultivierungsschicht“ (Feld K) eingebaut wurden. Die Rekultivierungsschichten der beiden Lysimeterfelder unterscheiden sich nur durch das Einbauverfahren; Substrate, Oberbodenbearbeitung und Bepflanzung sind identisch.

Der Aufbau der beiden Leonberger Lysimeterfelder ist analog zu den Vorgaben der TA SIEDLUNGSABFALL (1993) gestaltet:

- Auf einer verschweißten, 2,5 mm starken Kunststoffdichtungsbahn mit Schutzvlies
- wurden 30 cm durchlässiger Schotter (Korngröße 0/56) als Entwässerungsschicht aufgebracht und
- darauf die Rekultivierungsschicht in einer Mächtigkeit von durchschnittlich ca. 2,2 m im K-Feld und 2,4 m im U-Feld eingebaut.

Die Mächtigkeit der Rekultivierungsschichten orientiert sich an aktuellen Empfehlungen (z.B. BRAUNS et al. 1997). Das U-Feld wurde mit ca. 20 cm Überhöhung eingebaut, um zu erwartende Setzungen des lockeren Materials auszugleichen. Eine ausführliche Beschreibung des Aufbaues der Testfelder findet sich in WATTENDORF et al. (2003).

Die Lysimeterfelder wurden nach Abschluss der Bauarbeiten mit Zitterpappeln (*Populus tremula*) bepflanzt und zum Schutz vor Erosion mit Winterweizen (*Triticum aestivum*) eingesät. Im Frühjahr 2001 wurde eine konventionelle Gras-/Krautmischung (siehe 5.5) ausgebracht. Ausfälle unter den Zitterpappeln, bedingt durch Wühlmäuse und Beschädigungen im Zuge der Baumaßnahmen, wurden im November 2001 durch Linden (*Tilia platyphyllos*), Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*) und Apfelbäume (*Malus sylvestris*) sowie im März 2004 durch Spitzahorn (*Acer platanoides*) und Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) ersetzt (siehe 5.5).

Die Absickerung aus den Rekultivierungsschichten der Lysimeterfelder U und K sowie der Oberflächenabfluss können kontinuierlich aufgezeichnet werden (siehe 3.5.3). Begleitend wird in 25, 50, 85 und 135 cm Tiefe regelmäßig der Bodenwassergehalt mit TDR-Sonden an vier Messstellen pro Lysimeterfeld gemessen. An je zwei Messstellen pro Lysimeterfeld werden in den gleichen Tiefenstufen Bodenwasserspannung, Bodentemperatur und Boden-CO₂-Gehalt bestimmt (siehe 3.5.2). In Verbindung mit Niederschlagsdaten erlauben diese Messungen eine detaillierte Wasserhaushaltsbilanzierung der Rekultivierungsschichten. Um die Entwicklung der bodenmechanischen Eigenschaften unverdichteter Substrate zu dokumentieren,

¹ Ursprünglich waren Schichtstärken von 2,1 m im U- und 2,3 m im K-Feld geplant. Bei der Endkontrolle zeigte sich, dass stellenweise mehr Bodenmaterial aufgetragen worden war.

wurden in Feld U sechs Messpunkte zum Nachweis von Bodenbewegungen sowie Einrichtungen zur in-situ-Ermittlung der Scherparameter der unverdichteten Substrate eingebaut (siehe 3.5.1).



Abbildung 3-1: Versuchsanlage Leonberg im März 2004

In Deutschland wurden bisher nur wenige Großlysimeter realisiert, es gibt keine verallgemeinerbaren Planungsvorgaben und jede Anlage ist ein Unikat, das für einen speziellen Einzelfall erstellt wurde. Für die Großlysimeter in Leonberg ergab sich hieraus die Konsequenz, dass der Bau einer solchen Anlage ein schrittweises Ertüchtigen bzw. Optimieren erforderlich machte. Dieser Prozess war auch mit der Inbetriebnahme der Großlysimeter noch nicht endgültig abgeschlossen (siehe 3.5.3).

3.5 Instrumentierung der Testfelder

Großlysimeterfelder dienen dem Erfassen der Abflüsse unter möglichst ungestörten Wuchsbedingungen für die Vegetation (PROKSCH 1990). Gleichzeitig eröffnen sie die Möglichkeit, weitere Bodenmerkmale zu beobachten und untereinander in Korrelation zu setzen. Entsprechend dem Untersuchungsprogramm des Vorhabens BWS 99003 (siehe WATTENDORF et al. 2003) wurden die Testfelder in Leonberg mit einer Reihe von Messeinrichtungen und -instrumenten bestückt.

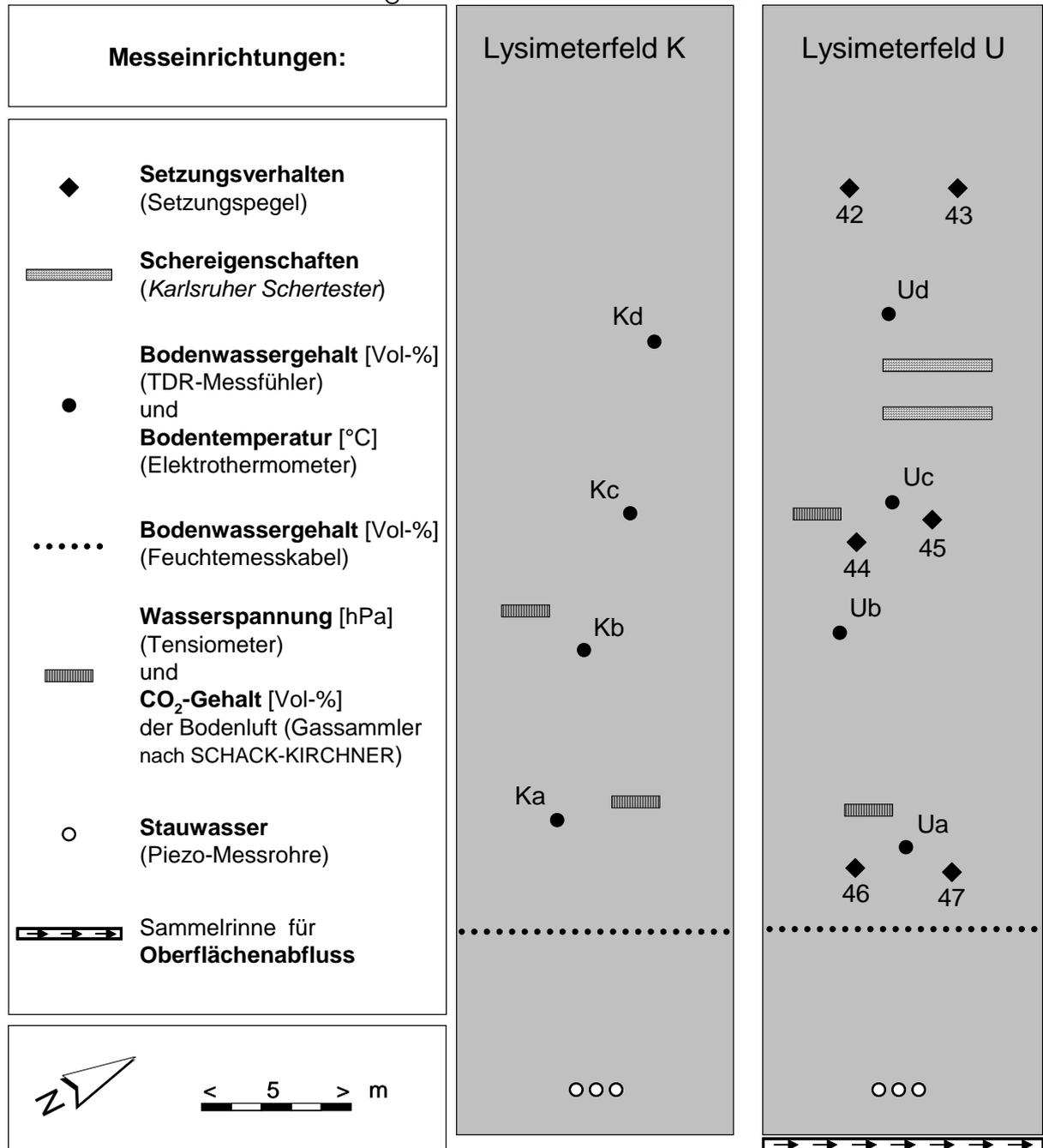


Abbildung 3-2: Anordnung der Messinstrumente und Bezeichnung der Messpunkte in den Großlysimeterfeldern auf der Kreismülldeponie Leonberg

3.5.1 Scherparameter und Setzungsverhalten

Nach der Ausführung der Bodenarbeiten wurden im Testfeld U mit unverdichteter Rekultivierungsschicht Messeinrichtungen zur Gewinnung von Daten zur Standsicherheit und zum Setzungsverhalten im Freiland installiert.

Scherparameter

Da Untersuchungen zum Scherverhalten unverdichteter Substrate bisher nur im Labor vorgenommen werden konnten, war es unerlässlich, in der ersten großtechnischen Umsetzung zu prüfen, inwieweit die Ergebnisse der Laborversuche auf die realen Bedingungen in der Natur tatsächlich übertragbar sind. Aus diesem Grunde wurden am Institut für Bodenmechanik und Felsmechanik eigens entwickelte und gebaute Einrichtungen zur Ermittlung der Scherparameter in Testfeld U eingebaut („Karlsruher Schertester“ (siehe Abbildung 3-3). „Karlsruher Schertester“ bestehen aus Stangen mit einer Anzahl von Scheiben, die mit einem Drahtseil durch den Boden gezogen werden und dabei eine zylindrische Scherfuge erzeugen.



Abbildung 3-3: Der Karlsruher Schertester wird in die Rekultivierungsschicht eingebaut. Das Widerlager für das Durchziehen und Abscheren entlang einer \pm zylindrischen Scherfläche bildet ein verloren eingebetteter Stahlkasten, in dem die Zugseile um 90° in die Vertikale umgelenkt und durch Schutzrohre zur Geländeoberfläche geführt werden. Zum Messzeitpunkt wird der in situ-Scherversuch unter Zuhilfenahme von Einrichtungen, wie sie auch für Ankerprüfungen verwendet werden, durchgeführt.

Sackungs- und Verschiebungsverhalten

Unverdichtet eingebaute Böden sind stärkeren Setzungen und Verformungen unterworfen als verdichtete Böden. Um das Ausmaß und den zeitlichen Verlauf dieser Entwicklung zu dokumentieren, wurden im U-Feld sechs Messpunkte (Vermarkungen), je zwei in drei Höhenlagen (siehe Abbildung 3-2), zur Dokumentation von Bodenbewegungen installiert. Als Referenzpunkte, um die Setzungen des gesamten Deponeikörpers zu erfassen, wurden im Mai 2003 auch auf den Wegen ober- und unterhalb der Testfelder Vermarkungen angebracht. Die Vermarkungen wurden seit

Januar 2001 in zweimonatigem Turnus geodätisch eingemessen, inzwischen wurde das Messintervall auf sechs Monate verlängert, da kaum noch Setzungen auftreten.

3.5.2 Bodenwasserhaushalt, Bodentemperatur und Bodenluft

Bodenwassergehalt

Der Bodenwassergehalt in den Versuchsfeldern wird mit der TDR-Methode (*Time Domain Reflectometry*) mit einem Messgerätesystem TRASE Model 6050X1² gemessen. Das System besteht aus fest im Boden installierbaren Messfühlern, die mit einer Steckverbindung an der Bodenoberfläche mit dem Messgerät verbunden und abgelesen werden können. Die Messfühler (Dreistabsonden) besitzen 20 cm lange Edelstahl-Wellenleiter. Die Messung erfasst vorrangig einen ringförmig um den zentralen Wellenleiter angeordneten Bereich von ca. 13 mm Durchmesser (v. WILPERT et al. 1998). Bei einer Länge von 200 mm ergibt sich ein Bodenvolumen von nur 26 cm³. Die Messgenauigkeit hängt somit entscheidend vom guten Kontakt zwischen Wellenleiter und umgebenden Boden ab. Bodenverdichtungen durch das Einstechen der Sonden, aber auch die Bildung von Luftspalten beim Austrocknen des Bodens führen zu Ungenauigkeiten. Laut Herstellerangaben (SOILMOISTURE EQUIPMENT CORP. 1996) beträgt die Messgenauigkeit ± 2 Vol-%. Während unter Optimalbedingungen Messgenauigkeiten von ca. 1 % erreicht werden, stellten VON WILPERT et al. (1998) bei in-situ-Messungen in steinigten Böden Abweichungen von bis zu 14 Vol-% fest.

Die Wellenleiter in Leonberg wurden bei ausreichender Bodenfeuchte in das plastische, praktisch steinfreie Substrat horizontal in Profilwände eingeschoben, so dass größere Messfehler nicht zu erwarten sind. Lediglich im Oberboden kann es durch Austrocknung zur Spaltenbildung im Umfeld der Wellenleiter kommen, wodurch gegebenenfalls zu niedrige Wassergehalte gemessen werden. Die Messfühler wurden an vier Stellen in jedem Testfeld (siehe Abbildung 3-2 und Tabelle 3-2) in 25, 50, 85 und 135 cm Tiefe eingebaut.

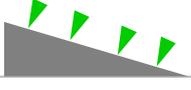
Bei einer Aufgrabung im August 2002 wurde ein Profil im K-Feld auf Höhe der Messstelle Kb mit zehn TDR-Sonden zur Bestimmung des Bodenwassergehaltes bestückt. Diese Sonden sind nicht in vier Bodentiefen wie in den Routine-Messstellen, sondern gezielt in und zwischen den Verdichtungszonen des Profils angeordnet (Einbauschema siehe Abbildung 5-34). Sie sollen dazu dienen, eventuell vorhandene Wassergehaltsunterschiede in diesen Zonen mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften nach zu weisen.

Neben den konventionellen TRASE-TDR-Feuchte-Messsonden wurden an zwei Stellen (vergleiche Abbildung 3-2) neuartige Feuchtemesskabel installiert (SCHEUERMANN et al. 2001, SCHLAEGER 2002), um diese Methode im Freiland zu erproben. Sie erlaubt die Bestimmung der Bodenwassergehalte als Profil entlang eines mehrere Meter langen Messkabels (SCHLAEGER et al. 2001).

Tabelle 3-2: Instrumentierung der beiden Großlysimeterfelder U und K auf der Deponie Leonberg: Anzahl der Messstellen pro Feld, Position in der Böschung sowie Tiefenstufen der einzelnen Messfühler, aus WATTENDORF et al. (2003)

² Hersteller: Soilmoisture Equipment Corp., Goleta (USA)

In beiden Lysimeterfeldern (**U** - unverdichtet / **K** - konventionell verdichtet):

Messgröße Methode		Lage	Tiefenstufe [cm]			
			25	50	85	135
➤ Bodenwassergehalt TDR-Punktmessung	4		■	◆	●	▼
	TDR-Messkabel (10 m)	1		■		●
➤ Wasserspannung Einstich-Tensiometer	2		■	◆	●	▼
➤ Bodentemperatur Thermometer	2		■	◆	●	▼
➤ Bodenluft: CO₂-Gehalt Gaslysimeter	2		■	◆	●	▼

In Testfeld **U**:

➤ Schereigenschaften In-Situ-Schertester	2			◆		▼
➤ Bodenmechanik Bewegungs-/Setzungspegel	6		Bodenoberfläche			

Bodenwasserspannung (Matrixspannung)

Der mit dem TDR-Verfahren gemessene volumetrische Wassergehalt kann nur indirekt den aktuellen Zustand der Wasserverfügbarkeit abbilden, da gleiche Wassergehalte abhängig von Bodenart, Lagerungsdichte und Gefüge unterschiedlich fest gebunden und damit für Pflanzen verfügbar sein können. Tensiometer messen im Gegensatz hierzu direkt die kapillare Anbindung des Wassers an den Boden, die sogenannte Saugspannung oder das Matrixpotenzial [in cm Wassersäule, mbar oder hPa], die als Summe der Bindungskräfte zwischen Boden und Wasser verstanden werden können. Die Saugspannung muss aktiv von der Pflanzenwurzel überwunden werden, um einem Boden Wasser zu entziehen.

Zusätzlich zu den TDR-Messfühlern wurden deshalb in den Testfeldern an den Messstellen Ua/Ka und Uc/Kc konventionelle Einstichtensiometer in den gleichen Bodentiefenstufen wie die TDR-Fühler eingebaut. Diese Tensiometer bestehen im Wesentlichen aus einer oben verschlossenen wassergefüllten Röhre mit einem porösen Keramikkörper in der Messtiefe, der mit dem Bodenwasser in kapillarer Verbindung steht. Je nach Wassergehalt entzieht der Boden dem Tensiometer mit unterschiedlicher Saugkraft Wasser. Im oberen Teil der Röhre baut sich ein Unterdruck auf, der mit einem Manometer abgelesen werden kann. Der Messbereich der Tensiometer reicht maximal bis ca. 850 hPa Wasserspannung (HARTGE & HORN 1999). Es können also nur Werte in nassem, feuchtem und frischem Boden gemessen werden, bei trockenem Boden wird der Messbereich überschritten. Dies ist während der Sommermonate vor allem im Oberboden regelmäßig der Fall. Bildet sich im

Boden eine Stauwasserschicht aus, so kann der Druck dieser Wassersäule im Tensiometer auch negative Drücke (hPa-Werte < 0) hervorrufen.

Stauwasser

Zur weiteren Überprüfung der Stauwasserbildung wurden am Unterhang der Lysimeterfelder (siehe Abbildung 3-2) Messrohre – Piezorohre genannt – mit einem Durchmesser von 2,5 cm bis in 135 cm Tiefe installiert (zur Methodik siehe VON WILPERT 1986). In diesen Piezorohren stellt sich dann, wie in einem Brunnen, gegebenenfalls ein Wasserspiegel des freien Bodenwassers ein, der mit dem atmosphärischen Luftdruck im Gleichgewicht steht.

Bodentemperatur

Die Bodentemperaturen werden in der gleichen Tiefenabstufung und gleichzeitig mit den Bodenwassergehalten und –wasserspannungen gemessen. Hierzu wurden in jedem Lysimeterfeld die Messpunkte a und c (vergleiche Abbildung 3-2) mit Thermosensoren in 25, 50, 85 und 135 cm Tiefe ausgestattet.

Bodenluft

Auch der CO₂-Gehalt der Bodenluft wird in den vier Tiefenstufen 25, 50, 85 und 135 cm an je zwei Messpunkten (a und c) in jedem Lysimeterfeld gemessen. Zur Probenahme der Bodenluft kommt das Verfahren nach SCHACK-KIRCHNER et al. (1993) zum Einsatz.

3.5.3 Abflüsse aus den Lysimeterfeldern

Das Sickerwasser (Dränabfluss) aus den Rekultivierungsschichten der Lysimeterfelder fließt in der Entwässerungsschicht auf der Kunststoffdichtungsbahn ab und wird am unteren Rand der Felder mit einer gelochten Dränleitung gesammelt. Der Oberflächenabfluss wird am Fuß des Lysimeterfeldes U³ in einer Rinne mit 15 cm Durchmesser gefasst. Alle Abflüsse werden in separaten Rohrleitungen zur Messstation unterhalb der Versuchsanlage geleitet, wo die Messgeräte zur Erfassung der Abflüsse aus den Lysimeterfeldern untergebracht sind.

³ Aus Kostengründen wird nur der Oberflächenabfluss des U-Feldes gemessen. Da die Bodenoberfläche beider Versuchsfelder gleich gestaltet ist, sind gleiche Oberflächenabflussraten zu erwarten. Weiterhin zeigen Untersuchungen an Großlysimeterfeldern, dass der Oberflächenabfluss spätestens nach wenigen Jahren keinen nennenswerten Einfluss mehr auf die Wasserhaushaltsbilanz hat.



Abbildung 3-4: Anlage zur Messung der Abflüsse aus den Lysimeterfeldern

Seit August 2001 sind die Messgeräte im Betrieb. Sie erlauben eine kontinuierliche Erfassung der Abflüsse aus dem K- und U-Feld mit variabler hoher zeitlicher Auflösung. Die Messeinrichtung arbeitet nach folgendem Prinzip (siehe Abbildung 3-4):

- In der Messhütte sind zwei Messbehälter mit jeweils ca. 45 l Inhalt für die Dränabflüsse (Absickerung) aus dem U- und K-Feld sowie ein Doppelbehälter für den Oberflächenabfluss aus dem U-Feld mit ca. 90 l Fassungsvermögen aufgestellt.
 - Der Oberflächenabfluss wird am Fuß des U-Feldes und das die Rekultivierungsschicht durchsickernde Wasser in der Entwässerungsschicht gesammelt und in die Messbehälter eingeleitet. Den Messbehältern vorgeschaltet ist ein eigen entwickeltes Filtersystem, das sowohl schwere als auch leichte (schwimmfähige) Feststoffe aus dem Wasser abscheidet.
 - In jedem Behälter hängt eine Drucksonde, die die Höhe der über ihr stehenden Wassersäule auf 1 cm (= 0,46 l) genau ermittelt und die Wasserstände laufend speichert.
 - Bei Erreichen eines oberen Grenzwertes wird ein Magnetventil am Behälterboden geöffnet und der Behälter schlagartig entleert, bis ein unterer Grenzwert erreicht ist. Das Magnetventil schließt sich und der Messzyklus beginnt von neuem.
 - Aus den regelmäßig in frei wählbaren Zeitintervallen gespeicherten Wasserständen in den Messbehältern können die Abflussraten berechnet werden.
- Ein induktiver Durchflussmesser (IDM) am gemeinsamen Abflussrohr aller Messbehälter erfasst nochmals die Gesamtabflüsse, so dass auch beim Versagen einzelner Sonden exakte Messungen möglich sind.

Folgende Abflüsse werden mit der Messeinrichtung der Lysimeterfelder erfasst:

1. Testfeld U: unverdichteter Einbau der Rekultivierungsschicht
 - Oberflächenabfluss (A_o)
 - Absickerung aus der Rekultivierungsschicht (Dränabfluss, A_s)
2. Testfeld K: Kontrolle, konventionell verdichteter Einbau
 - Absickerung aus der Rekultivierungsschicht (Dränabfluss, A_s)

Die Wasserstände werden - außer bei sehr hohen Absickerungsmengen - in Intervallen von 10 Minuten laufend gespeichert. Diese zeitliche Auflösung reicht für alle Auswertungen aus, entsprechend DVWK (1980) werden aus den Zehnminutenwerten Tagesraten der Absickerung berechnet. Bislang genügte es, mit Tageswerten zu arbeiten, da auch die Klimastationen des DWD keine Messwerte mit höherer zeitlicher Auflösung bieten. Seit Mitte März 2004 ist in der Messhütte auch eine Wetterstation installiert, so dass Niederschlagsdaten in 30-Minuten-Intervallen zur Verfügung stehen. Seitdem können Zusammenhänge zwischen Niederschlag und Abfluss auch in höherer zeitlicher Auflösung betrachtet werden.

Seit Beginn der Messungen im August 2001 lieferte das Lysimeterfeld U abhängig von der Bodenfeuchte um den Faktor 1,8 bis 16,5 höhere Dränabflüsse als das K-Feld (siehe WATTENDORF et al. 2003). Dieses Ergebnis war mit den Bodeneigenschaften und der Vegetationsentwicklung der Testfelder nicht zu begründen. Allerdings konnte erst nach der sicheren Aufsättigung beider Testfelder mit der Ursachensuche begonnen werden. Nachdem Untersuchungen der Dichtungs- und Entwässerungseinrichtungen keine Fehlstellen erkennen ließen, konnte im Winter 2001 bei hohen Bodenwassergehalten mit Hilfe eines Tracerversuchs ein kapillarer Fluss aus dem K-Feld in den unteren Randdamm als vermutliche Ursache der Unterschiede nachgewiesen werden. Im April 2002 wurde dieser Fließweg durch eine Kunststoffdichtungsbahn verschlossen. Weitere Messungen zeigten, dass auch die Randdämme an den Testfeldseiten abgedichtet werden mussten. Dies war nur bei trockener Witterung möglich, da die Testfelder im feuchten Zustand nicht mit dem Bagger befahren werden konnten. So wurden seit Herbst 2002 auch die seitlichen Abtrennungen des K-Feldes mit durchgehenden Kunststoffdichtungsbahnen nachgerüstet. Auf Grund ungünstiger Witterungsbedingungen im Jahr 2002 konnten die Bauarbeiten erst im Juni 2003 erfolgreich abgeschlossen werden. Seitdem liegen die Dränabflüsse der beiden Lysimeterfelder in der gleichen Größenordnung (siehe 5.6).

4 Stand der Forschung und Technik

Die Übersicht zum Stand des Wissens bezüglich des Wasserhaushalts und der physikalischen Eigenschaften von Rekultivierungsschichten (siehe WATTENDORF et al. 2003) kann auch für das aktuelle Vorhaben herangezogen werden.

Wasserhaushaltsfunktion von Rekultivierungsschichten

Die Bedeutung von Rekultivierungsschichten als wichtige Komponenten der Deponie-Oberflächenabdichtung wurde erst vor wenigen Jahren richtig erfasst. Untersuchungen über das Versagen von mineralischen Abdichtungen (siehe RAMKE et al. 2002) haben zur Erkenntnis beigetragen, dass die Rekultivierungsschicht im Hinblick auf die Langzeitverwahrung von Deponien unverzichtbar ist (z.B. MELCHIOR 2000, BÖNECKE 2001) und mehr Aufmerksamkeit verdient. Die Rekultivierungsschicht dient nicht nur als Tragschicht von Bewuchs, sie soll als „Wasserhaushaltsschicht“ zwei weitere wichtige Funktionen erfüllen:

1. Sie soll den Sickerwasserzufluss in die Entwässerungsschicht und die Dichtung(en) möglichst gering halten. Da die Niederschlagsmenge am Standort nicht beeinflusst werden kann, ist es erforderlich, möglichst viel Wasser aus der Rekultivierungsschicht zu verdunsten, so dass die Absickerung⁴ niedrig bleibt. Diese Funktion ist vor allem auf Altdeponien oder -deponieteilen von Bedeutung, wenn weitere Dichtungselemente fehlen. Sie dient aber auch dem Schutz und der Entlastung des Entwässerungssystems und Kapillarsperren als Dichtung. Da technische Dichtungseinrichtungen nur von begrenzter Lebensdauer sind, bleibt auf unbestimmte Zeit nur die Rekultivierungsschicht als nachhaltiges Dichtungs- und Sicherungselement bestehen.
2. Gleichzeitig soll, zumindest auf Deponien nur mit mineralischer Dichtung, die Absickerung nie vollständig versiegen, um das Austrocknen der mineralischen Dichtung zu verhindern. Hier sind also möglichst geringe, aber gleichmäßige Sickerwasserraten gefordert (z.B. DGGT 2000). Bei einem Workshop zum Austrocknungsverhalten mineralischer Dichtungen wurde diese Forderung präzisiert (siehe 6.1 und RAMKE et al. 2003).

In Mitteleuropa kann nur in wenigen Regionen mit günstigem Klima eine Rekultivierungsschicht alleine die Absickerung im langjährigen Durchschnitt vollständig verhindern (BERGER & SOKOLLEK 1997) und das Oberflächenabdichtungen somit weitgehend ersetzen. Jedoch ist auch die Erfüllung oben genannter Funktionen von den Eigenschaften des Bodens und der Vegetationsdecke abhängig. Der Gestaltung der Rekultivierungsschicht, dem Einbau des Substrats sowie der Bepflanzung und Vegetationssteuerung kommt somit unter Langzeitaspekten eine große Bedeutung zu (z.B. WATTENDORF & SOKOLLEK 2000, BÖNECKE 2001). Um eine möglichst weitgehende Sickerwasserreduzierung zu erreichen, ist ein gesunder, standortgerecht aufgebauter Bewuchs (Hinweise dazu in BRAUNS et al. 1997, KONOLD et al. 1997) erforderlich, der das gesamte Volumen der Rekultivierungsschicht zu durchwurzeln vermag und so versickerndes Bodenwasser auch aus größerer Tiefe aufnehmen und transpirieren kann. Als Bewuchs ist vor allem Wald geeignet, da Waldbestände das meiste Wasser verbrauchen. BÖNECKE (2001) gibt ausführliche Hinweise zum Begründung und Pflege eines unter Wasserhaushaltsaspekten optimierten „Deponiewaldes“.

In letzter Zeit wurde, verstärkt durch die Finanzprobleme der öffentlichen Haushalte, die Frage der Bezahlbarkeit aufwändiger Dichtungssysteme untersucht und diskutiert

⁴ Die Absickerung aus der Rekultivierungsschicht, auch „Dränabfluss“ oder „Dränspende“ genannt, entspricht der „Grundwasserneubildung“ auf natürlichen Standorten. Sie ergibt sich aus der Differenz Niederschlag – Verdunstung – Oberflächenabfluss. Eine Übersicht der Wasserhaushaltsbilanzgrößen von Rekultivierungsschichten und ihrer Beziehung zu einander findet sich in WATTENDORF et al. (2003).

(siehe zum Beispiel WIEMER et al. 2003). Auch der Funktion der Wasserhaushaltsschicht wurde große Beachtung geschenkt, vor allem im Hinblick darauf, ob eine optimierte Rekultivierungsschicht bei gleicher Wirkung technische Dichtungselemente ganz oder teilweise ersetzen kann. Diese Diskussion kann nur sinnvoll geführt werden, wenn sie sich auf valide Daten stützt, wie sie beispielsweise in den Leonberger Lysimeterfeldern gewonnen werden, und hydrologische Gesetzmäßigkeiten sowie Erkenntnisse zum Wasserhaushalt von Rekultivierungsschichten angemessen berücksichtigt.

Eigenschaften qualifizierte Rekultivierungsschichten

Um die zuvor genannten Aufgaben zu erfüllen, muss die Rekultivierungsschicht besonderen Anforderungen genügen. Insbesondere ist geeignetes Bodenmaterial zu verwenden und der Boden muss möglichst locker gelagert sein (z.B. BÖNECKE 1994, BRAUNS et al. 1997), da seine Wasserspeicherkapazität mit zunehmender Bodendichte abnimmt. Ein möglichst großer Wasserspeicher im Boden ist aber erforderlich, um Niederschlag zwischenzuspeichern und der Vegetation zur Verfügung zu stellen.

Bislang waren die Anforderungen von Seiten der Boden- und Vegetationskunde an qualifizierte Rekultivierungsschichten nicht mit bautechnischen Vorgaben vereinbar. Insbesondere fehlten Grundlagen zur Bewertung der Standsicherheit unverdichtet aufgebracht Böden an Böschungen. Im Forschungsvorhaben BWS 99003 wurden grundlegende Erkenntnisse zur Gestaltung qualifizierter Rekultivierungsschichten beispielhaft auf der Kreismülldeponie Leonberg gewonnen (siehe WATTENDORF et al. 2003). So konnte die Standsicherheit unverdichtet eingebauter Substrate mit bestimmten Materialeigenschaften (z.B. Tongehalt < 20%) nachgewiesen werden, praxisnahe Vorschläge zur Bewertung der Scherparameter auf Grund von Laborproben wurden gemacht. Es wurden Erfahrungen hinsichtlich eines praxistauglichen Einbauverfahrens für unverdichtete Substrate und der damit erreichbaren bodenphysikalischen Eigenschaften gewonnen. Untersuchungen der Vegetationsentwicklung (Wüchsigkeit, Durchwurzelungstiefe und -intensität) belegen bereits in der Anfangszeit nach dem Abschluss der Bauarbeiten die günstigeren Standorteigenschaften unverdichteter Rekultivierungssubstrate.

Bodenbiologie

Eine weitere Voraussetzung für eine langfristig gesehen gelungene Rekultivierung ist ein vielfältiges Bodenleben, welches die Funktionen Streuabbau, Nährstofftransfer und Aufbau des Bodengefüges erfüllt. Obwohl Bodenorganismen, vor allem Regenwürmer, damit einen wesentlichen Einfluss auf die Bodenentwicklung nehmen, wurden Rekultivierungsschichten von Deponien bisher kaum bodenbiologisch bearbeitet. Umfangreiche bodenbiologische Untersuchungen im Zuge von Rekultivierungen sind für Mitteleuropa vor allem aus den ostdeutschen Bergbaufolgelandschaften (DUNGER 1997) bekannt. Dortige Untersuchungen konzentrierten sich jedoch auf Fragen zur natürlichen Sukzession der Bodenorganismen. Die Besiedlung mit Regenwürmern erfolgte dort oft nur sehr langsam. Ansiedlungsversuche mit Lumbriciden sind von diesen Standorten, vermutlich vor allem wegen der Ungunst der Substrate, nicht bekannt.

Anwendung nicht verdichtender Einbauverfahren für Rekultivierungsschichten

Angeregt durch die theoretischen Vorarbeiten zur Gestaltung von Rekultivierungsschichten und die GDA-Empfehlungen E2-31 und E2-32 wurden im Jahr 2000 zwei Deponien in Rheinland-Pfalz mit kombinierten Oberflächenabdichtungen aus einer Wasserhaushaltsschicht in Verbindung mit einer Kunststoffdichtung (KDB) hergestellt. Weitergehende Erfahrungen mit diesen Abdichtungssystemen liegen zur Zeit noch nicht vor, langfristige Untersuchungen sind jedoch geplant. Allerdings wurde auf keinem der beiden Deponiestandorte Lysimeteranlagen zur exakten Bilanzierung des Wasserhaushalts der Oberflächenabdichtung erstellt (FEIN & MANZ 2001, KRATH 2001).

Die Rekultivierungsplanung für einen Altteil der Deponie Neuenburg im Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald (WATTENDORF & BÖNECKE 2000) sieht ein ähnliches Konzept – Wasserhaushaltsschicht über Kunststoffdichtung – vor. Allerdings wird bei dieser Deponie der gesamte Kuppenbereich mit einer Fläche von über einem Hektar als Großlysimeteranlage mit registrierbaren Abflüssen gestaltet, so dass dort langfristig Wasserhaushaltsbetrachtungen auf großer Fläche möglich sind.

Wasserhaushaltsmodelle

Zur Dimensionierung der Komponenten von Oberflächenabdeckungen und –abdichtungen sowie zur Bewertung von Varianten oder unterschiedlichen Systemen werden in den letzten Jahren verstärkt Wasserhaushaltsmodelle eingesetzt (siehe z.B. DGGT 1998). Modelle eröffnen die Möglichkeit, mit leicht verfügbaren Daten komplexe Prozesse des Wasserhaushalts abzubilden. Eines dieser Programme, das in den USA speziell für die Wasserhaushaltsmodellierung von Oberflächenabdichtungen entwickelte Modell HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance), wurde vor einigen Jahren einer umfassenden Validierungsstudie unterzogen (BERGER 1999) und wird seitdem in einer Deutschen Version laufend aktualisiert.

5 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden vor allem die Ergebnisse des laufenden Forschungsvorhabens dargestellt und interpretiert. Bei einigen Fragen ist es aber sinnvoll, den gesamten Zeitraum seit dem Bau der Versuchsfelder und dem Beginn der Messungen zu betrachten und auszuwerten. In diesen Fällen, zum Beispiel in den Kapiteln 5.1.2 Setzungsverhalten, 5.3 Bodenlufthaushalt oder 5.4 Bodenbiologie werden deshalb auch Ergebnisse aus dem vorangegangenen Forschungsvorhaben BWSD 99003 einbezogen.

5.1 Standsicherheit und Setzungsverhalten

Im vorangegangenen Forschungsvorhaben BWSD 99003 waren die erdstatischen und bodenmechanischen Aspekte locker geschütteter Rekultivierungssubstrate bearbeitet und es war ein Nachweiskonzept für Rekultivierungsschichten erarbeitet worden (BIEBERSTEIN et al. 2003, BIEBERSTEIN et al. 2004). Auf dieser Grundlage wurden die erdstatischen Nachweise für die Testfelder der Deponie Leonberg erbracht.

Um die hierbei getroffenen Annahmen sowie das Verhalten und die Entwicklung der Rekultivierungssubstrate in Hinsicht auf die standsicherheitsrelevanten Fragestellungen in situ überprüfen zu können, wurden während des Baus verschiedene Messeinrichtungen in die Rekultivierungsschicht integriert (siehe 3.5.1). Ziel hierbei war es, sowohl die Verformungen der Rekultivierungsschicht mittels Setzungspegeln als auch die Entwicklung des Scherverhaltens mittels Karlsruher Schertester zu untersuchen.

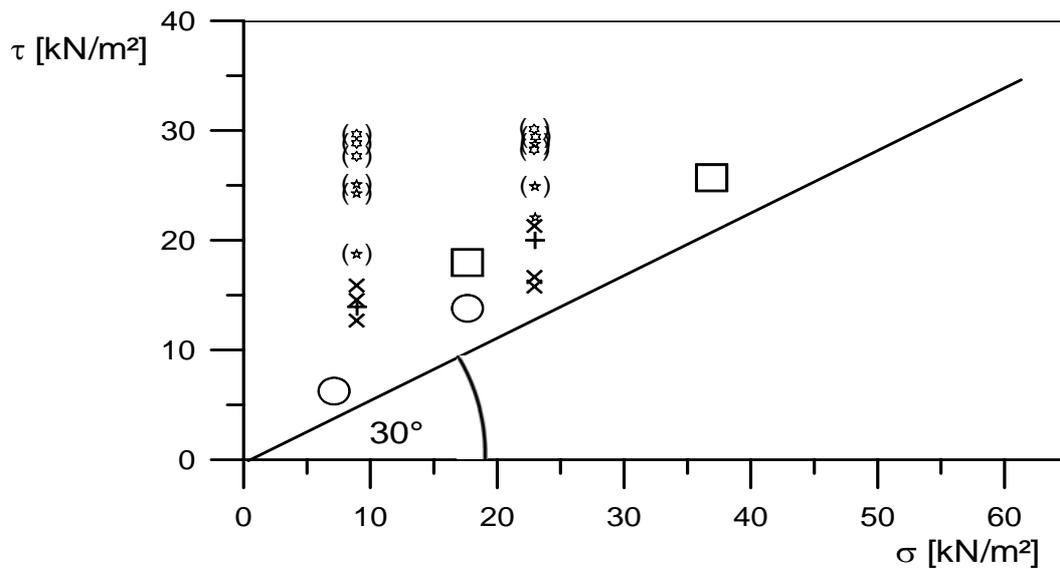
5.1.1 Standsicherheit

Zur Untersuchung der Entwicklung der Scherfestigkeit in der Rekultivierungsschicht waren Karlsruher Schertester (siehe 3.5.1) in unterschiedlichen Tiefen eingebaut worden. Es war geplant, zu beliebigen Versuchszeitpunkten - beispielsweise bei unterschiedlichen Bodenwassergehalten - in situ-Scherversuche durchzuführen. Erste Ergebnisse der Freilandversuche (Messungen im Winter 2001/02) hatten die auf der Grundlage von Laborversuchen getroffenen Annahmen bezüglich der Scherfestigkeit bestätigt (Abbildung 5-2, siehe auch WATTENDORF et al. 2003). Die in der weiteren Projektlaufzeit im Leonberger Testfeld U durchgeführten Messungen im Januar und Februar 2003 erbrachten aber für die gegebenen Bedingungen unrealistisch hohe Werte.



Abbildung 5-1: Freigelegter und deformierter Karlsruher Schertester

Eine Aufgrabung und Freilegung der hochliegenden Schertester zeigte, dass sich infolge von nicht einheitlichen Verformungen bzw. Setzungen des Bodens einzelne Bauteile des Schertesters gegeneinander verschoben und sich so das gesamte System verkantete (vergleiche Abbildung 5-1). Hierdurch ergaben sich die hohen „systembedingten“ Zugkräfte, die keinen Rückschluss auf die tatsächlichen Scherparameter der Rekultivierungsschicht mehr erlaubten. Eine Wiederinstandsetzung des Systems war nicht möglich. Auf eine Freilegung der tiefliegenden Schertester wurde verzichtet, um eine noch weiter gehende Schädigung der Rekultivierungsschicht zu vermeiden.



- + Werte durch in situ-Schertester ermittelt am 08.11.2001
 - × Werte durch in situ-Schertester ermittelt am 14.01.2002
 - (*) Werte durch in situ-Schertester ermittelt am 22.01.2003
 - (⊛) Werte durch in situ-Schertester ermittelt am 17.02.2003
-
- Scherfläche 120 x 120 cm, ohne Wasserzugabe abgeschert
 - Scherfläche 120 x 120 cm, nach Wässerung abgeschert
 - ∠ Scherkennlinie aus normalkonsolidierten Versuchen (A = 6 x 6 cm)
- Freiland-
versuche
- Labor-
versuche

Abbildung 5-2: Vergleichende Darstellung des Versuchsergebnisse aus Großscherversuchen im Labor und Ergebnissen aus Versuchen mit Karlsruher Schertestern

Für die künftige Maßnahmen ergibt sich hieraus das Erfordernis, derartige Messungen auf direktem Wege, beispielsweise von Schächten aus durchzuführen, die in die Rekultivierungsschicht integriert sind. Dann könnten die aus wissenschaftlicher Sicht relevanten Ergebnisse gewonnen werden. Gegebenenfalls ergeben sich Möglichkeiten hierzu im Rahmen von Abschluss- bzw. Rekultivierungsmaßnahmen von Deponiebauwerken an anderer Stelle.

5.1.2 Setzungsverhalten

Zur Beurteilung des Setzungs- und Verformungsverhaltens des unverdichtet geschütteten Rekultivierungssubstrates wurden insgesamt sechs Vermarkungen auf dem betreffenden Testfeld installiert (siehe 3.5.1). Hierüber sowie über die ersten Messergebnisse wurde bereits berichtet (z.B. WATTENDORF et al. 2003). Gewisse Unklarheiten bestanden dabei hinsichtlich der Setzungen des gesamten Deponiekörpers, die jedoch zu berücksichtigen sind, um Aussagen über das Setzungsverhalten der Rekultivierungsschicht treffen zu können. Aus diesem Grund wurden direkt oberhalb des Testfeldes auf der sich dort befindlichen Asphaltfläche sowie auf dem geschotterten Fahrweg unterhalb der Versuchsfelder jeweils zwei weitere Vermarkungen installiert. Die im Zeitraum zwischen Mai 2003 und Dezember 2003 festgestellten Höhenänderung sind in Tabelle 5-1 zusammengestellt.

Erwartungsgemäß sind die Setzungen der Deponie oberhalb des Testfeldes aufgrund der größeren Müllkörpermächtigkeit größer als unterhalb des Testfeldes. Die gemessenen Setzungsmaße innerhalb des Testfeldes entsprechen weitgehend den Setzungen außerhalb des Testfeldes. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass die festgestellten Setzungen nahezu ausschließlich aus den Verformungen des Deponiekörpers resultieren und die Setzungen der Rekultivierungsschicht fast vollständig abgeklungen sind. Dies wird auch durch Dichtewerte, die bei der Aufgrabung des Karlsruher Schertesters an Bodenproben aus dem U-Feld in einer Tiefe von 50 cm bis 65 cm ermittelt wurden, bestätigt. Diese Trockendichten liegen im beprobten Tiefenbereich sehr einheitlich bei $\rho_d = 1,6 \text{ g/cm}^3$ und damit in der gleichen Größenordnung wie bei der Entnahme des Bodenmaterials (vergleiche hierzu die Ergebnisse der Trockenraumdichtebestimmung in 5.2.2).

Tabelle 5-1: Setzungen der Vermarkungen am und im Testfeld in der Zeitspanne von Mai 2003 bis Dezember 2003

Vermarkungen	Setzung [cm]	
	süd	nord
oberhalb des Testfeldes	2,8	2,3
im Testfeld oben	2,4	2,4
im Testfeld mitte	1,5	1,9
im Testfeld unten	2,0	1,5
unterhalb des Testfeldes	0,4	1,9

Die über fast drei Jahre gemessenen Setzungsverläufe der Vermarkungen im Testfeld sind in Abbildung 5-3 dargestellt. Sie zeigen bereits nach ca. 150 bis 200 Tagen einen nahezu geradlinigen Verlauf mit gleicher Steigung wie im letzten Messintervall. Daher ist davon auszugehen, dass die Setzungen der Rekultivierungsschicht bereits nach ca. 150 bis 200 Tagen weitgehend abgeklungen waren und die gemessenen weiteren Verformungen überwiegend aus der Verformung des Deponiekörpers resultieren.

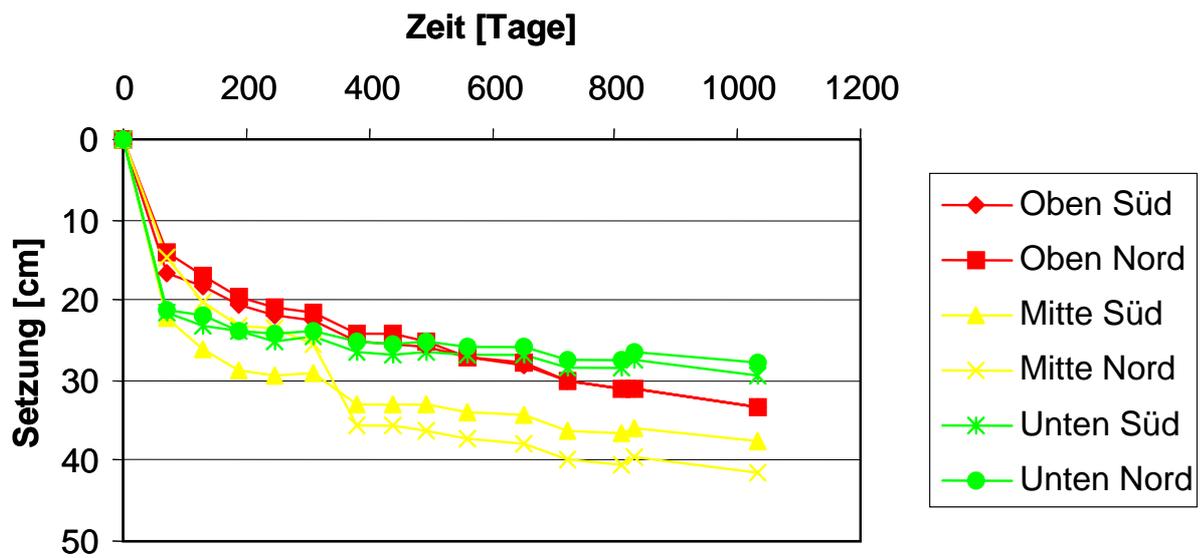


Abbildung 5-3: Setzungsverläufe der Vermarkungen im Testfeld; die Setzungen des Deponiekörpers sind in dieser Darstellung nicht berücksichtigt.

5.2 Bodenphysik

5.2.1 Entwicklung der Bodenstruktur im Oberboden der Rekultivierungssubstrate

Mit mikromorphologischen Methoden kann der Boden bei einer wesentlich stärkeren Vergrößerung als im Gelände betrachtet werden. Außerdem können echte Schnitte angefertigt werden, im Geländeprofil bricht dagegen der Boden eher an Aggregatoberflächen. Durch unterschiedliche Beleuchtungstechniken wie Auflicht, Durchlicht und Polarisierung können zusätzliche Informationen erhalten werden.

Geplant war eine Untersuchung der Wirkungen der Regenwürmer auf die Oberbodenstruktur anhand von Dünnschliffen. Auf Grund der extremen Sommertrockenheit 2003, die an Stelle der erwarteten Zunahme eine drastische Verringerung der Regenwurmpopulation zur Folge hatte (siehe 5.4.3), war diese Untersuchung nicht mehr sinnvoll⁵. Statt dessen wurde die Entwicklung des Oberbodens in Abhängigkeit von der Zeit untersucht und es wurden die folgenden drei Proben miteinander verglichen:

1. Oberboden der Versuchsfläche (Lysimeterfeld U) sechs Monate nach dem Bodeneinbau (Probenahme im Mai 2001)
2. Oberboden der Versuchsfläche (Lysimeterfeld U) am Ende des Projektzeitraums, also drei Jahre nach dem Bodeneinbau (Probenahme im November 2003)
3. Oberboden einer 1974 abgeschlossenen Verfüllung auf dem Nordhang der Deponie Leonberg (Probenahme Herbst 2003)

5.2.1.1 Methode

Um die Bodenstruktur bei der Probenahme nicht zu verändern, wurden die Proben mittels an der Vorder- und Rückseite offenen Blechrahmen⁶ entnommen. Dabei wurde der Rahmen durch behutsames Vorschneiden an den Seiten über die Bodenprobe geschoben.

Im Labor wurde der Boden mittels Acetonaustausch entwässert und anschließend in Kunstharz fixiert. Nach dem Aushärten des Kunstharzes wurden die Proben in Scheiben geschnitten. Die ausgewählte Scheibe wurde angeschliffen, auf eine Glasplatte aufgeklebt und bis zu einer Dicke von ca. 30 µm abgeschliffen. Nach dem Polieren wurde die Oberfläche mit einem Deckglas abgedeckt. Damit ist der so genannte Bodendünnschliff fertiggestellt⁷.

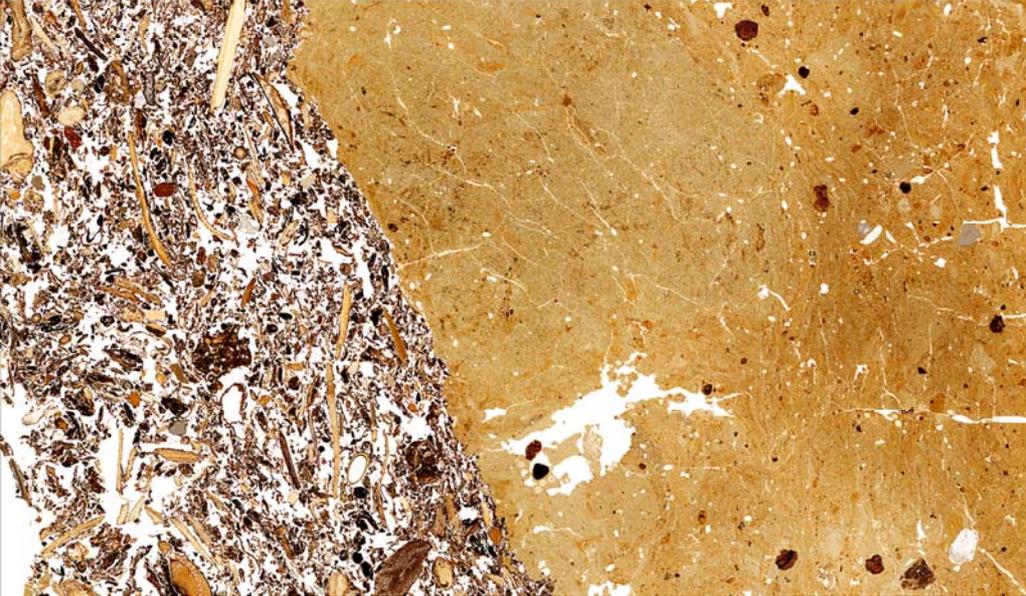
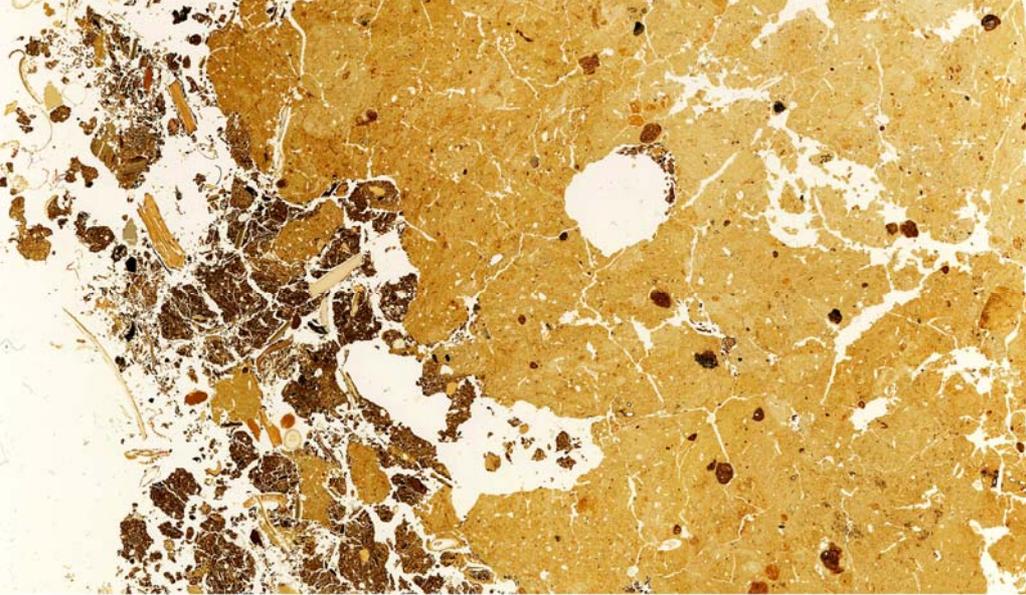
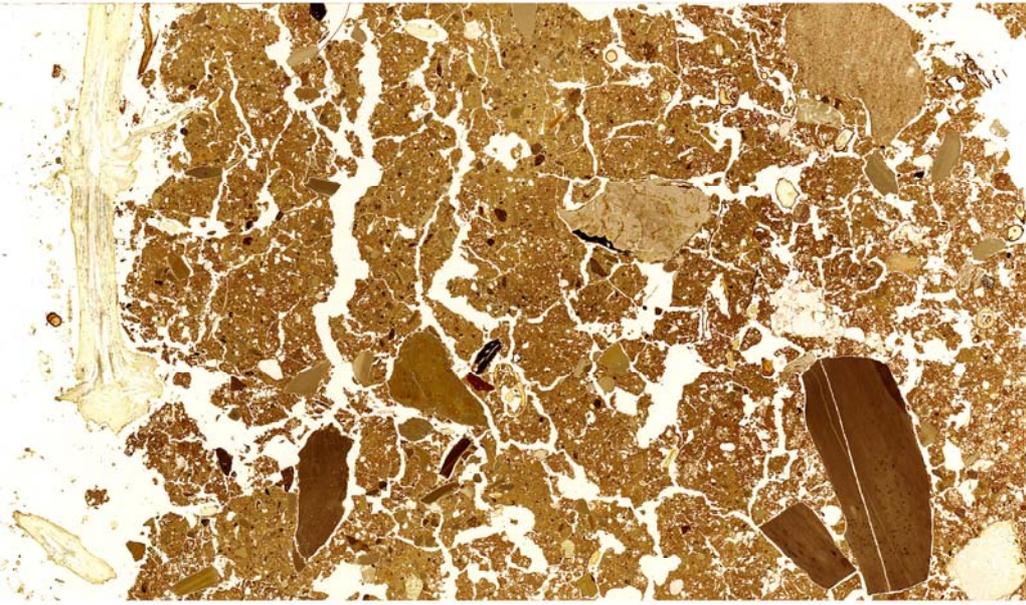
5.2.1.2 Ergebnisse

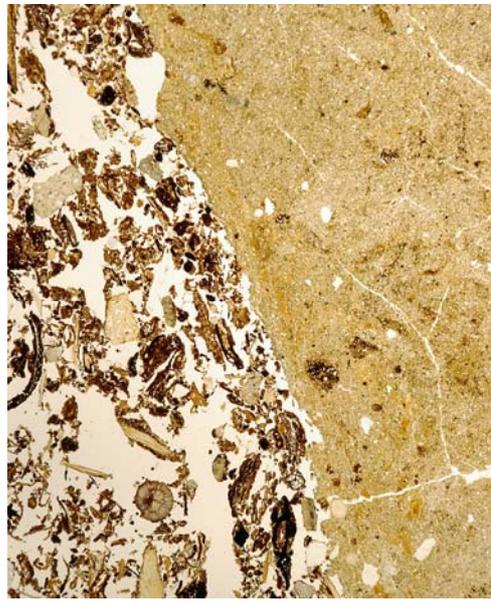
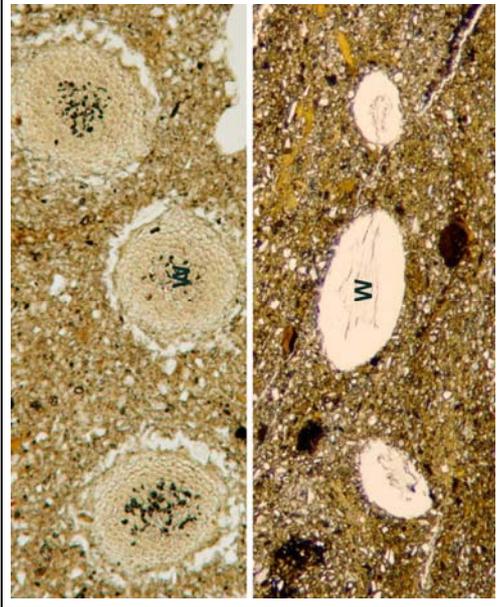
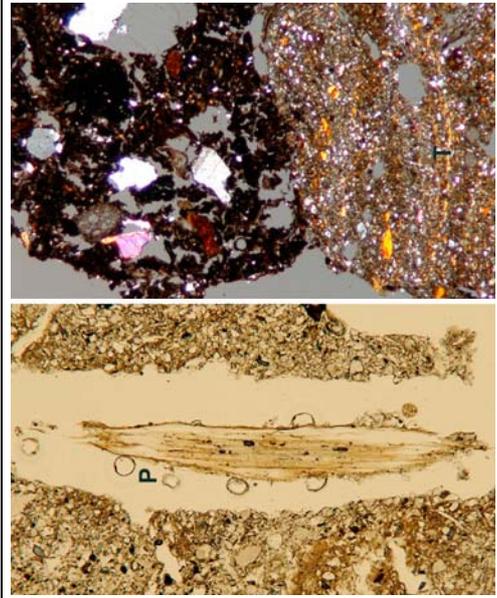
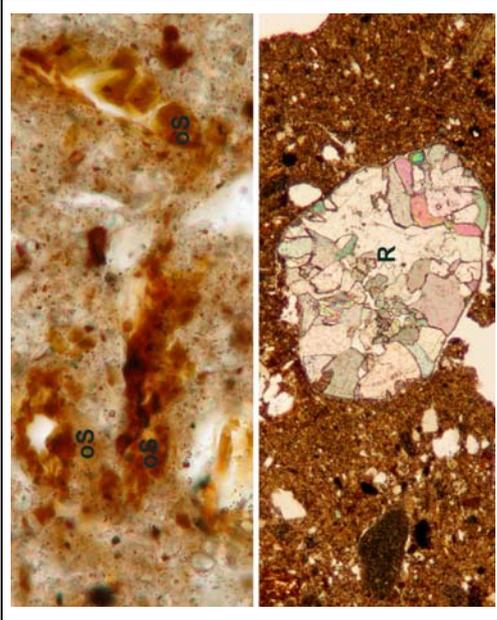
Auf Bildtafel I sind Übersichtsaufnahmen der Dünnschliffe zu sehen, Bildtafel II zeigt von jedem Dünnschliff drei Detailfotos. Die natürliche Bildbreite ist jeweils in der Bildunterschrift angegeben.

⁵ Die Wirkung von Regenwürmern auf das Bodengefüge bei unterschiedlichem Bodeneinbau (Vergleich U-/K-Feld) wurde statt dessen mit größerer Probefläche direkt im Gelände untersucht (siehe 5.4.3).

⁶ so genannte Kubienkästen mit den Abmessungen H: 8 cm, B: 6 cm, T: 4 cm

⁷ Eine ausführliche Methodenbeschreibung ist bei KREBS (1995) zu finden.

	<p>Bild 1/1: Übersicht Dünnschliff, Versuchsfläche Mai 2001 (Bildbreite 45 mm, Bildhöhe 75 mm)</p>
	<p>Bild 1/2: Übersicht Dünnschliff, Versuchsfläche November 2003 (Bildbreite 45 mm, Bildhöhe 75 mm)</p>
	<p>Bild 1/3: Übersicht Dünnschliff, 30 Jahre alte Rekultivierung (Bildbreite 45 mm, Bildhöhe 75 mm)</p>

	<p>Bild II/1: Ausschnitt Bodenoberfläche 6 Monate nach Anlage, (Bildbreite 10 mm)</p>		<p>Bild II/4 oben (a) und unten (b): je drei Feinwurzeln [W] 6 Monate nach Anlage; oben sind die Wurzeln gut erhalten, unten schon geschrumpft. (Bildbreite je 1,8 mm)</p>
	<p>Bild II/2: Ausschnitt Bodenoberfläche, 36 Monate nach Anlage, (Bildbreite 10 mm)</p>		<p>Bild II/5 links (a): Wurzel im Abbau mit Protozoen [P] am Rand, rechts (b): Regenwurmlösung auf Mineralboden; in diesem gelbe Tonbeilage III. (Bildbreite je 2,0 mm)</p>
	<p>Bild II/3: Ausschnitt Bodenoberfläche, 30 Jahre nach Anlage, (Bildbreite 10 mm)</p>		<p>Bild II/6: oben (a) organische Substanz [oS] in der Regenwurmlösung (Bildbreite 0,2 mm), unten (b): Regenwurmlösung [R] in Regenwurmlösung. (Bildbreite oben 0,2 mm)</p>

1. Dünnschliff aus der Versuchsfläche im Mai 2001

Ein halbes Jahr nach der Rekultivierung (Mai 2001) der Flächen liegt der im Anschluss an den Bodeneinbau ausgebrachte Kompost noch als gleichmäßige Schicht auf dem Mineralboden. Zwischen Kompost und Mineralboden gibt es außerdem eine deutliche scharfe und gerade Grenze (Bild I/1 und II/1).

Der Mineralboden, Unterbodenmaterial einer Parabraunerde aus Löss, ist bis auf einige kleine Risse nur wenig verändert (Bild I/1 und II/1). Von Regenwürmern sind weder Losungen noch Röhren zu sehen. Erste kleine Wurzeln (Bild II/4) sind in den Mineralboden eingewachsen.

In den ersten sechs Monaten nach Anlage der Versuche wurde der eingebaute Unterboden nur wenig überformt. Die sichtbare biologische Aktivität war sehr gering, eine biologische Verbesserung der Bodenstruktur hat also nicht stattgefunden. Diese Ergebnisse decken sich mit den Regenwurmuntersuchungen: Zu dieser Zeit wurden keine Regenwürmer in der Versuchsfläche gefunden.

2. Dünnschliff aus der Versuchsfläche im November 2003

Im November 2003, drei Jahre nach dem Einbau des Bodens, gibt es deutliche Veränderungen (Bild I/2 u. II/2):

Der kurz nach dem Bodeneinbau ausgebrachte Kompost ist zwar noch teilweise vorhanden, aber nun nicht mehr gleichmäßig auf dem Mineralboden verstreut, sondern liegt meist in Form runder Aggregate vor. Die Form und die Größe dieser Aggregate sind typisch für Regenwurmlosungen. Der Kompost wurde also fast vollständig von den Regenwürmern aufgenommen und als Losung wieder ausgeschieden.

Die Grenze zwischen Kompost und Mineralboden ist zwar immer noch scharf, aber nun nicht mehr gerade, sondern wellig. Dies ist vermutlich eine Folge von Fraßaktivitäten der Regenwürmer und Bodenverdrängung durch Pflanzenhorste oder -wurzeln. Hierdurch ist die Kontaktfläche zwischen Boden und Luft deutlich größer als im Mai 2001.

Im Mineralboden hat sich das Gefüge verändert. Es gibt deutlich mehr Hohlräume, auffallend ist die große Regenwurmröhre etwas rechts von der Bildmitte (Bild I/2). Der Mineralboden wurde allerdings bisher nur in geringem Umfang von Regenwürmern "durchgearbeitet". So sind die vor dem Einbau entstandenen Tonbeläge aus dem Unterboden der Parabraunerde (Bild II/5 b) immer noch gut zu erkennen. Nach einer Passage durch den Regenwurm wären sie aufgrund der Dispergierung des Bodens im Regenwurmdarm verschwunden. Hier macht sich das weitgehende Fehlen der endogäischen Regenwürmer (siehe 5.4.1), welche den Oberboden am intensivsten "bearbeiten", bemerkbar.

Die ersten größeren Wurzeln sind abgestorben und im Abbau begriffen. Um eine sich zersetzende Wurzel sind in Bild II/5a *Testaceen* (Vertreter der Gruppe der Protozoen) zu sehen. Diese einzelligen Tiere waren in den ersten Dünnschliffen nach Anlage der Versuchsflächen nicht zu finden. Sie leben von toter organischer Substanz und von Bakterien. Auf Grund ihrer geringen Größe werden sie leicht passiv verfrachtet und dank ihrer hohen Reproduktionsrate ist für sie die Besiedlung neuer Räume unproblematisch. Im Mineralboden kommt diese Tiergruppe übrigens natürlicherweise kaum vor – bei "normaler" Regenwurmaktivität ist der Fraßdruck durch die Regenwürmer zu hoch.

Drei Jahre nach Anlage der Versuche hat sich der Oberboden deutlich verändert. Den wesentlichsten Anteil daran haben nicht Quellen und Schrumpfen, sondern biotische Prozesse – vor allem die Aktivität von oberflächennah lebenden Regenwürmern. Von einem "normalen" Wiesen- oder Waldboden ist der Boden der Versuchsfläche aber noch weit entfernt. Vor allem ist die Gefügebildung im Mineralboden noch sehr wenig vorangeschritten. Die Ergebnisse der Gefügeuntersuchungen passen zu den Ergebnissen der Regenwurmfänge. Die Regenwurmpopulationen waren zum Zeitpunkt der Probenahme immer noch deutlich kleiner als vergleichbare Populationen in Wiesen oder Wäldern (siehe Abbildung 5-17). Hinzu kommt, dass eine Veränderung des Bodengefüges längere

Zeit erfordert. Auch bei einer vergleichbar hohen Population auf den Versuchsfächen würden einige Jahre vergehen, bis ein Bodengefüge wie in Wiesen oder Wäldern mit ähnlichen Standorteigenschaften erreicht wäre.

3. Dünnschliff aus der 30 bis 40 Jahre alten Rekultivierungsfläche

Bei der 30 bis 40 Jahre alten Rekultivierung wurde im Gegensatz zur Versuchsfäche tonreicherer Unterbodenmaterial verwendet. Zu erkennen ist dies an den zahlreichen Resten von kleinen Tonsteinen (siehe Bild II/3, links von der Bildmitte). Wegen des hohen Tonanteils findet häufiger ein Quellen und Schrumpfen dieses Bodens statt.

Die 30 bis 40 Jahre alte Rekultivierung hat nur eine sehr kleine organische Auflage und weist einen gleichmäßig dunklen Oberboden auf (Bild I/3 und II/3). Die im Oberboden vorkommenden Aggregate haben die Größe und Zusammensetzung von Regenwurmlosungen. Sie sind allerdings oft nicht rund, eine Folge der Deformierung durch Quellen und Schrumpfen. Ihre dunkle Farbe kommt von nicht vollständig verdauten Pflanzenresten. Diese sind teilweise bei stärkerer Vergrößerung in der Losung noch zu erkennen (Bild II/6 oben). Ein sicheres Zeichen für Regenwurmaktivität sind auch die abgerundeten Calcite (Bild II/6 unten). Dieses Mineral wird von Regenwürmern bei Calciumüberschuss gebildet und über den Darm mit der Regenwurmlosung ausgeschieden.

Die anfallende organische Substanz (Blätter, Stängel) wird also an diesem Standort von den Regenwürmern sehr schnell, das heißt ungefähr innerhalb eines Jahres, in den Mineralboden eingemischt, zerkleinert und mit den Mineralbodenteilen vermisch. Wegen der zahlreichen Regenwurmaggregate ist der Oberboden viel lockerer und damit beispielsweise besser durchlüftet als auf der Versuchsfäche.

5.2.2 Trockenraumdichte

5.2.2.1 Einführung

Ein wesentliches Merkmal zur Beurteilung des schonenden Bodeneinbaus ist die Trockenraumdichte (ρ_d) eines Substrates, bodenkundlich oft auch als Lagerungsdichte bezeichnet. Sie hat einen maßgeblichen Einfluss auf den Wasserhaushalt des Bodens (siehe 4). Die Trockenraumdichte ist keine statische Größe. Sie ist, vor allem im Testfeld mit unverdichtetem Einbau, Entwicklungen unterworfen. Es ist deshalb zum einen interessant, die beiden Einbauverfahren *unverdichtet* (U-Feld) und *konventionell verdichtet* (K-Feld) in ihrer Wirkung auf diesen Parameter zu vergleichen. Zum anderen interessiert die Veränderung der Trockenraumdichte in Abhängigkeit von der Zeit, da inzwischen seit dem Bodeneinbau im Spätherbst 2000 dreieinhalb Jahre vergangen sind.

5.2.2.2 Methoden

Die Trockenraumdichte wird üblicherweise mit Hilfe von Stechzylinderproben (HARTGE & HORN 1992, SCHLICHTING et al. 1995) bestimmt. Ein definiertes Bodenvolumen von meist 100 cm³ wird ungestört entnommen, bei einer Temperatur von ca. 105 °C getrocknet, um das Bodenwasser zu entfernen, und anschließend gewogen. Die in Profilgruben in den Leonberger Lysimeterfeldern gewonnenen Proben wurden nach dieser Methodenvorschrift behandelt. Pro Tiefenstufe wurden meist 5 Stechzylinder entnommen.

5.2.2.3 Ergebnisse

Im Folgenden werden zuerst die Trockenraumdichten von K- und U-Feld kurz nach dem Einbau miteinander verglichen, anschließend wird die Veränderung der Trockenraumdichte nach dreieinhalb Jahren betrachtet.

Trockenraumdichte kurz nach dem Einbau

Zwischen K- und U-Feld gibt es kurz nach dem Einbau deutliche Unterschiede bei der Trockenraumdichte (Abbildung 5-4):

- Im U-Feld sind im Mittel in allen vier Tiefenstufen die Trockenraumdichten immer deutlich niedriger als im K-Feld.
- Vergleicht man die mittleren Trockenraumdichten in den Testfeldern nach dem Einbau mit der Dichte im Entnahmезustand, der bei der Anlieferung des Bodenmaterials bestimmt wurde, so zeigen sich ebenfalls Unterschiede. Die Trockenraumdichten im U-Feld liegen etwas (in 25 und 50 cm Tiefe) beziehungsweise deutlich (in 85 und 135 cm) unter der Entnahmedichte. Die Dichte im K-Feld ist immer deutlich höher als bei der Bodenentnahme. Im U-Feld wurden also beim Bodeneinbau in der Summe Hohlräume geschaffen, im K-Feld dagegen Hohlräume vermindert.
- Im U-Feld gibt es einen deutlichen Tiefengradienten. Der Boden wird von oben (25 cm Tiefe) nach unten (135 cm) lockerer. Grund hierfür ist das Befahren des Oberbodens beim Einschleppen der Rekultivierungsschicht⁸. Diese Art von Gradient ist günstig, weil der Oberboden viel leichter mechanisch gelockert werden kann und durch biotische und abiotische Prozesse eher Hohlräume gebildet werden als im Unterboden.

⁸ Das Einbauverfahren ist in WATTENDORF et al. (2003) ausführlich beschrieben.

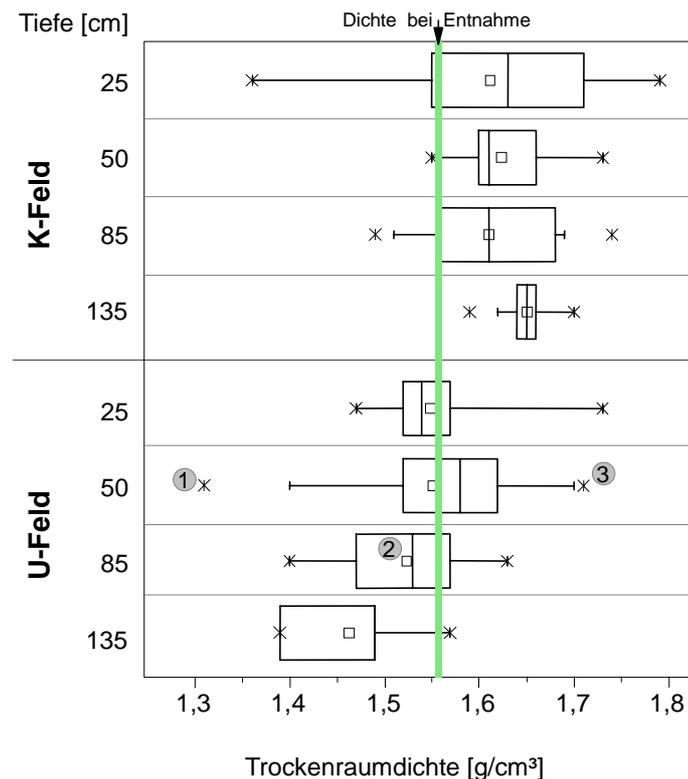


Abbildung 5-4: Mittelwerte der Trockenraum-dichten bei konventionell verdichtetem (K-Feld) und bei unverdichtetem Einbau (U-Feld) der Rekultivierungsschicht kurz nach dem Einbau (Mittelwerte aller 4 Messstellen; Boxplots = 25/75 %-Intervall mit Median, Linien = 5/95 %-Intervall, 1 = Minimum-, 2 = Mittel-, 3 = Maximumwert)

Ebenso wie alle konventionellen Einbauverfahren ist auch das in Leonberg praktizierte Verfahren „Vor-Kopf-Verschieben“ des Bodenmaterials vom oberen Testfeldrand aus mit einer im Böschungverlauf abnehmenden Zahl von unvermeidbaren Befahrungen und somit einer Oberbodenverdichtung vor allem im oberen Teil des Testfeldes verbunden. Diese Tatsache spiegelt sich auch in den Dichtewerten der einzelnen Messstellen wider, die in Abbildung 5-5 aufgetragen sind. Dabei ist aber zu beachten, dass die Messstellen a und c im Januar 2001 aufgenommen wurden, die Messstellen b und d aufgrund von zu hoher Bodenfeuchte erst im Juni 2001 beprobt werden konnten. Obwohl sich in der Zwischenzeit durch Bodensetzungen (siehe 5.1.2) die Dichte erhöht hatte, zeigen sich deutliche Gradienten in der Trockenraum-dichte:

- Die Trockenraum-dichte ist umso höher, desto weiter oben im Testfeld die Messstelle liegt. Dies zeigt sich (mit wenigen Ausnahmen) beim Vergleich aller vier Messstellen und wird noch deutlicher wenn man jeweils die zeitgleich beprobten Messstellen a/c und b/d miteinander vergleicht.
- Diese Tendenz gilt sowohl für den Ober- als auch für den Unterboden.
- Die Unterschiede zwischen oberem und unterem Testfeld sind naturgemäß beim unverdichteten Einbau größer als beim konventionell verdichteten Einbau.
- Die Werte der oberen Messstellen im U-Feld erreichen (c) oder überschreiten (d) in 25, 50 und 85 cm Tiefe die Werte der unteren Messstelle im K-Feld.

Daraus kann gefolgert werden, dass mit zunehmender Böschungslänge der Boden beim Einbau immer stärker verdichtet wird. Daher ist das praktizierte Verfahren „Vor-Kopf-Verschieben“ nur bei nicht wesentlich längeren Böschungen als in Leonberg (ca. 40 m) sinnvoll anwendbar. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass auch die Art des Bodenmaterials und die Bodenfeuchte einen wesentlichen Einfluss auf die Verdichtbarkeit haben. Es bleibt zu prüfen, mit welchen weiteren praxistauglichen Verfahren Böden schonend(er) eingebaut werden können.

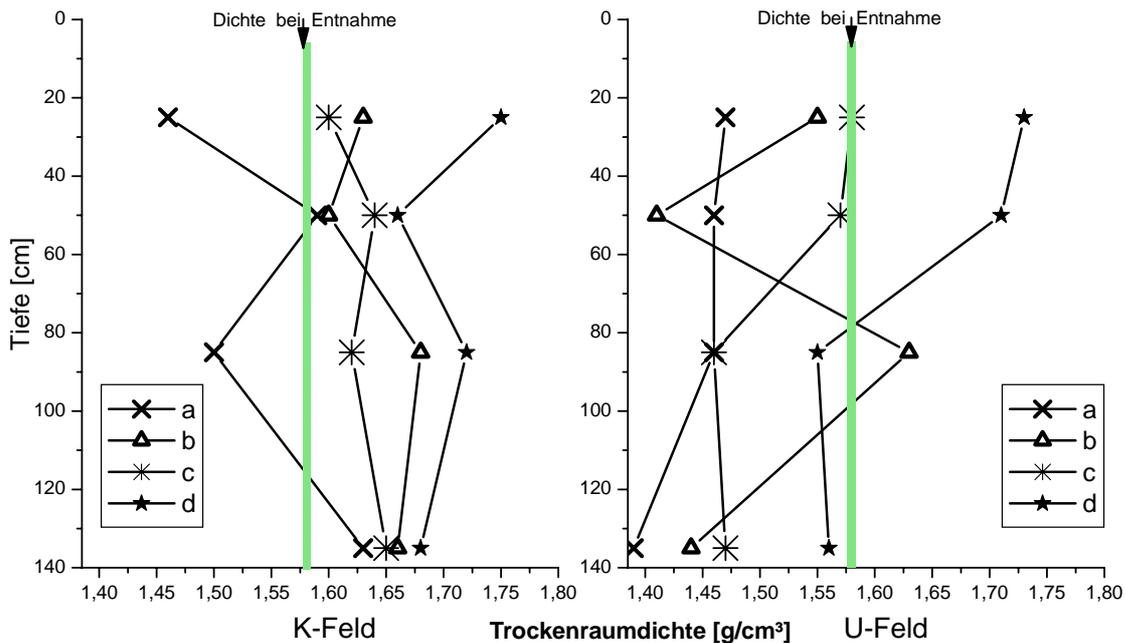


Abbildung 5-5: Trockenraumdichten an je 4 Messstellen im K- und U-Feld. Die Messstelle a liegt am Unterhang, d am Oberhang. Die Beprobung fand im Januar (a,c) bzw. im Juni 2001 (b,d) statt.

Trockenraumdichten dreieinhalb Jahre nach dem Einbau

Im Frühjahr 2004 wurden, um die Versuchsanlage hinsichtlich eine langfristigen Nutzung zu schonen, nur im Oberhang der Testfelder auf Höhe der Messstellen d Aufgrabungen durchgeführt und die Trockenraumdichte bestimmt (Abbildung 5-6). Dabei zeigte sich:

- Im Oberboden (25 und 50 cm Tiefe) ist die Trockenraumdichte im Frühjahr 2004 sowohl im U als auch im K-Feld deutlich niedriger als im Jahre 2001. Es wurden also neue Hohlräume geschaffen. Diese können durch Bodenorganismen aber auch durch Quellen und Schrumpfen sowie Frosteinwirkung entstanden sein.
- Im Unterboden (tiefer als 80 cm) veränderte sich im K-Feld die Dichte gegenüber 2001 praktisch nicht. Im U-Feld wurde der Boden in 90 bis 100 cm Tiefe dichter, in 135 cm Tiefe änderte sich die Dichte ebenfalls nicht.
- Die Unterschiede zwischen U- und K-Feld waren im Oberboden schon im Juni 2001 durch die Oberbodenlockerung nach dem Bodeneinbau relativ gering. Im Unterboden haben sie sich seitdem angenähert. Dies ist die Folge der an beiden Profilen ähnlich wirkenden Standortfaktoren. Das K-Feld ist aber im Unterboden immer noch deutlich dichter als das U-Feld.
- Verglichen mit der Dichte im Entnahmestadium zeigt sich, dass im Jahre 2004 im Oberboden die Trockenraumdichten mittlerweile im Bereich der Entnahmedichte liegen, was für einen Oberboden aber immer noch sehr dicht ist. Im Unterboden wird die Entnahmedichte inzwischen fast immer deutlich überschritten.

Insgesamt hat also nach der Bodenumlagerung die Hohlräummenge durch Setzungen abgenommen. Ursache ist vermutlich die geringe Gefügestabilität des eingebauten humusarmen Löss-Unterbodens und die bisher geringe biotische Neubildung von Hohlräumen. Ungünstig ist weiterhin, dass bei einer Bodenumlagerung alle größeren kontinuierlichen Poren (beispielsweise Regenwurmröhren) zerstört werden. Als Folge ist die Durchlüftung des Unterbodens viel schlechter und damit die Durchwurzelung mechanisch – durch höhere Dichte – und physiologisch – durch Sauerstoffmangel – erschwert.

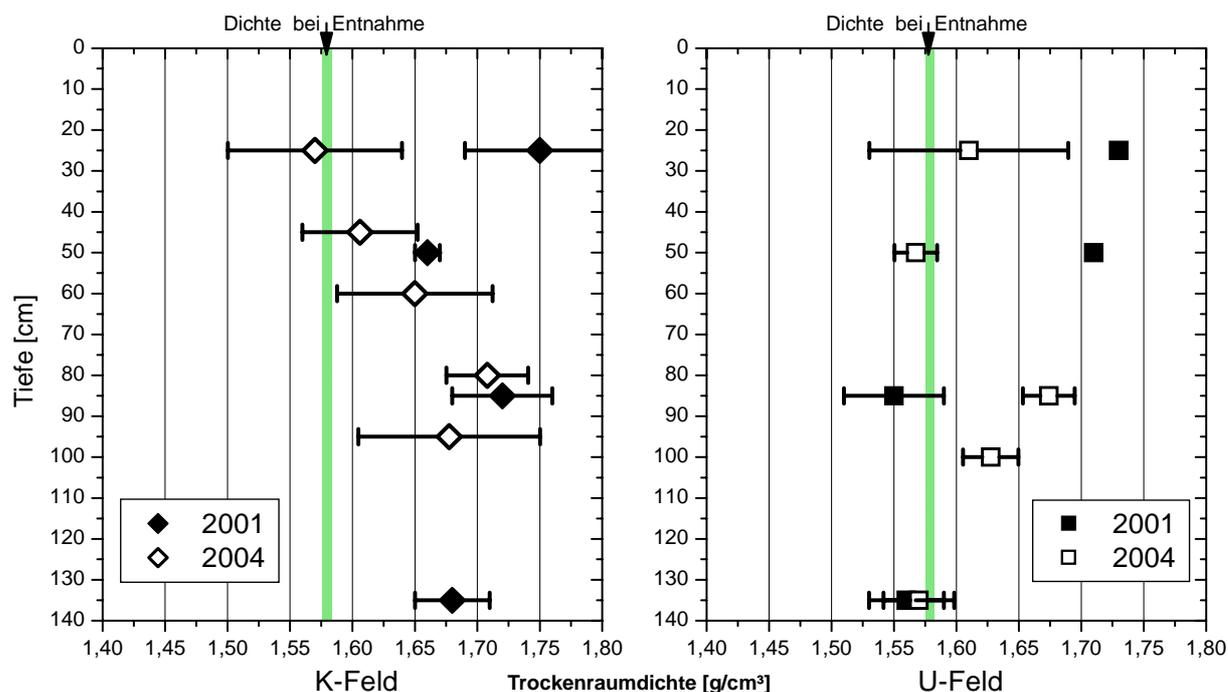


Abbildung 5-6: Vergleich der Trockenraumdichten von 2001 mit 2004 am Profil d. Im U-Feld sind mittlerweile die beim unverdichteten Einbau gebildeten Hohlräume teilweise kollabiert. Trotzdem ist das U-Feld der wesentlich bessere Pflanzenstandort, weil flächige horizontale Verdichtungen - wie im K-Feld - dort nicht vorkommen. Die günstigeren Struktureigenschaften des U-Feldes werden auch durch die intensivere Durchwurzelung (siehe 5.5.3) und die größere Zahl von Regenwurmröhren (siehe 5.4.3) deutlich. Trotzdem ist auch im U-Feld die Bodenstruktur nicht günstig. Eine Verbesserung der Bodenstruktur im Unterboden ist nicht durch eine nachträgliche mechanische Lockerung, wie sie in der Landwirtschaft praktiziert wird, möglich. Diese ist am Hang kaum auszuführen und wegen der vorhandenen Bepflanzung unmöglich. Eine Verbesserung kann nur durch die allmähliche biotische und abiotische Gefügeregeneration erfolgen. Hierzu dürfen aber die Ausgangsbedingungen nicht zu ungünstig sein. Daher ist ein schonender Einbau des Bodens in jedem Fall wichtig.

5.2.3 Eindringwiderstand

5.2.3.1 Einführung

Mit dem Eindringwiderstand können verdichtete Zonen im Boden charakterisiert werden, außerdem erlaubt dieser Parameter Aussagen über die Durchwurzelbarkeit eines Bodens. Die Aussagekraft ist jedoch mit Einschränkungen versehen, weil Wurzelspitzen einen viel kleineren Durchmesser als Penetrometerspitzen aufweisen und auch gezielt in kleine Risse und Hohlräume zwischen Körnern oder Aggregaten einwachsen können. Weiterhin ist die Durchwurzelung von einer Reihe anderer Faktoren, wie z.B.: der Sauerstoffversorgung, abhängig.

5.2.3.2 Methode

Der Eindringwiderstand wurde mit einem Handpenetrometer (Proctornadel) an Aufschlüssen senkrecht zur Profilwand in Tiefenstufen von 5 cm und jeweils 8 (2001) bzw. 5 (2004) Einzelmessungen pro Tiefenstufe bestimmt. Es wurden Spitzen von 1,6 oder 2,5 cm² Fläche verwendet. Die Messungen wurden während der Aufgrabungen in den Testfeldern zum einen Ende Dezember 2000/Anfang Januar 2001 (Profile a und c) und zum anderen Ende Mai/Anfang Juni 2001 (Profile b und d) durchgeführt, allerdings nicht mit dem selben Penetrometer, sondern mit ähnlichen Geräten und Messspitzen.

Die Ergebnisse werden als relative Werte dargestellt. Der höchste gemessene Wert einer Messperiode, innerhalb der jeweils mit dem gleichen Gerät und gleichen

Spitzen gearbeitet wurde, ist mit 100 % angesetzt. Absolutwerte sind auch bei Verwendung des selben Gerätes nicht in jedem Fall vergleichbar, da das Messergebnis nicht nur von Geräteeigenschaften (z.B. der Federspannung) und vom spezifischen Eindringwiderstand des jeweiligen Bodens, sondern unter anderem auch von der Bodenfeuchte abhängig ist. Ein Vergleich zwischen zwei Varianten unter ansonsten gleichen Bedingungen ist bei Berücksichtigung dieser Einschränkungen aber unproblematisch. Um den Einfluss der Bodenfeuchte berücksichtigen zu können, wurde sie bei jeder Messung in jeder Tiefenstufe mit der Fingerprobe (nach AG BODEN 1994) ermittelt. Im Jahre 2001 wurde an vier Profilen (Januar: a und c, Mai/Juni: b und d) der Eindringwiderstand gemessen. Im Frühjahr 2004 nur an einem Profil in Höhe der Messstelle d.

5.2.3.3 Ergebnisse

Eindringwiderstände kurz nach den Bodeneinbau

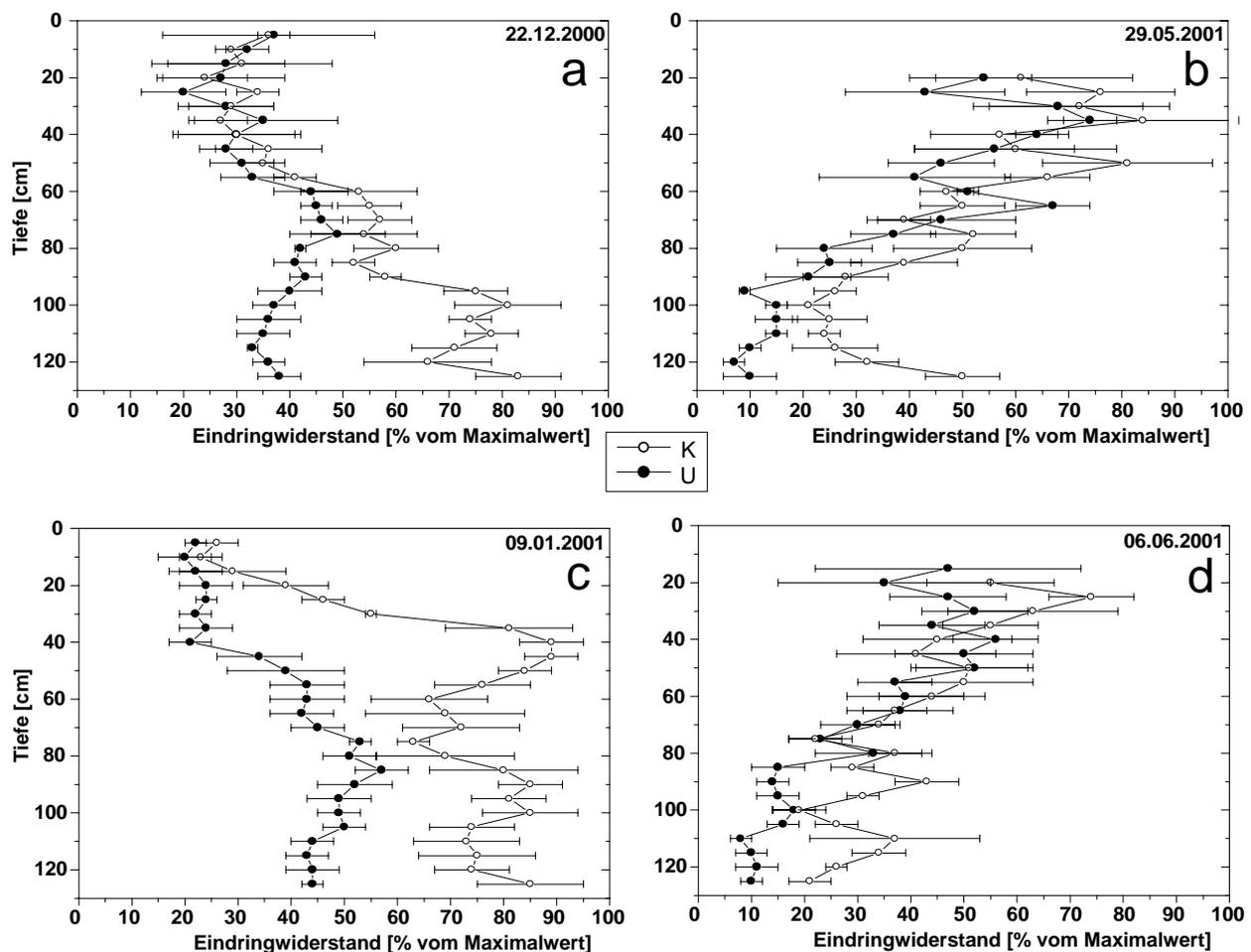


Abbildung 5-7: Eindringwiderstände in je vier Profilen des K- und U-Feldes; in jeder Tiefe sind jeweils Mittelwert und Standardabweichung dargestellt (n = 8). Die Messungen a/c sowie b/d wurden zu unterschiedlichen Zeitpunkten und nicht mit dem selben Gerät durchgeführt.

Bei der Messung im Ende Dezember 2000/Anfang Januar 2001 (Profile a und c) war der Boden in beiden Feldern in der gesamten Profiltiefe nahezu gleichmäßig durchfeuchtet (pF 2,5). Im Juni 2001 (Profile b und d) war der Boden von oben her so stark ausgetrocknet, dass nahe der Bodenoberfläche bis ca. 20 cm Tiefe keine Messung durchgeführt werden konnte. Bis in 70 cm (K-Feld) beziehungsweise 80 cm (U-Feld) Tiefe lag die Bodenfeuchte unter der Feldkapazität, darunter war der Boden feuchter. Die im Oberboden der Profile b und d (Abbildung 5-7) festgestellten höheren Eindringwiderstände sind also nicht zwangsläufig die Folge von

Verdichtung, sondern eher Folgen der Austrocknung⁹. Hierdurch erscheinen die Werte im Unterboden relativ zum Oberboden niedriger, als dies ihrer tatsächlichen Dichte entspricht. Die in Abbildung 5-7 dargestellten Ergebnisse zeigen trotz der erwarteten hohen Streuung der Einzelmessungen deutliche Unterschiede zwischen den beiden Einbauvarianten:

- Im Unterboden (>75 cm) sind die Eindringwiderstände im K-Feld immer größer als im U-Feld. Im Oberboden sind dagegen die Unterschiede geringer. Gründe hierfür sind die in beiden Feldern gleiche Oberbodenlockerung (siehe WATTENDORF et al. 2003) und - bei der Messung im Juni - die oberflächliche Austrocknung der Böden.
- Verdichtete Zonen sind im U-Feld nicht zu erkennen. Im K-Feld treten sie aber deutlich bei der ersten Messserie (22.12.2000 und 9.1.2001) und weniger deutlich bei den späteren Messungen hervor. Ob diese Unterschiede zwischen dem ersten und zweiten Messtermin die Folge einer Bodenentwicklung im K-Feld sind, oder – was wahrscheinlicher ist - als Ursache eher kleinräumige Heterogenitäten in Frage kommen, kann derzeit nicht eindeutig beantwortet werden.

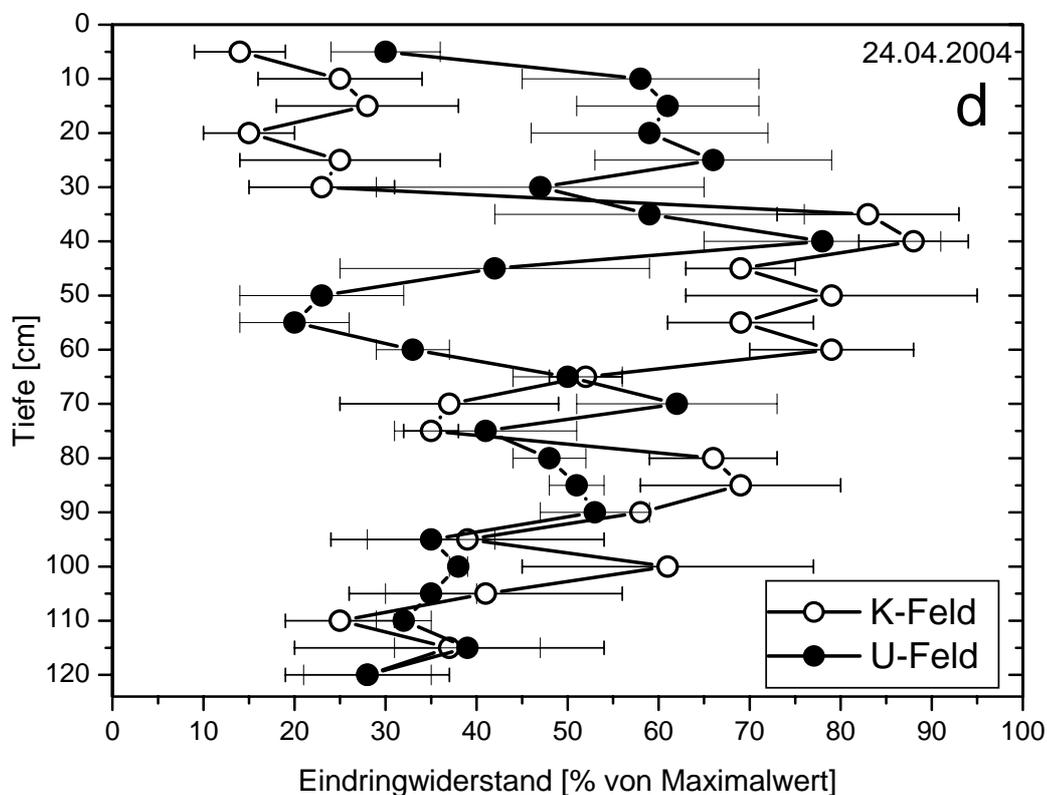


Abbildung 5-8: Eindringwiderstände am Profil (Höhe Messstelle d) im April 2004; in jeder Tiefe sind jeweils Mittelwert und Standardabweichung dargestellt.

⁹ Der Oberboden im U-Feld war etwas stärker ausgetrocknet, vermutlich eine Folge der intensiveren Durchwurzelung (siehe 0). Bei gleicher Verdichtung wären die Eindringwiderstände somit etwas höher.

Eindringwiderstände dreieinhalb Jahre nach Bodeneinbau (April 2004)

Bei den Messungen im April 2004 war der Boden im U-Feld deutlich trockener als im K-Feld. Bis in 30 cm Tiefe betrug der Unterschied 0,5 pF-Stufen¹⁰, darunter nur noch 0,25 pF-Stufen. Die durchschnittliche Feuchte im U-Feld betrug im Oberboden pF 3,25 („schwach feucht“¹¹), im Unterboden pF 2,5 („feucht“). Dadurch wird die Messung beeinflusst, denn je trockener ein Boden ist, desto größer ist der Eindringwiderstand. Bei gleicher Bodenfeuchte in beiden Feldern wären die Eindringwiderstände im U-Feld demnach alle etwas niedriger als die tatsächlich gemessenen Werte.

Die in Abbildung 5-8 dargestellten Ergebnisse zeigen auch nach dreieinhalb Jahren deutliche Unterschiede zwischen den beiden Einbauvarianten:

- Im Oberboden – bis 30 cm Tiefe – sind die Eindringwiderstände im U-Feld höher. Die Ursache ist weniger ein verdichteter Boden, denn in beiden Feldern wurde die gleiche Oberbodenlockerung durchgeführt, sondern vor allem die unterschiedliche Bodenfeuchte (s.o.). Aufgrund der intensiveren Durchwurzelung ist der Oberboden im U-Feld stärker ausgetrocknet (siehe 5.6). Unterhalb von 35 cm Tiefe sind die Eindringwiderstände im K-Feld, obwohl der Boden dort feuchter ist, fast immer größer als im U-Feld.
- Verdichtete Zonen sind im K-Feld deutlich zu erkennen: Zwischen 35 und 60 cm nehmen die Eindringwiderstände deutlich zu und in geringerem Umfang auch noch einmal zwischen 80 und 100 cm. Diese Tiefen decken sich mit der ersten und zweiten verdichteten Lage beim Einbau. Im U-Feld ist eine Verdichtung in 70 cm Tiefe zu erkennen.
- Unterhalb 110 cm Tiefe nähern sich die Eindringwiderstände beider Felder wieder an.

Vergleicht man die Eindringwiderstände der Jahre 2001 und 2004 so zeigt sich, dass die vor allem im K-Feld beim Bodeneinbau entstandenen Verdichtungen bisher nicht aufgelöst wurden. Zwischen U- und K-Feld gibt es immer noch deutliche Unterschiede, wesentlich deutlicher, als sie anhand des Parameters „Trockenraumdichte“ (siehe 5.2.2.3) ermittelt wurden. Der Parameter „Eindringwiderstand“ ist also besser geeignet als die Trockenraumdichte um Verdichtungen zu detektieren.

Resümee (5.2)

Mit den Untersuchungen von Mikromorphologie an Dünnschliffen, Eindringwiderstand und Trockenraumdichte kann die Entwicklung der Böden nach der Bodenumlagerung verdeutlicht werden:

- Die mikromorphologischen Untersuchungen zeigen, dass das Feingefüge der Lössböden vor allem durch Organismen (Regenwürmer, Wurzeln) geprägt wird. Quellen und Schrumpfen des Bodens hatten trotz des Extremjahres 2003 keinen sehr großen Einfluss. Bei tonreicheren Böden hätte dieser abiotische Prozess allerdings eine größere Bedeutung.
- Bei den Parametern Trockenraumdichte und Eindringwiderstand gibt es kurz nach dem Bodeneinbau deutliche Unterschiede zwischen K- und U-Feld: Der Boden im K-Feld ist in allen Tiefenstufen deutlich dichter als im U-Feld auch die Eindringwiderstände sind deutlich höher. Der lockere Einbau war also erfolgreich.
- Dreieinhalb Jahre nach dem Bodeneinbau haben sich die Trockenraumdichten in beiden Feldern angenähert. Die Oberböden sind lockerer geworden, aber immer noch viel dichter als „normale“ Oberböden. Im Unterboden wurde das U-Feld durch Setzungen dichter, bleibt aber überwiegend weniger dicht als das K-Feld. Die Messung der Eindringwiderstände zeigen deutlich, dass die verdichteten Schichten im K-Feld bisher nicht aufgelöst wurden.

¹⁰ Der pF-Wert ist der Logarithmus der Bodenwasserspannung [hPa].

¹¹ Bodenfeuchtestufen nach AG Boden (1994)

- Verglichen mit der Dichte im Entnahmestadium des Bodens zeigt sich, dass dreieinhalb Jahre nach dem Bodeneinbau im Oberboden die Trockenraumdichten mittlerweile im Bereich der Entnahmedichte liegen (was für einen Oberboden aber immer noch sehr dicht ist!) und im Unterboden diese Dichte fast immer deutlich überschritten wird.

Die physikalischen Eigenschaften des Bodens sowohl im schonend eingebauten U-Feld, aber vor allem im K-Feld, waren bereits kurz nach dem Einbau nicht günstig, weil durch die Umlagerung und Verdichtung die wichtigen und für den Wasser- und Lufttransport effektiven kontinuierlichen Poren verloren gingen. Vor allem im K-Feld wurde durch die Verdichtung beim Einbau auch noch ein großer Teil der übrigen Makroporen beseitigt. Dreieinhalb Jahre nach der Bodenumlagerung hat auch im Unterboden des U-Feldes das Hohlraumvolumen durch Setzungen deutlich abgenommen. Im Oberboden hat sich in beiden Feldern das Bodengefüge zwar etwas verbessert. Im viel kritischeren, weil a priori schlechter sauerstoffversorgten Unterboden sind die Bedingungen aber ähnlich schlecht (K-Feld), beziehungsweise mittlerweile weniger günstig (U-Feld) als nach dem Einbau.

Ursachen sind neben der Bodenumlagerung und Verdichtung auch die geringe Gefügestabilität des verwendeten Unterbodenmaterials, dessen Struktur aufgrund des niedrigen Humusgehaltes besonders leicht kollabiert und die geringe abiotische und (bisher) biotische Neubildung von Hohlräumen.

Als Folge sind vor allem die Unterböden der Versuchsfläche mechanisch dichter und schlechter durchlüftet als „normale Böden“ aus einem ähnlichen Substrat. Damit ist die Durchwurzelung sowohl mechanisch (Dichte) als auch physiologisch (Sauerstoffmangel) erschwert. Schon das U-Feld, aber vor allem das K-Feld, weist daher eine geringe Tiefendurchwurzelung auf (siehe 5.5.3).

Die oben geschilderten Probleme lassen sich bei einer Bodenumlagerung nur bedingt vermeiden. Allerdings sollte die Umlagerung so schonend wie möglich durchgeführt werden, um nicht allzuviel an Bodenstruktur zu zerstören. Je stärker die Verdichtung beim Einbau ist, umso ungünstiger sind nicht nur die Bedingungen im Boden, sondern umso langsamer kann auch die biologische Regeneration diese Bedingungen verbessern. Dies zeigt die viel geringe Anzahl an neu gebildeten Regenwurmröhren im K-Feld deutlich (siehe 5.4.3).

Auf den rekultivierten Böden unterschiedlichen Alters auf der Deponie Leonberg lässt sich explizit die Entwicklung von Böden nach einer Umlagerung zeigen. Es zeigt sich, dass die Bodenentwicklung nach der Rekultivierung ein langwieriger Prozess ist und in Leonberg zum jetzigen Zeitpunkt sicher noch nicht abgeschlossen ist. Die Entwicklung des Bodengefüges sollte daher weiter untersucht werden.

5.3 Bodenlufthaushalt

5.3.1 Einführung

Die Schlüsselfunktion der nutzbaren Wasserspeicherkapazität für die Funktion einer Rekultivierungsschicht als Wasserhaushaltsschicht wurde bereits in den Kapiteln 1 und 4 angesprochen. Der Bodenwasserspeicher wird erst durch die Erschließung des Unterbodens mit Wurzeln verfügbar gemacht und die Durchwurzelung hängt neben dem artspezifischen Durchwurzelungsverhalten wesentlich auch von der Bodenbelüftung ab.

Als Bodenbelüftung bezeichnet man die Gesamtheit der Vorgänge der Versorgung der Wurzeln und Bodenorganismen mit Sauerstoff und der Entsorgung des respiratorischen Kohlendioxids. Sie kann als ökologisches Bindeglied zwischen Bodenstruktur und Wurzelwachstum angesehen werden (SCHACK-KIRCHNER 1996). MURACH et al. (1993) konnten durch künstliche Einblasung von Außenluft die typische Abnahme der Feinwurzelndichte mit der Bodentiefe bei Fichte völlig aufheben. GAERTIG et al. (2002) zeigt einen engen Zusammenhang zwischen Bodenbelüftung und Tiefendurchwurzelung bei Eichenarten. Qi et al. (1994) konnten im Laborexperiment einen exponentiellen Rückgang der Wurzelatmung mit zunehmendem CO₂-Partialdruck bereits bei atmosphärennahen Konzentrationen feststellen. Den Wachstumsrückgang von *Pinus radiata* auf vergrasteten Flächen führten SANDS et al. (2000) hauptsächlich auf die Belüftungskonkurrenz im Boden zurück. In vielen Fällen wird demnach die Aussage zutreffen, dass nur gut belüftete Böden auch tief durch Wurzeln erschlossen werden.

Mit drei Kriterien kann die Belüftung eines Bodenhorizontes beschrieben werden:

- a) Bodentiefe: Wie weit müssen die Gase von der Bodenoberfläche transportiert werden?
- b) Transportkapazität: Ist die Gasdurchlässigkeit bis zur Bodenoberfläche ausreichend?
- c) Luftgefülltes Porenvolumen: Besitzt der Horizont selbst einen ausreichenden, von Wurzeln erschließbaren Makroporenraum?
- d) Der Sauerstoffverbrauch wird durch die Respirationsrate charakterisiert, die von der Wurzelndichte, der mikrobiellen Aktivität und ihren externen Steuergrößen abhängt.

Transportkapazität und luftgefülltes Porenvolumen sind keine statischen Bodenparameter sondern stehen in unmittelbarer Konkurrenz zur Wassersättigung. Böden mit sehr hohen Wassersättigungen sind unabhängig von der Bodenstruktur (Porosität, Porenkontinuität) schlecht belüftet. Wenn man beim Einbau einer Rekultivierungsschicht den Faktor Bodenbelüftung berücksichtigen will, muss folgendes beachtet werden:

- Starke Verdichtung beim Einbau vermeiden. Trockenraumdichten sollten 1,2 (Tonreiche Substrate) und 1,5 g/cm³ (Sande) auf keinen Fall übersteigen.¹²
- Zur Vermeidung von Staunässe Drainage des Unterbodens sicherstellen.
- Keine organische Substanz im Unterboden vergraben (wirkt als Sauerstoffsenke).
- Gefüge bildende Prozesse fördern (Wurzelausbreitung, Regenwürmer, siehe 5.4.3).
- Verschlammung (Splash) vermeiden; unbedeckten Boden vor Niederschlag schützen, z.B. durch Mulchen.

Neben den klassischen Gastransportparametern in Böden, wie Luftkapazität, Luftleitfähigkeit oder Gasdiffusionskoeffizienten, hat sich die CO₂-Konzentration in der Bodenluft während der Vegetationszeit als aussagekräftiges, für das Bodenprofil integrierendes und relativ leicht erfassbares Maß erwiesen (SCHACK-KIRCHNER & HILDEBRAND 1998, GAERTIG 2002). Es hat sich gezeigt, dass CO₂-Konzentrationen von mehr als 1 bis 2 Vol.-% nur bei starker Einschränkung der Gastransportfähigkeit, von

¹² Entspricht mittlerer effektiver Lagerungsdichte Ld3 nach AG BODEN (1994).

mehr als 5% nur bei dominierender Anaerobie auftreten (SCHACK-KIRCHNER & HILDEBRAND 1998).

5.3.2 Methode

Tiefenprofile der Trockenraumdichte sind in Kapitel 5.2.2 dargestellt. Aus der Trockenraumdichte wurde die Porosität (HARTGE & HORN 1992) errechnet:

$$\text{Porosität} = \frac{V_{\text{Poren}}}{V_{\text{Total}}} = \frac{D_{\text{B}}}{D_{\text{Festsubstanz}}}$$

Darin ist V das Volumen mit den Indizes „Poren“ für Porenraum und „Total“ für das Bodenvolumen, D_{B} die Trockenraumdichte und $D_{\text{Festsubstanz}}$ die Dichte der Bodenmatrix. Aufgrund des Humusgehaltes von unter 1% kann für $D_{\text{Festsubstanz}}$ 2,65 g cm⁻³ eingesetzt werden.

Wegen der gleichen Primärporosität, die sich aus der Homogenität des Schüttmaterials ergibt, können die Unterschiede in der Porosität fast ausschließlich dem für die Belüftung entscheidenden Makroporenraum zugeordnet werden. Daher ist ein Porositätsunterschied von fast 10 Prozentpunkten (Tabelle 5-2) als sehr erheblich anzusehen (vergleiche dazu die pF-Feuchte-Charakteristik in Abbildung 5-9).

Tabelle 5-2: Mittlere Trockenraumdichten nach Einbau der Rekultivierungsschicht und Porosität der Substrate in den beiden Testfeldern U und K

Variante	Tiefenstufe [cm]		D_{B} [g/cm ³]	Porosität [Vol-%]
K = Kontrolle	1	25	1,55	41,5
	2	50	1,60	39,6
	3	85	1,59	40,0
	4	135	1,63	38,5
U = unverdichtet	1	25	1,51	43,0
	2	50	1,44	45,7
	3	85	1,55	41,5
	4	135	1,39	47,5

Seit Frühjahr 2001 sind die Flächen mit Tensiometern (Wasserspannung), TDR-Sonden (Bodenfeuchte), Temperatursensoren für Luft- und Bodentemperatur sowie Sammel-einrichtungen für Bodenluft mit Wiederholungen in vier Tiefenstufen (Tabelle 5-3) instrumentiert. Das Bodengas wurde konvektionsfrei durch Diffusion gesammelt. Dieses Sammelprinzip erlaubt die Gewinnung von Gasproben auch in dichten Böden bei hoher Bodenfeuchte. Der Aufbau der Messröhren und das Meßprinzip sind bei SCHACK-KIRCHNER et al. (1993) beschrieben. Die Ampullen mit Bodengleichgewichts-atmosphäre wurden im Labor gaschromatografisch auf CO₂ untersucht¹³.

Tabelle 5-3: Bodengas-Probenahmestellen in den Lysimeterfeldern in Leonberg

Variante	Tiefe [cm]	Anzahl Gaslysimeter
K = Kontrolle	25	2
	50	2
	85	2
	135	1
U = unverdichtet	25	2
	50	2
	85	2
	135	1

Die Gassammelfläschchen wurden frühestens nach 14 Tagen gewechselt. Durch diesen Abstand ist sicher gestellt, dass auch bei sehr gasundurchlässigen Böden die Atmosphäre im Fläschchen einer Bodengleichgewichts-atmosphäre entspricht. Es konnte daher auch auf die Helium-Spülung der Gassammelgefäße verzichtet werden. Gaskonzentrationen wurden an 16 Terminen zwischen Juni 2001 und November 2003 gemessen.

Zur Darstellung des Einflusses von Bodenfeuchte und -temperatur auf die Gaskonzentration sind wir mit zwei Schwierigkeiten konfrontiert: Die Gasmessungen integrieren über einen Zeitraum von 72 Stunden und mehr, die Bodenfeuchte, -temperatur und -wasserspannungsmessungen sind Punktmessungen, die darüber hinaus nicht in allen Fällen mit den Gassammelterminen synchronisiert sind. Daher erschien es empfehlenswert, aus den mit höherer zeitlicher Auflösung erfassten Größen Lufttemperatur und Niederschlag integrierte Größen zu berechnen. Wir verwenden bei den folgenden Auswertungen die mittlere Temperatur der letzten 4 Tage als relatives Schätzmaß für die Bodentemperatur.

Problematischer gestaltet sich die Schätzung der Wasserversorgung aus den Globalvariablen, da die Niederschlagsmenge in Abhängigkeit von der Witterung, der Jahreszeit und der Vorgeschichte (ausgetrockneter bzw. bereits gesättigter Boden) unterschiedlich auf den Sättigungsgrad des Bodens wirkt. Daher wird beim Vergleich der Bodenwasserparameter auf die einzelnen Punktmessungen zurückgegriffen.

¹³ Messausrüstung: Chrompack CP2002 Mikro-GC mit Haye-Sep-A Säule und Wärmeleitfähigkeitsdetektor

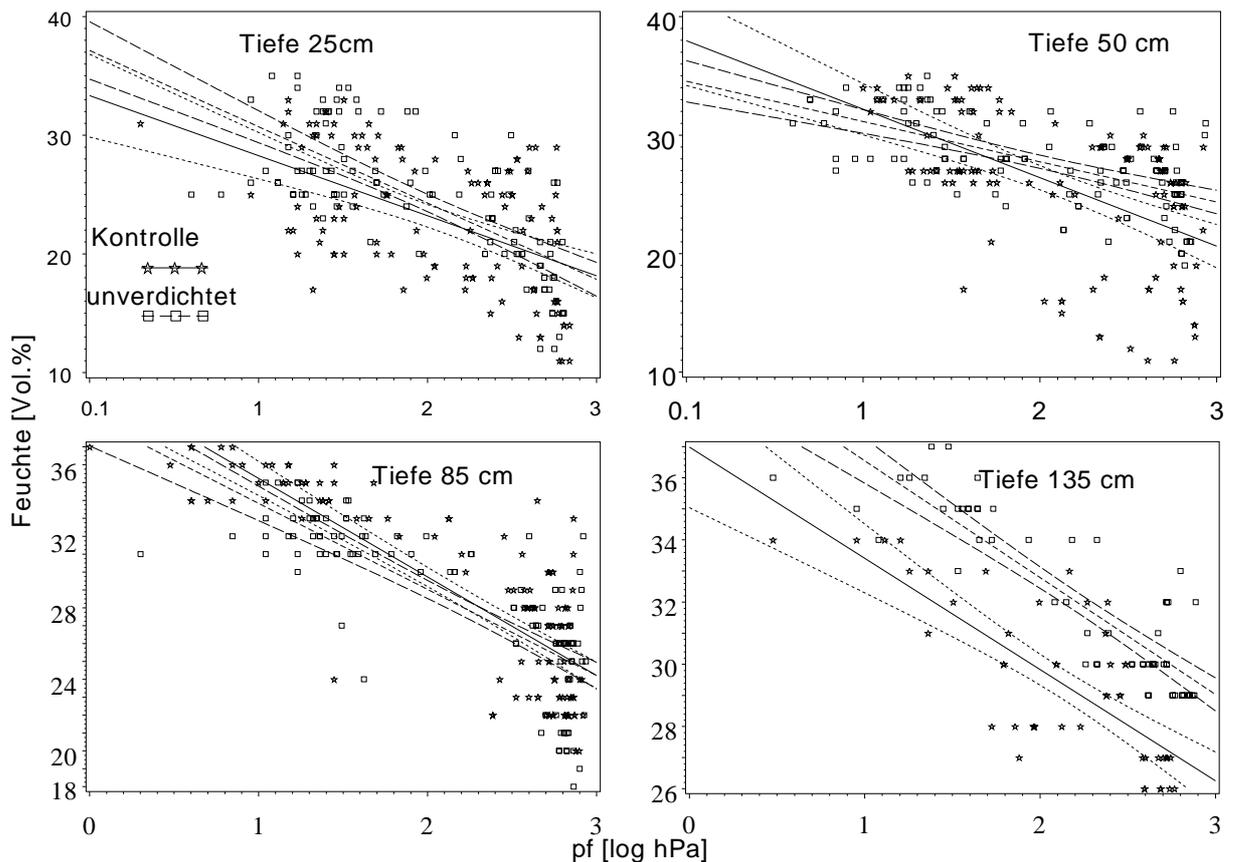


Abbildung 5-9: Feld-pF-Kurven als lineare Beziehung zwischen Bodenfeuchte (TDR-Messung) und Wasserspannung (Tensiometrie)

Im allgemeinen ist die Bodenfeuchte, d.h. der Volumenanteil des Wassers im Boden ein Schlüsselparameter des Gashaushaltes, da sich sowohl die Gasdurchlässigkeit als auch die biologische Aktivität (letztere zusammen mit der Bodentemperatur) oft gut durch die Bodenfeuchte vorhersagen lassen (vergleiche LINN & DORAN 1984, GLINSKI & STEPNIIEWSKI 1985). Abbildung 5-9 zeigt den Zusammenhang zwischen Wasserspannung und Bodenfeuchte für die Versuchsvarianten („Feld-pF-Kurven“)¹⁴.

5.3.3 Ergebnisse

In Abbildung 5-10 sind die Zeitreihen der CO₂-Konzentrationen in den verschiedenen Entnahmetiefen getrennt für die Behandlungen dargestellt. Zur Orientierung ist zusätzlich die Lufttemperatur eingezeichnet. Auf beiden Flächen ist an allen Terminen eine stetige Zunahme der CO₂-Konzentration mit der Tiefe gegeben (Ausnahme: U-Feld, 135 cm Tiefe, Sommer 2003). Dies zeigt, dass bis unter 85 cm Bodentiefe respiratorische Aktivität stattfindet.

¹⁴ Man beachte die große Streuung der in-situ gemessenen Wertepaare Bodenwassergehalt / Bodenwasserspannung; sie erschwert die Festlegung der Feldkapazität (definiert als Wassergehalt bei einer Saugspannung von 60 hPa oder pF 1,8), siehe hierzu 5.7.5 und 6.2 (Wasserhaushaltsmodelle).

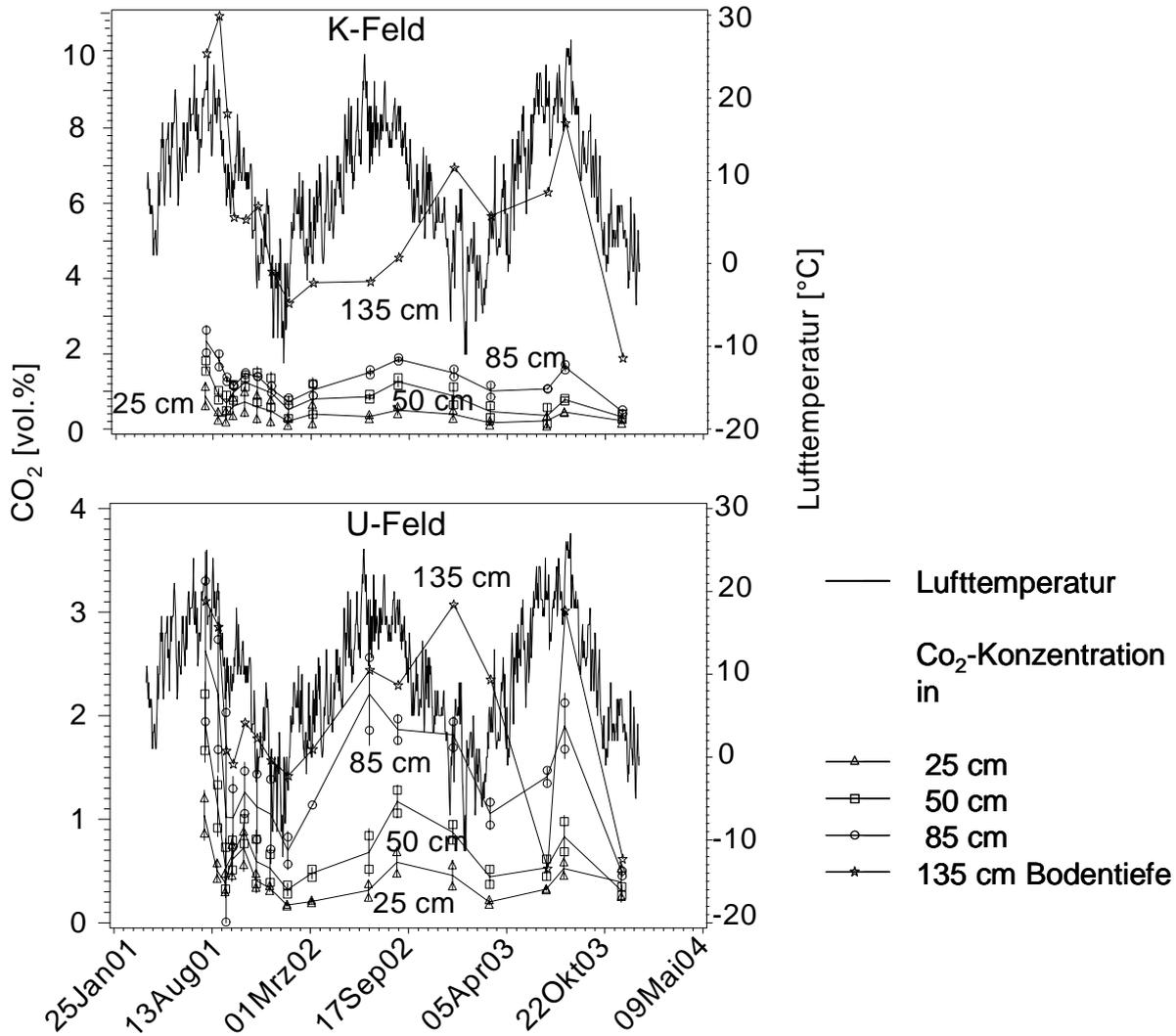


Abbildung 5-10: Zeitreihen von Lufttemperatur und CO₂-Konzentration in der Bodenluft, getrennt für die Behandlungen (U-Feld/K-Feld) und Bodentiefen

Tiefe [cm]	Behandlung	Mittelwert CO ₂ [Vol. %]	Häufigkeit
25	K-Feld = Kontrolle	~0.5	32
	U-Feld = unverdichtet	~0.5	32
50	K-Feld = Kontrolle	~0.5	32
	U-Feld = unverdichtet	~0.5	32
85	K-Feld = Kontrolle	~0.5	32
	U-Feld = unverdichtet	~0.5	31
135	K-Feld = Kontrolle	~6.0	16
	U-Feld = unverdichtet	~1.5	16

Abbildung 5-11: Mittlere CO₂-Konzentration im Messzeitraum in Abhängigkeit von Behandlung des Bodens (U-Feld/K-Feld) und Bodentiefe; Häufigkeit = Anzahl der Einzelmessungen im Zeitraum Mai 2001 bis April 2004

In Abbildung 5-11 sind die Gesamtmittelwerte der Messungen dargestellt. Unterschiede zwischen den Testfeldern K und U treten vor allem in der Tiefe 135 auf mit deutlich höheren Werten bei der Kontrollvariante (K-Feld). Da die 16 Einzelmessungen aus einem Gassammelrohr stammen und somit nicht unabhängig sind, kann der Einfluss des Einbauverfahrens nicht statistisch überprüft werden.

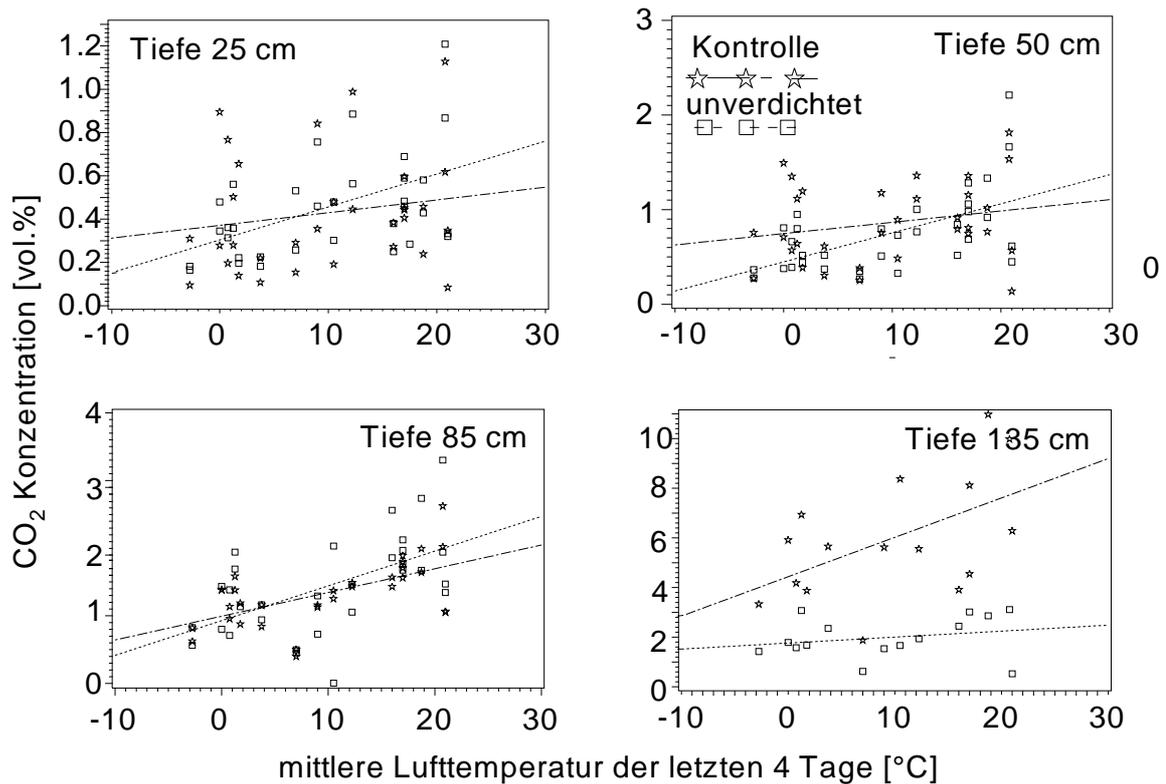


Abbildung 5-12: CO₂-Konzentration in Abhängigkeit von der Temperatur; die Linien repräsentieren lineare Regressionen der Beobachtungspaare.

Tabelle 5-4: Steigung, Bestimmtheitsmaß (r^2) und Signifikanzniveau ($p > F$) der linearen Regressionen zwischen CO₂-Konzentration und mittlerer Lufttemperatur 4 Tage vor der Gasprobenahme (vergleiche Abbildung 5-10)

Testfeld	Tiefe	Steigung	r^2 [%]	n	$p > F$
K-Feld = Kontrolle	25	0,00590	3,1	32	n.s.
	50	0,01195	5,2	32	n.s.
	85	0,0350	36,0	32	5 %
	135	0,15864	27,6	16	1 %
U-Feld = unverdichteter Einbau	25	0,01525	26,5	32	5 %
	50	0,0307	33,0	32	5 %
	85	0,05128	32,5	31	5 %
	135	0,02408	5,9	16	n.s.

Abbildung 5-12 und Tabelle 5-4 zeigen, dass in den meisten Fällen ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Temperatur und der CO₂-Konzentrationen besteht. Die Zunahme der Sensitivität mit der Tiefe erklärt sich daraus, dass bei niedrigen Temperaturen die CO₂-Konzentrationen im Profil weitgehend nivelliert sind, bei höheren Temperaturen aber die Konzentrationsunterschiede mit der Tiefe stark zunehmen.

Abbildung 5-13 zeigt den Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und CO₂-Konzentration. Der Zusammenhang ist sehr locker, die Reaktion ist nicht eindeutig¹⁵. In einigen Fällen nimmt die CO₂-Konzentration mit zunehmender Wassersättigung ab. Dieses Ergebnis überrascht, da Austrocknung die Bodenbelüftung stets verbessert (und damit die Abfuhrgeschwindigkeit des respiratorischen CO₂) und außerdem durch Bodentrockenheit die mikrobielle Aktivität gehemmt werden kann. Die Erklärung ergibt sich aus Abbildung 5-14, die die starke Kovarianz zwischen Bodentemperatur und Bodenfeuchte mit Trockenheit bei Wärme und Nässe bei Kälte

¹⁵ Somit stehen keine Signifikanzen oder validen Bestimmtheitsmaße zur Verfügung.

zeigt. Dieser Zusammenhang aufgrund der saisonalen Kopplung von Wasserverbrauch und biologischer Aktivität erschwert in vielen Studien die Aufdeckung von Zusammenhängen zwischen Wassersättigung und CO₂-Produktion (z.B. SCHACK-KIRCHNER & HILDEBRAND 1998).

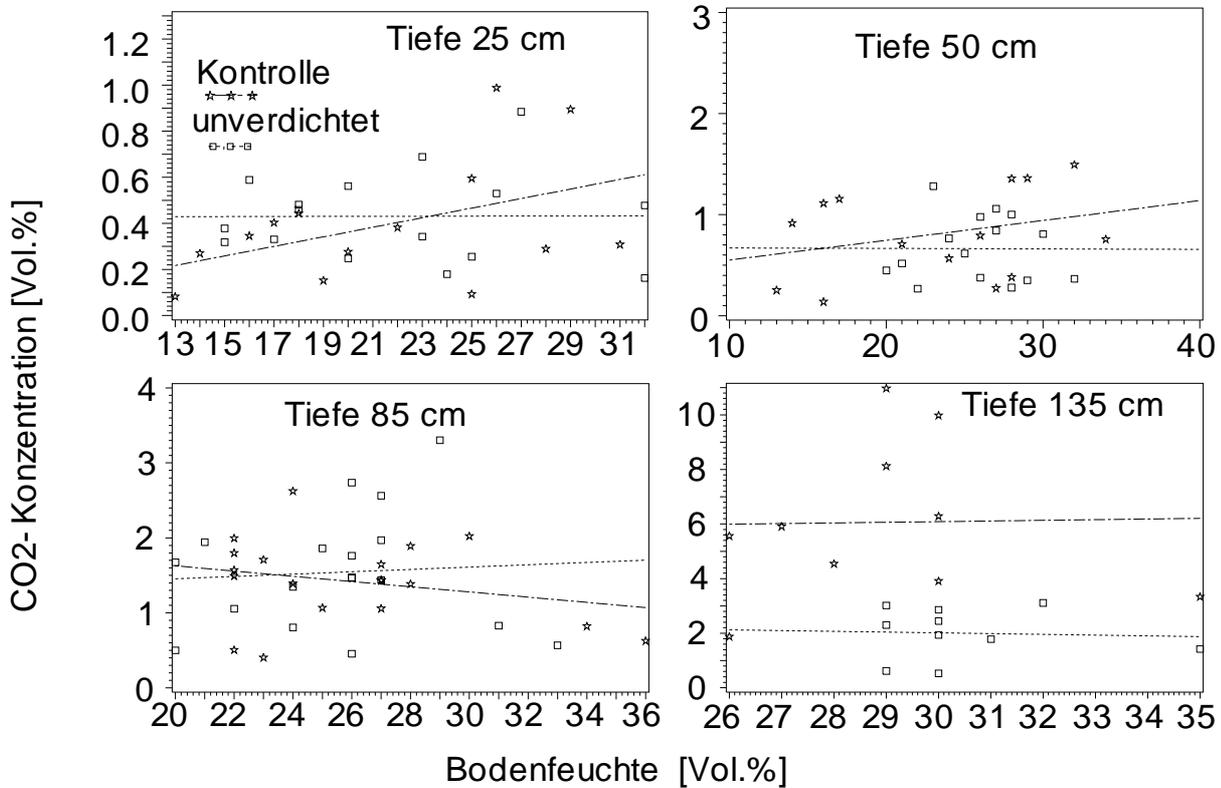


Abbildung 5-13: CO₂-Konzentration in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte; die Linien repräsentieren lineare Regressionen der Beobachtungspaare.

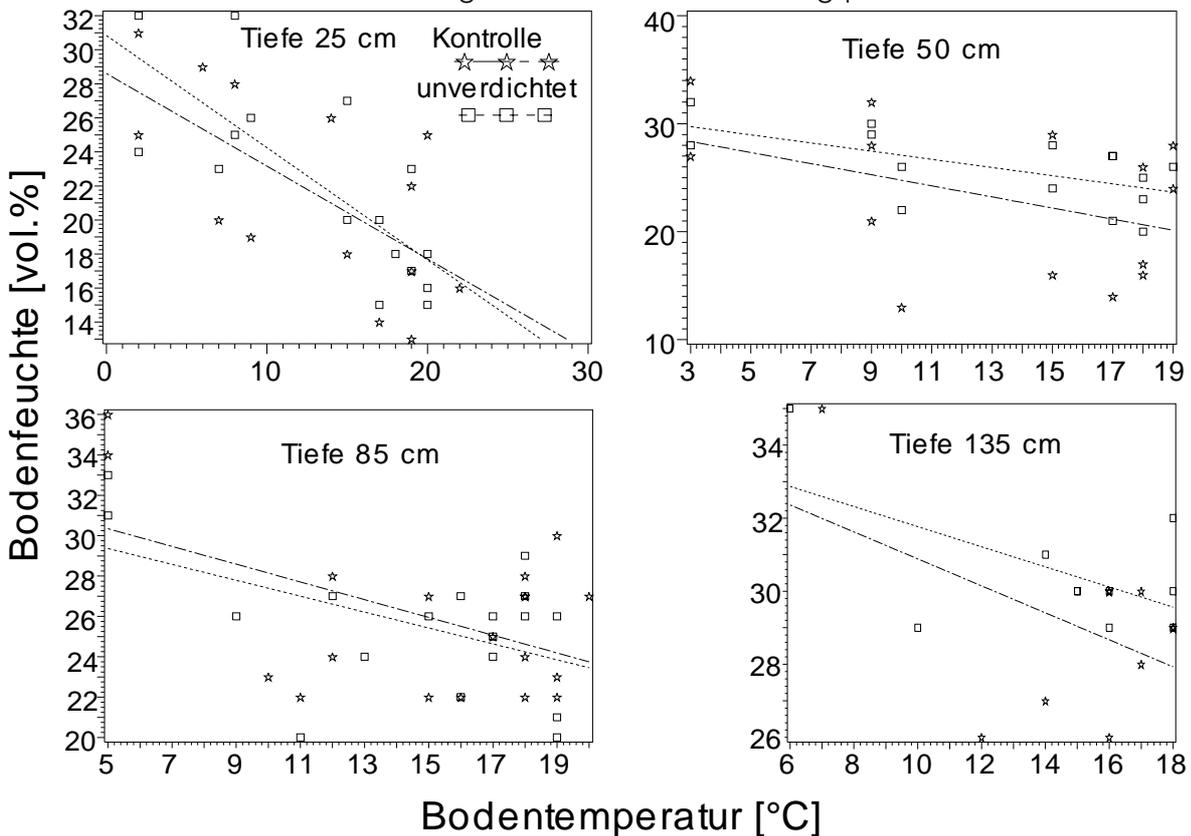


Abbildung 5-14: Zusammenhang zwischen Wasserspannung und Bodentemperatur

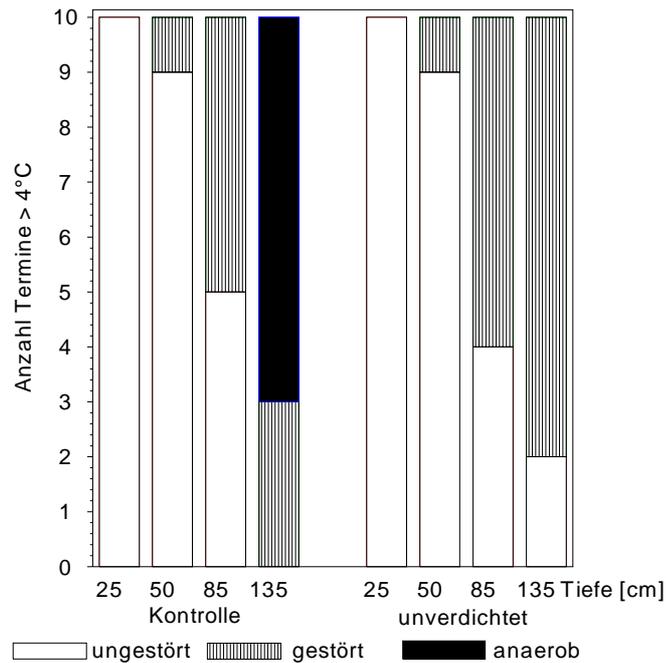


Abbildung 5-15: Zuordnung der beobachteten CO_2 -Konzentrationen zu den Klassen "ungestörte Belüftung", "gestörte Belüftung" und "Anaerobie". Berücksichtigt wurden nur die Termine mit mittleren Lufttemperaturen über 4°C , da die CO_2 -Konzentration nur bei ausreichender Wärme einen entsprechenden Indikatorwert besitzt.

Es ist möglich, anhand der CO_2 -Konzentrationen den Bodengashaushalt zu charakterisieren. Eine ungehemmte Belüftung kann bei CO_2 -Werten unter 1 bis 2 Vol.% angenommen werden. Bei Werten bis 5 Vol.% ist im allgemeinen von einer Störung des Gastransportes auszugehen, jedoch ohne dominierende anaerobe Prozesse. Liegen die CO_2 -Konzentrationen über 5%, kann man in Waldböden von dominierender Anaerobie ausgehen, d.h. Prozesse wie Methanproduktion (anstatt CH_4 -Verbrauch), Denitrifizierung bis zum N_2 ansteigende Anstieg des respiratorische Quotienten bestimmen den Gasaustausch (SCHACK-KIRCHNER & HILDEBRAND 1998).

5.3.4 Diskussion

Die evapotranspirative Abdichtungswirkung einer Rekultivierungsschicht ist sehr eng mit der Bodenfunktion als Wurzelraum verbunden, je tiefer der Bodenraum durchwurzelbar, desto besser die Wirkung. Und es gilt: je besser die Bodenbelüftung, desto tiefer ist ein Boden durchwurzelbar. Die Ergebnisse zur Bodenbelüftung zeigen, dass es beim Einbau der Rekultivierungsschicht gelungen ist, Verhältnisse zu schaffen, wie sie auch in natürlichen Waldböden anzutreffen sind. Die Abdeckungen sind bis unter 85 cm Bodentiefe belebt, denn sonst könnte kein stetiger Anstieg der CO_2 -Konzentration beobachtet werden. Das gemessene CO_2 stammt aus respiratorischen Prozessen, darauf deutet die enge Korrelation der Konzentration mit der Lufttemperatur und das Paradox zunehmender CO_2 -Konzentration bei abnehmendem Wassergehalt hin. Die CO_2 -Konzentrationen zeigen den typischen jahreszeitlichen Gang natürlicher Böden.

Ohne Kenntnis der Gasdiffusionskoeffizienten können aufgrund der CO_2 -Konzentrationen keine Rückschlüsse auf die tatsächlichen Respirationsraten getroffen werden. Trotz Ausbildung einer geschlossenen Vegetationsdecke ist jedoch im Oberboden bei den sehr geringen Humusgehalten im Boden (< 1 %) mit gegenüber natürlichen Waldböden deutlich reduzierten Atmungsraten (also Produktion von CO_2 pro Zeit) auszugehen. Durch den Einbau homogenen Materials bei nicht unerheblicher Strukturstörung und Durchmischung kann es dagegen im Unterboden zu gegenüber natürlichen Böden erhöhten Respirationsraten gekommen sein. Die beobachteten Konzentrationsgradienten könnten sich also nach längerer ungestörter Bodenentwicklung auf den Deponieabdeckungen noch

ändern, wahrscheinlich eher in Richtung stärkerer Anreicherung im Oberboden und etwas geringerer Anreicherung im Untergrund.

Wesentliche Grundlage der folgenden Interpretationen ist die integrierende Darstellung der Belüftungsklassen. Danach kann festgestellt werden, dass bis 25 cm Tiefe die Belüftung auf beiden Varianten als ungestört angesehen werden kann. Dies ist z.B. in lössreichen, heute meist durch versauerungsbedingte geringe Bioturbation und häufige Bodenverformung geprägten natürlichen Waldböden nicht mehr regelmäßig der Fall. In 50 und 85 cm Tiefe treten in beiden Versuchsfeldern (Behandlungsvarianten) in deutlicher Tendenz gestörte Belüftungsverhältnisse auf. Dies muß man sich so vorstellen, dass die freie Diffusion durch das luftgefüllte Porensystem so stark behindert ist, dass ein messbarer Anteil des CO₂ durch den wassergefüllten Porenanteil mit seiner ca. 10.000fach schlechteren spezifischen Gasdurchlässigkeit weggeführt wird. Bei gestörter Belüftung kann demnach nur ein Bruchteil der Respirationleistung im Boden abgewickelt werden im Vergleich zu ungestörter Belüftung. Tritt dieser Zustand nicht nur sporadisch auf, muss mit erheblichen Durchwurzelungsstörungen bei den meisten unserer Waldbaumarten gerechnet werden (GAERTIG et al. 2002, EPPINGER et al. 2002).

Auf der lagenweise verdichteten Variante (K-Feld) wird der Unterboden in 135 cm Tiefe durchweg als "anaerob" klassifiziert. Dieser Zustand tritt auf bei nahezu vollständiger Wassersättigung. Es wird CO₂ freigesetzt ohne äquivalenten O₂-Verbrauch (Gärung), oxidierte Eisen-, Mangan- und Schwefelverbindungen werden als Elektronenakzeptoren verwendet. Dabei wird Eisen und Mangan mobilisiert. Wurzelerschließung ist beschränkt auf spezialisierte Pflanzen wie *Phragmites communis* oder *Alnus glutinosa*, die den für die Wurzelatmung erforderlichen Sauerstoff durch das Aerenchym transportieren und z.T. die unmittelbare Wurzelumgebung aufoxidieren können. Dieser Zustand ist typisch für Gr-Horizonte von Gleyen, für den Sd-Horizonte von Pseudogleyen im Frühjahr und für stark verdichtete Oberböden, die bei entsprechendem organischen Anteil einen deutlich wahrnehmbaren Schwefelwasserstoffgeruch emittieren.

Im Allgemeinen geht man davon aus, dass der Hauptwurzelraum bei 100 cm Bodentiefe endet, dies findet auch Niederschlag in den üblichen standortkundlichen Verfahren zur Berechnung der nutzbaren Wasserspeicherkapazität. So zeigen POLOMSKI & KUHN (1998) für Kiefern auf „übermäßig“ drainierten sandigen Böden in verschiedenen Gebieten Europas bereits in 80 cm Tiefe einen Rückgang der Feinwurzel-dichte auf kaum mehr messbare Werte. Andererseits findet man auf Sandböden, auf Rendzinen u.ä. immer wieder einzelne Grobwurzelstränge die in tiefere Bereiche reichen und dort sicherlich zur Wasseraufnahme befähigt sind. Betrachtet man daher die Bodenbelüftung aus der "standortkundlichen Sicht", unterscheiden sich zum gegenwärtigen Zeitpunkt die Einbauvarianten nicht. Die Bedeutung des tieferen Unterbodens verringert sich darüber hinaus bereits dadurch, dass schon unterhalb von 25 bis 50 cm Tiefe sichtbare Belüftungseinschränkungen auftreten die eine Tiefendurchwurzelung anspruchsvollerer Arten ohnehin erschweren. Ob und wie stark die sporadische Tiefendurchwurzelung durch Unterbodenverdichtung verhindert wird und welche Bedeutung die sporadische Tiefendurchwurzelung für die Wasseraufnahme besitzt ist schwer quantifizierbar. Ein positiver Zusammenhang ist aber sehr plausibel. Daher ist -wenn die Tiefendurchwurzelung bis zur Dichtschicht überhaupt erwünscht ist- das unverdichtete Einbauverfahren zu bevorzugen.

5.4 Regenwürmer

5.4.1 Einführung

Innerhalb der in Europa etwa 50.000 Arten umfassenden Gruppe der Bodentiere nehmen die Regenwürmer mit mehreren 100 Arten hinsichtlich der Artenzahl nur einen kleinen Anteil ein. Eine herausragende Stellung innerhalb der Bodentiere haben sie aufgrund ihrer Biomasse und Funktion. In vielen Böden Mitteleuropas sind sie die Tiergruppe mit der höchsten Biomasse (DUNGER 1983). Regenwürmer können aufgrund ihrer Lebensweise und der Besiedlung unterschiedlicher Lebensräume im Boden in die drei ökologischen Gruppen epigäisch, endogäisch und anezisch eingeteilt werden (BOUCHÉ 1972 und 1977). Diese Einteilung ist für das Verständnis des folgenden Beitrages von grundlegender Bedeutung. Keine ökologische Gruppe kann alle in Tabelle 5-5 genannten Funktionen hinreichend erfüllen. Die Funktionen der epigäischen Regenwürmer können allerdings im wesentlichen von den anezischen übernommen werden. Innerhalb einer ökologischen Gruppe können in der Regel verschiedene Arten die gleiche Funktion erfüllen.

Tabelle 5-5: Charakteristika der drei ökologischen Gruppen der Regenwürmer

	ökologische Gruppe		
	epigäisch	anezisch	endogäisch
Länge adulter Tiere [mm]	20-120	150-250 (500)	30-150
Pigmentierung	bräunlich-rot, dunkel	schwärzlich-rötlich-braun	± unpigmentiert
Verteilung des Pigmentes	± gleichmäßig über den ganzen Körper	Vorderteil deutlich dunkler pigmentiert	
Lebensraum	Streu, Humusaufgabe	gesamtes Bodenprofil bis über ein Meter Tiefe	Oberboden, vor allem im intensiv durchwurzelten Bereich
Nahrung Ort der Nahrungsaufnahme	kleinere, vorzersetze Streu Bodenoberfläche	vorzersetze Streu Bodenoberfläche	organische Feinsubstanz Oberboden
Abhängigkeit des Vorkommens von pH (CaCl ₂), Bodenart und -feuchte*	gering	fehlen an Standorten < pH 4 sowie in sehr nassen und in tonarmen Böden	fehlen an Standorten < pH4
wichtigste Funktionen	Streuabbau	Einmischen von Streu in den Boden, Streuabbau, Bodenlockerung, (Krümelbildung), Anlage tiefreichender Röhren	Streuabbau, (Bodenlockerung), Krümelbildung, Anlage von Röhren im Oberboden

* Die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gruppe als Ganzes.

Durch ihre Lebensweise beeinflussen die Regenwürmer sowohl Bodenstruktur als auch Stoffumsätze im Boden wesentlich:

- Manche Arten der anezischen Gruppe (Tabelle 5-5) können bis über 1 m tief graben und so neue Hohlräume auch im Unterboden bilden. Dabei legen sie erhebliche Mengen mineralischer Substanz auf der Bodenoberfläche ab und mischen organische Substanz als Auskleidung ihrer Wohnröhren in den Unterboden ein (GRAFF 1971). In diesen Röhren werden Stoffe transportiert, so ist die Infiltrationsrate von Wasser deutlich höher, wenn zahlreiche Regenwurmröhren vorhanden sind (EHLERS 1975).
- Der Streuabbau wird durch die Regenwürmer in großem Umfang beeinflusst. So kann fast die gesamte Laubstreu eines Buchenwaldes nach mikrobieller Vorzeretzung von Regenwürmern gefressen werden (SATCHELL 1967). Im Regenwurmdarm erfolgt dann eine Feinvermischung von organischer und mineralischer Substanz. Durch die dabei stattfindende Bildung von Ton-Humus-Komplexen wird die organische Substanz stabilisiert und so vor schneller Mineralisierung geschützt (MARTIN 1991). Ohne Regenwürmer wird die Streu langsamer abgebaut und die in der Streu gebundenen Nährstoffe stehen der Vegetation nur verzögert zur Verfügung.

Regenwürmer können auch bei günstigen Standortbedingungen neue Areale nur langsam besiedeln. Dies hat vor allem zwei Gründe: Zum einen werden sie aufgrund ihrer Größe und Empfindlichkeit zu selten passiv verfrachtet. Zum anderen ist ihre aktive Ausbreitung sehr langsam: MARINISSEN & VAN DEN BOSCH (1992) stellten in neu angelegten holländischen Poldern eine durchschnittliche jährliche Ausbreitung der Regenwurmpopulation von etwas unter 10 m fest.

Ziel der vorliegenden Untersuchung der Regenwurmpopulation war es,

- die Auswirkungen der Rekultivierung auf Regenwurmpopulationen und dabei vor allem Unterschiede zwischen konventionellem und unverdichtetem Einbau zu untersuchen,
- auf regenwurmverarmten Flächen gezielt diese Tiere einzubringen und dabei verschiedene Verfahren zu prüfen, sowie
- den Einfluss der Regenwürmer auf die Bodenstruktur bei konventionellem und unverdichtetem Einbau zu untersuchen.

5.4.2 Methoden

Untersuchungsumfang

In Abbildung 5-16 wird die Lage aller untersuchten Flächen gezeigt. In Tabelle 5-6 sind die Termine der Regenwurmfänge zusammengestellt. Die Flächen am unteren Rand des K- und U-Feldes (Bezeichnungen A, C in Abbildung 5-16) dienen als Dauerbeobachtungsflächen, sie wurden in halbjährlichen Abständen untersucht. Die anderen Flächen wurden seltener beprobt (siehe Tabelle 5-6). Auf den Flächen B und D wurde die Besiedlung des Oberhanges der Lysimeterfelder geprüft, auf F wurden vor und nach dem Einbringen von Regenwürmern Untersuchungen durchgeführt. Auf Fläche E wurde die Besiedlung der Weidenbuschlagen geprüft. Die Probestellen G und H dienten als Vergleichsflächen für eine "schlechte" Rekultivierung.

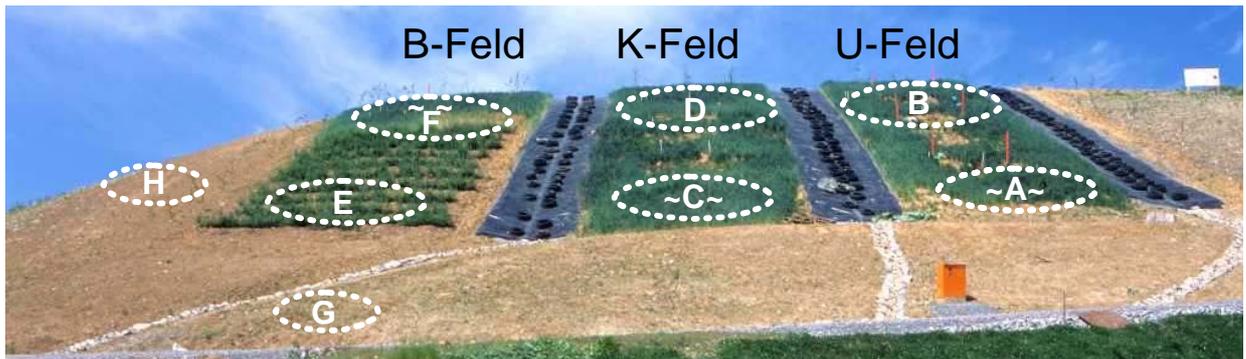


Abbildung 5-16: Lage der Untersuchungsflächen; an den mit ~ gekennzeichneten Stellen (A, C, F) wurden Regenwürmer ausgesetzt. Das Foto wurde im Juni 2001 aufgenommen, ab Frühjahr 2002 waren alle Flächen mit Vegetation bewachsen.

Tabelle 5-6: Termine der Regenwurmfänge, X = Regenwurmfang mit Kombination aus Elektromethode und Handauslese

Lage	links neben Versuchsfeld [H]	B-Feld: oberhalb Buschlagen [F]	K-Feld oben [D]	U-Feld oben [B]
Frühjahr 2002	X	X*		
Herbst 2002			X	X
Frühjahr 2003	X	X	X	X
Herbst 2003			X	X
Lage	(links) unterhalb Versuchsfeld [G]	B-Feld: in Buschlagen [E]	K-Feld unten [C]	U-Feld unten [A]
Frühjahr 2001			X	X
Herbst 2001			X	X
Frühjahr 2002		X	X*	X*
Herbst 2002			X	X
Frühjahr 2003	X	X	X	X
Herbst 2003			X	X
Frühjahr 2004			X	X

* = danach Aussetzen von Regenwürmern

Regenwurmfang

Der beim Einbau der Testfelder im November 2000 angelieferte Boden wurde mit einer Handauslese auf Regenwürmer durchsucht (nach EHRMANN & BABEL 1991). Dabei wurde der Zustand der Regenwürmer („verletzt“ / “unverletzt“) bonitiert. Um die in den Proben gefundene Regenwurmmenge auf eine Standardfläche (1 m²) umrechnen zu können, wurde der Boden gewogen. Mittels der nach dem Einbau erhobenen Parameter Einbauhöhe und Trockenraumdichte konnte dann der Flächenbezug hergestellt werden.

Bei allen Regenwurmuntersuchungen nach dem Einbau der Substrate in die Testfelder wurden die Regenwürmer mit einer Kombination aus Elektromethode (1/8 m² Untersuchungsfläche, THIELEMANN 1986) und nachfolgender Handauslese einer Teilfläche (1/30 m², bis 30 cm Tiefe) durchgeführt. An jedem Standort wurde diese Methodenkombination sechs Mal wiederholt.

Aussetzen von Regenwürmern

Nach den Untersuchungen im Frühjahr 2002 wurden Regenwürmer in den beiden Lysimeterfeldern und im oberen Teil des B-Feldes ausgesetzt (siehe Abbildung 5-16). Jeweils im unteren Drittel des U- und des K-Feldes wurden je 12 Rasensoden (29 x 29 cm, Fläche insgesamt 1m²) aus einer regenwurmreichen Auenwiese in Abständen von 1 m eingesetzt. Im oberen Teil des B-Feldes wurden 5 m² Rasensoden vom gleichen Standort in unterschiedlich großen Blöcken eingebracht. Beide Methoden sind einfach und könnten auch von Nichtwissenschaftlern durchgeführt werden. Im speziellen Fall dieses Versuches wurde die Entnahmestelle so gewählt, dass dort eine Regenwurmart dominierte, die vorher nicht in den Lysimeterfeldern gefunden wurde.

Untersuchung der Bodenstruktur

Die Einflüsse der Regenwürmer auf die Bodenstruktur im U- und K-Feld wurden mit zwei verschiedenen Methoden untersucht. Zum einen wurden im Frühjahr 2004 Röhren an horizontalen (Bodenoberfläche) und vertikalen Flächen in einer Tiefe von 0 - 10 cm gezählt. Diese Probestellen waren jeweils 400 cm² groß und lagen im unteren Bereich des K- und U-Feldes (bei C und A, siehe Abbildung 5-16). In jedem Feld wurde die Zählung sechs Mal wiederholt, erfasst wurden alle Röhren von 4 – 7 mm Durchmesser. Röhren mit einem Durchmesser über 7 mm wurden nicht gefunden. Zum anderen wurden im November 2003 Regenwurmlosungen an der Bodenoberfläche auf der gesamten Fläche des U- und des K-Feldes gezählt. Die Aufnahmeflächen waren jeweils 40 x 40 cm groß, die Zählungen wurden je 15-mal wiederholt.

Ursprünglich sollte der Volumenanteil von Regenwurmlosungen an Bodendünnschliffen ermittelt werden. Wegen der gestörten Entwicklung der Regenwurmpopulation durch den extrem trockenen Sommer 2003 waren jedoch kaum Würmer vorhanden (siehe Abbildung 5-17). Daher war für die Untersuchung von Regenwurmlosungen die Verwendung einer Methode mit relativ geringer Probefläche (6 x 8 cm) nicht sinnvoll und es wurden statt dessen die Losungen an der Bodenoberfläche gezählt.

5.4.3 Ergebnisse und Diskussion

Einfluss der Bodenumlagerung auf Regenwürmer

Der bei der Herstellung der Rekultivierungsschicht gelieferte Boden enthielt Regenwürmer aus allen drei ökologischen Gruppen (siehe Tabelle 5-5). Die Biomasse war zwar mit ca. 24 g/m² – verglichen mit ähnlichen Standorten in Baden-Württemberg – um den Faktor 10 (Grünland) beziehungsweise Faktor 3 (Wald) geringer, sie hätte aber prinzipiell für die Entwicklung einer standortgerechten Population innerhalb einiger Jahre ausgereicht.

Durch Umlagerung und Einbau des Bodens in die Lysimeterfelder wurden die Regenwurmpopulationen so stark dezimiert, dass im Frühjahr 2001, ein halbes Jahr nach Fertigstellung der Versuchsanlage, keine Regenwürmer mehr zu finden waren (Abbildung 5-17, Tabelle 5-7).

Tabelle 5-7: Biomasse der Regenwürmer im Versuchsfeld Leonberg (alle Angaben in Gramm Frischmasse je m²)

ökologische Gruppe	epigäisch	endogäisch	anezisch	Summe
angeliefert (Herbst 2000)	10,7	9,5	3,3	23,5
Annahme: überlebensfähig*	0,8	0,7	0,2	1,8
Fang im Frühjahr 2001**	0,0	0,0	0,0	0,0
Ø von Standorten mit ähnlicher Körnung (Löss) in Baden-Württemberg				
a) Grünland	7	102	157	266
b) Wald	7	30	29	66

* Annahme: nur nicht schwer verletzte Regenwürmer in der Tiefe 0 - 50 cm überleben,
 ** Mittelwert K- und U-Feld

Für den Zusammenbruch der Regenwurmpopulation nach dem Bodeneinbau sind vermutlich mehrere Faktoren verantwortlich:

- Verletzungen der Regenwürmer beim Aus- und Einbau des Bodens
65 % der Regenwürmer waren nach der Umlagerung verletzt, so dass ein Überleben unwahrscheinlich war.
- Tiefes Vergraben der Regenwürmer bei gleichzeitigem Verdichten des Bodens
Durch die Bodenumlagerung gelangten Regenwürmer tief in den Unterboden der Testfelder. Die verdichteten Schichten im K-Feld kann kein Regenwurm durchdringen und es ist auch nicht sehr wahrscheinlich, dass sich Regenwürmer aus den unteren Schichten des U-Feldes zur Bodenoberfläche durchgraben können. Im eingebauten Unterboden können Regenwürmer wegen Nahrungsmangel und Sauerstoffarmut nicht lange leben.
- Nahrungsmangel unmittelbar nach dem Einbau der Rekultivierungsschicht
Es fehlt noch die Streu von Pflanzen, denn der ausgebrachte Kompost deckt nicht die Nahrungsansprüche aller drei ökologischen Gruppen ab.

Untersuchungen von vergleichbaren Baumaßnahmen sind aus der Literatur nicht bekannt, auch wurde kein derart gravierender Effekt der Bodenumlagerung auf die Regenwurmpopulation erwartet. Weder Zeitpunkt (frostfreier Spätherbst) noch Bodenfeuchte (mittlere Werte) waren ungünstig für Regenwürmer. Prinzipiell sind die Ergebnisse wegen der praxiskonformen Durchführung des Testfeldbaues auch auf ähnliche Baumaßnahmen übertragbar. Deshalb sollte zukünftig der Frage nachgegangen werden, ob Bodenumlagerungen stets mit solchen katastrophalen Auswirkungen für Regenwurmpopulationen verbunden sind¹⁶.

Eine Reduktion der Regenwurmverluste durch schonenderen Bodeneinbau ist in der derzeitigen Baupraxis nur schwer zu erreichen. Vermutlich ist deshalb das gezielte

¹⁶ Im Rheinisch-Westfälischen Braunkohleabbaugebiet erfolgt die Bodenumlagerung bei Rekultivierungen vor allem über Förderbänder. Bei diesem viel schonenderen, aber auf Deponien selten so durchzuführenden Verfahren überleben offensichtlich einige Regenwürmer (FRÜND et al. 2004).

Einbringen von regenwurmreichem Boden nach Abschluss einer Baumaßnahme erfolgversprechender. Positive Erfahrungen mit dem Aussetzen von Regenwürmern in regenwurmfreie Böden wurden beispielsweise in neuseelandändischem Grünland¹⁷ von STOCKDILL (1982) oder in neu angelegten niederländischen Poldern von HOOGERKAMP (1983) gewonnen.

Entwicklung der Regenwurmpopulation vor dem Einbringen von Regenwürmern

Im Frühjahr 2001 wurden keine Regenwürmer auf der Versuchsfläche gefunden. Im Herbst 2001 wurde im U-Feld ein einziger (1 g/m² Biomasse), im darauffolgend Frühjahr 2002 wurden dort nur drei Regenwürmer (2 g/m² Biomasse) erfasst. Dieser leichte Anstieg kann aber nicht als Zeichen einer Populationsentwicklung gewertet werden, da die Probefläche von jeweils 0,75 m² viel zu klein ist, um einen solchen Unterschied abzusichern. Im K-Feld wurden keine Regenwürmer gefunden. Die Unterschiede zwischen U- und K-Feld passen zwar zu einer Hypothese, dass der unverdichtete Einbau die für Regenwürmer günstigere Variante sei, aber aus den zuvor genannten Gründen können die gefundenen Unterschiede nicht interpretiert werden.

Die Regenwurmbiomasse der Versuchsfelder gehört mit zu den niedrigsten in Baden-Württemberg¹⁸ (EHRMANN et al. 2002). Da Regenwürmer einen wesentlichen Einfluss auf Streuabbau, Nährstoffmineralisierung und Bodenstruktur haben, bedeutet ihr weitgehendes Fehlen eine wesentliche Beeinträchtigung des Systems „Boden“ und seiner natürlichen Entwicklungspotentiale.

Entwicklung der Regenwurmpopulation nach dem Einbringen von Regenwürmern

Nach dem Einbringen von Regenwürmern im Frühjahr 2002 stiegen die Regenwurmbiomassen im U-Feld von 2 auf 45 g/m² und im K-Feld von 0 auf 5 g/m² (Abbildung 5-17, Tabelle 5-8) an. Dies lässt sich nicht mit einer Vermehrung der schon auf der Fläche vorhandenen Regenwürmer erklären: Zum einen ist die Zuwachsrate höher als alle dem Autor aus anderen Untersuchungen bekannten, zum anderen wurde eine vorher nicht auf der Fläche gefundene Regenwurmart eingebracht und später wieder gefunden. Das Einbringen von Regenwürmern war also erfolgreich.

Im unteren Bereich der Lysimeterfelder (Tabelle 5-8: [A], [C]) war die Zunahme größer als im oberen ([B], [D]). Ursache ist die langsame Wanderungsgeschwindigkeit der am Hangfuß ausgesetzten Regenwürmer, nach MARINISSEN & VAN DEN BOSCH (1992) liegt sie bei weniger als 10 m/Jahr. Der obere Bereich der Versuchsfläche ist aber auch aufgrund des intensiveren Befahrens beim Einbau von oben her und der Kuppenlage, die eine stärkere Austrocknung – vor allem im trockenen Sommer 2003 – bedingt, ein ungünstigerer Lebensraum für Regenwürmer.

Wie bereits erwähnt, war die extreme Trockenheit im Sommer 2003 für die Regenwürmer schädlich und führte zu einem Rückgang der Regenwurmbiomasse. Dabei gab es jedoch deutliche Unterschiede: Im U-Feld war der Rückgang relativ gering (oben minus 31 %, unten minus 25 %), im K-Feld hingegen drastisch (oben minus 100 %, unten minus 80 %). Der unverdichtete Einbau ermöglicht also eher das Überleben von Regenwürmern in Trockenjahren.

Regenwurmpopulationen auf nicht systematisch rekultivierten und begrünter Flächen

Der Boden der links und unterhalb der Versuchsfelder gelegenen Flächen (siehe Abbildung 5-16) wurde weniger schonend eingebaut. Weiterhin wurden die Flächen zwar genauso eingesät (siehe 5.5.2.1), aber weder mit Kompost noch mit Mineraldünger versehen. Im Frühjahr 2002 (Fläche H) und Frühjahr 2003 (Fläche G und H) wurde untersucht, welche Regenwurmpopulation diese einfache Rekultivierung aufwies: Es wurde bei beiden Untersuchungen keine Regenwürmer gefunden (Tabelle 5-8).

¹⁷ Die einheimischen Regenwürmer „ertrugen“ die von den Europäern eingeführte Weidenutzung nicht.

¹⁸ Der Autor untersucht seit 1987 die Regenwurmfaua Baden-Württembergs und hat bisher ca. 200 Standorte beprobt.

Tabelle 5-8: Regenwurmbiomassen [g/m²] der Untersuchungsflächen von Frühjahr 2001 bis Herbst 2003. Die Werte sind nach den drei ökologischen Gruppen differenziert. Die Buchstaben in [Klammer] verweisen auf die Lage in Abbildung 5-16.

Lage	links neben Versuchsfeld [H]				B-Feld: oberhalb Buschlagen [F]				K-Feld oben [D]				U-Feld oben [B]			
ökol. Gruppe*	ep	an	en	Σ	ep	an	en	Σ	ep	an	en	Σ	ep	an	en	Σ
Frühjahr 2002	0	0	0	0	0	0	0	0								
Herbst 2002									0	0	0	0	8	4	4	16
Frühjahr 2003	0	0	0	0	11	0	1	12	6	8	0	13	27	3	4	35
Herbst 2003									0	0	0	0	3	4	16	24
Lage	(links) unterhalb Versuchsfeld [G]				B-Feld: in Buschlagen [E]				K-Feld unten [C]				U-Feld unten [A]			
ökol. Gruppe*	ep	an	en	Σ	ep	an	en	Σ	ep	an	en	Σ	ep	an	en	Σ
Frühjahr 2001									0	0	0	0	0	0	0	0
Herbst 2001									0	0	0	0	1	0	0	1
Frühjahr 2002					0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Herbst 2002									1	2	3	5	21	5	19	45
Frühjahr 2003	0	0	0	0	4	0	4	8	0	1	20	20	18	5	16	39
Herbst 2003									0	0	4	4	1	11	17	29
Frühjahr 2004									3	0	17	21	70	1	24	95

*ep: epigäisch, oberflächennah; an: anezisch, tiefgrabend; en: endogäisch, flachgrabend

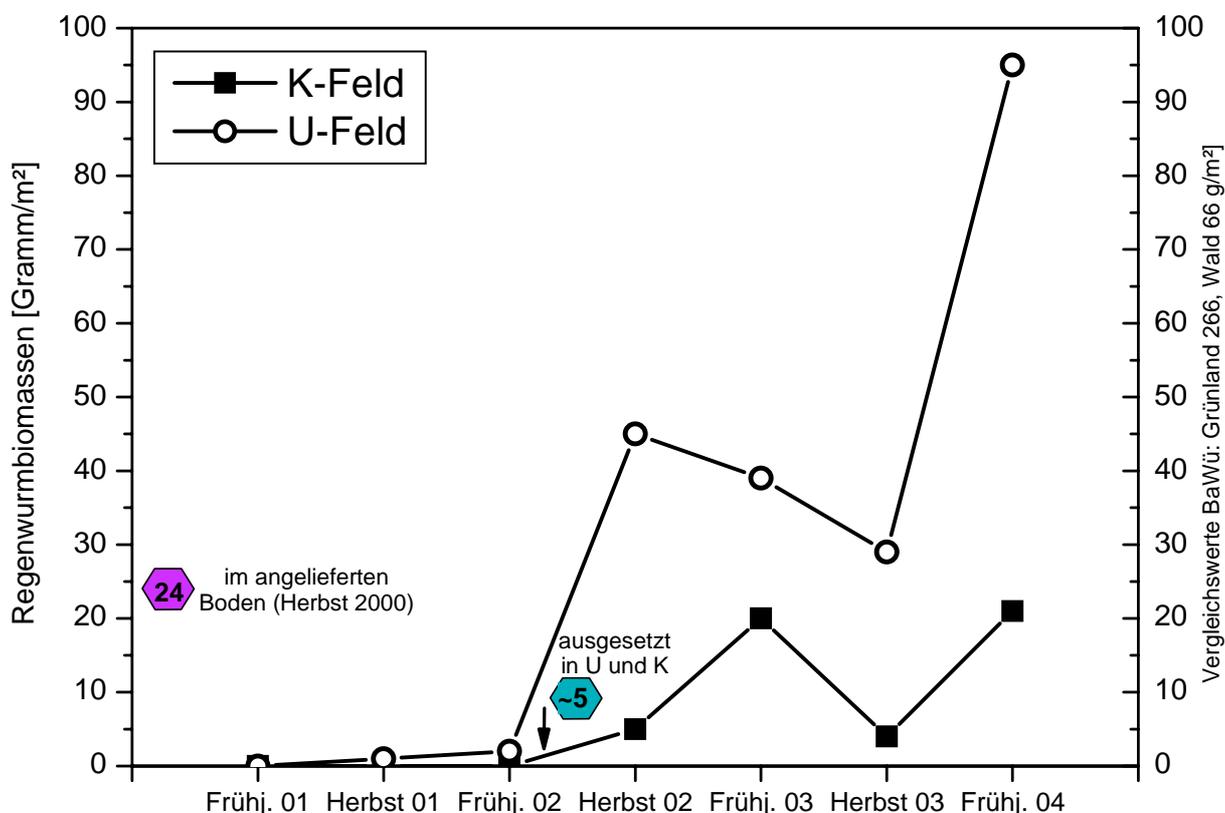


Abbildung 5-17: Entwicklung der Biomasse der Regenwurmpopulation im K- und U-Feld von Frühjahr 2001 bis Herbst 2003. Die im Frühjahr 2002 eingebrachten Regenwürmer können nur ungefähr als Biomasse je Fläche angegeben werden, da sich die Populationsdichte durch Wanderung ändert.

Regenwurmröhren und -losungen im K- und U-Feld

Die von Regenwürmern verursachten Veränderungen des Bodengefüges sind teilweise noch nach Jahren oder Jahrzehnten vorhanden. Daraus läßt sich ableiten, dass sich die Wirkungen der Regenwürmer im Laufe der Zeit aufsummieren – das Maximum der Wirkungen tritt also nicht gleichzeitig mit einem Populationsmaximum auf, sondern deutlich nach diesem.

Die Untersuchung der Regenwurmröhren und -losungen zeigt deutliche Unterschiede zwischen K- und U-Feld:

- Die Anzahl der Regenwurmröhren ist im U-Feld auf den vertikalen Probeflächen (vergleiche 5.4.2) ca. 3-mal und auf den horizontalen Probeflächen ca. 6-mal größer als im K-Feld.
- Die Anzahl der Regenwurmlösungen an der Bodenoberfläche ist im U-Feld ca. 8-mal größer als im K-Feld.

Die Unterschiede zwischen K- und U-Feld hinsichtlich Regenwurmröhren und -lösungen haben eine ähnliche Größenordnung wie die Differenzen bei den Regenwurmpopulationen, sie sind daher nicht überraschend. Die positiven Einflüsse der Regenwürmer auf die Bodenstruktur sind im U-Feld wesentlich stärker als im K-Feld.

Ein absolute Bewertung der Anzahl der Regenwurmröhren ist schwierig, da es keine Werte von vergleichbaren Standorten auf Grünland gibt. Nachteilig für die Bodenstruktur der Versuchsfläche ist allerdings, dass keine Röhren mit mehr als 8 mm \varnothing gefunden wurden. Dies wären typische Röhren adulter, tief grabender Regenwürmer. Diese Röhren wären aufgrund ihres Durchmessers, ihrer Tiefe bis ca. 1,2 m und ihrer Dauerhaftigkeit für Transportprozesse in Böden besonders wichtig¹⁹. Die Anzahl der Lösungen an der Bodenoberfläche ist jedoch auch im U-Feld wesentlich (ca. 17-mal) niedriger als in Grünland auf vergleichbarem Bodenmaterial im Raum Stuttgart.

Die Dünnschliffuntersuchungen (siehe 5.2.1) zeigen, dass der Oberboden bisher kaum von Regenwürmern "durchgearbeitet" wurde. Die biogene Gefügebildung auf der Versuchsfläche steht daher vermutlich erst am Anfang.

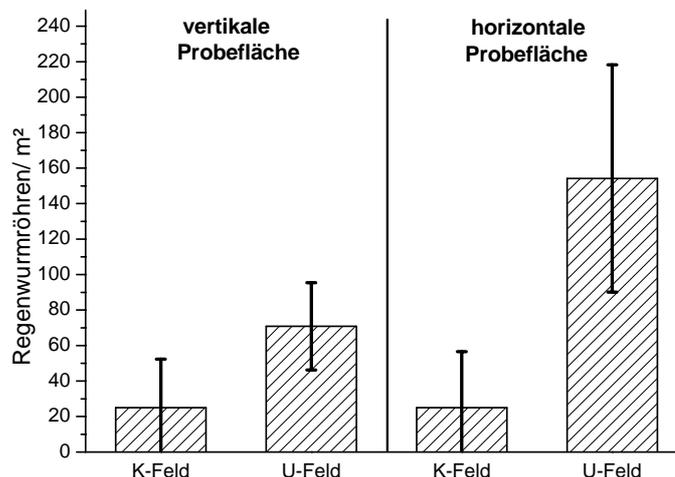


Abbildung 5-18: Regenwurmröhren (4 – 7 mm \varnothing) an vertikalen und horizontalen Probeflächen in K- und U-Feld (Röhren > 7mm fehlten)

¹⁹ Tiefgrabende Regenwürmer kommen auf der Versuchsfläche vor. Ihre Anzahl ist aber noch so gering, dass sie bei der systematischen Zählung von Röhren nicht erfasst wurden.

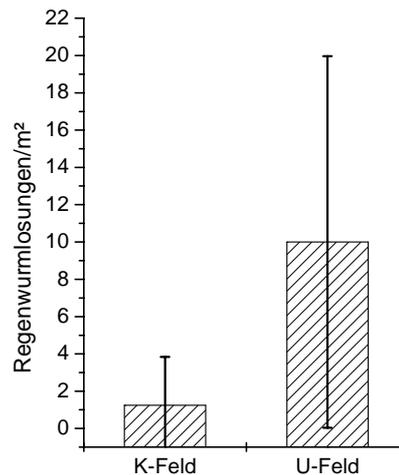


Abbildung 5-19: Regenwurmlosungen an der Bodenoberfläche im K und U-Feld

5.4.4 Empfehlungen zum Einbringen von Regenwürmern

Regenwürmer breiten sich zwar sehr langsam aus, aber es kann angenommen werden, dass sie alle ihnen zusagenden natürlichen Flächen im Lauf der Zeit auch besiedeln. So fanden EHRMANN et al. (2002) in Baden-Württemberg auf allen 44 untersuchten Waldstandorten Regenwürmer. Daher betrifft das Problem der Ausbreitung von Regenwürmern vor allem anthropogen veränderte Standorte wie beispielsweise neu hergestellte Rekultivierungsschichten von Deponien. Um die Bodenentwicklung zu fördern, kann hier das Aussetzen von Regenwürmern erwogen werden.

Bei kleineren Rekultivierungen unter einem Hektar Fläche lohnt sich das Einbringen von Regenwürmern in der Regel nicht. Sofern am Rande der Rekultivierung Regenwürmer vorkommen, werden diese in absehbarer Zeit einwandern. Ein quadratische Fläche von einem Hektar wird bei einer angenommenen Geschwindigkeit von 10 m/a innerhalb von 5 Jahren besiedelt. In Anbracht der geringen Bedeutung solch kleinen Flächen ist der - wenn auch nicht sehr hohe - Aufwand für das Einbringen in der Regel wohl nicht gerechtfertigt.

Bei Rekultivierungen mit Flächengrößen über einem Hektar dauert die natürliche Besiedlung länger. Hier sollte das Einbringen von Regenwürmern nach dem Bodeneinbau erwogen werden. Gleiches gilt für Flächen die aufgrund von Hindernissen von Regenwürmern nur schwer besiedelt werden können. So können zum Beispiel Oberflächenabdichtungssysteme nach neuem Stand der Technik eine stärkere Abtrennung der Rekultivierungsflächen von der Umgebung, beispielsweise durch Ableitungsrinnen für Oberflächenwasser, Drainagegräben oder asphaltierte Ringstraßen bedingen.

In der Baupraxis sind nur „robuste“ Aussetzverfahren realistisch, die auch von Nichtwissenschaftlern angewendet werden können. Daher wurden im Versuch nicht Regenwürmer, sondern Grassoden aus einer regenwurmreichen Fläche ausgebracht (siehe 5.4.2). Es wurden zwei Aussetzverfahren getestet, die sich im wesentlichen durch die Menge des ausgebrachten Bodens unterschieden. Bei beiden Verfahren überlebten die eingesetzten Regenwürmer. Die mit beiden Verfahren erzielten Populationsgrößen - als Maßstab für den Erfolg - können nicht direkt miteinander verglichen werden, da im Umfeld der Probestellen unterschiedliche Bedingungen herrschen. Da aber schon das Verfahren mit Rasensoden von 1 m² Fläche auf den 360 m² großen Lysimeterfeldern erfolgreich war, sollte eine vergleichbare Menge Oberboden auch in der Praxis ausreichen.

Für die Baupraxis werden folgende alternative Vorgehensweisen zur Regenwurm-besiedlung vorgeschlagen:

a) Ohne vorherige Untersuchung der Regenwurmpopulation wird nach Abschluss der Erdbauarbeiten eine Lkw-Ladung (ca. 10 t²⁰) regenwurmreicher Oberbodens je Hektar Rekultivierungsfläche schonend ausgebracht. Hierbei sind folgende Regeln zu beachten:

- Verwendet werden darf nur Oberboden von Grünland. Oberböden von Äckern und Wäldern weisen in der Regel für diesen Zweck eine zu geringe Regenwurmpopulation auf.
- Die Entnahmetiefe und die spätere Einbautiefe betragen jeweils ca. 30 cm.
- Bei Entnahme und Einbau darf der Boden so wenig wie möglich in seiner Struktur verändert werden. Auf keinen Fall darf er zwischengelagert, befahren oder verdichtet werden. Nach dem Abkippen kann der Boden mit der Baggerschaufel vorsichtig etwas eingeebnet werden.
- Der Boden muss frisch bis feucht, er darf nicht trocken oder nass sein (siehe Konsistenzgrenzen in DIN 19731).

Wegen der unzureichenden Ausbildung des Baupersonals hinsichtlich bodenschonender Verfahren und des im Zuge von Baumaßnahmen unvermeidlichen Termindrucks ist bei diesem Verfahren ein Erfolg nur dann zu erzielen, wenn die Regeln genau eingehalten werden. Dies muss im Zuge der Qualitätssicherung geprüft und in der Ausschreibung der Leistungen entsprechend fest geschrieben werden.

b) Im Frühjahr nach dem Abschluss der Erdbaumaßnahmen klärt eine Untersuchung der Regenwurmpopulation, ob überhaupt ein Einsetzen von Regenwürmern erforderlich ist. Wenn dies der Fall ist, so werden von einem Spezialisten Rasensoden mit Regenwürmern auf den Flächen ausgebracht. Dabei sind vermutlich 15 m² Rasensoden je ha ausreichend²¹. Der Aufwand für eine Kontrolle der Regenwurmdichte liegt bei ca. 1.000 EUR/ha, die Kosten für das Aussetzen sollten in der Regel 1.500 EUR/ha nicht übersteigen.

Resümee (5.4)

Aus den Untersuchungen lassen sich folgende Schlussfolgerungen ableiten:

- Bodenumlagerung und -einbau sind katastrophale Ereignisse für eine Regenwurmpopulation. Ein drastischer Verlust von Individuen ist in Folge dieser Maßnahmen zu erwarten. Um die unvermeidbaren hohen Verluste zu begrenzen, sollten beim Erdbau folgende Grundsätze befolgt werden:
 - keine Zwischenlagerung des Bodens
 - Kein unnötiges Befahren und Verdichten des einzubauenden Bodens; die nachträgliche Lockerung ist immer ineffektiv und kommt für die Regenwürmer zu spät.
- Regenwurmpopulationen entwickeln sich nach dem Bodeneinbau prinzipiell sehr langsam. Die Entwicklung ist aber durch die Rekultivierung beeinflussbar. Der unverdichtete Einbau ist für Regenwürmer deutlich günstiger; es überleben mehr Tiere und die Population baut sich schneller auf als beim verdichteten Einbau. Auch werden Trockenperioden besser überdauert. Auf den spontan begrünter Flächen zeigen sich auch zweieinhalb Jahre nach dem Anlegen noch keine Regenwürmer. Daher sind folgende Maßnahmen zu empfehlen:
 - unverdichteter Einbau sowie

²⁰ 1m²/360 m² ≈ 30 m²/ha, bei einer Dichte von δ=1 t/m³ und einer Entnahmetiefe von 0-30 cm errechnen sich dadurch ca. 10 t. Dies ist eine kleinere LKW-Ladung. An sich sind bei größeren Flächen relativ geringere Bodenmengen als auf den Versuchsflächen in Leonberg erforderlich (wegen günstigerer Proportionen) aber wegen der Probleme in der Baupraxis unterbleibt eine Kürzung.

²¹ Bei den Aussetzungsversuchen waren jeweils 1 m² je 360 m² vollkommen ausreichend. Dies sind ca. 30 m² je ha. Bei einer größeren Fläche sind aufgrund der günstigeren Proportionen relativ weniger Rasensoden erforderlich. Daher wird angenommen, dass bei einer sachgerechten Einbringung durch einen Spezialisten 15 m² Rasensoden je ha ausreichen.

- mäßige Kompostgabe und schnelle Begrünung
- Auch bei hochwertigen Rekultiverungen braucht die Entwicklung der Regenwurmpopulationen und der von ihnen geprägten Bodenstruktur Zeit. Daher fehlt anfänglich ihre positive Wirkung auf die Bodenstruktur. Wie schnell und in welchem Umfang sie später auftritt, ist in hohem Maße von der Art und Weise der Rekultivierung abhängig.
- Das Einbringen von Regenwürmern mit einfachen Methoden war trotz des trockenen Sommers 2003 erfolgreich. Daher werden zwei einfache Verfahren zum Einbringen von Regenwürmern für die Baupraxis vorgeschlagen:
 - Ausbringen von Oberboden aus dem Grünland mit dem LKW unmittelbar nach Abschluss der Erdarbeiten oder
 - eine Kontrolle der Regenwurmpopulation im Frühjahr des Folgejahres, Einbringen von Grassoden in Abhängigkeit vom Untersuchungsergebnis.

5.5 Vegetation

5.5.1 Gehölzentwicklung

Methoden

Bei den Untersuchungen zum Gehölzwachstum im Sommer 2001 wurde mit einer Bonitierung der Zustand („vital“, „geschädigt“, „abgestorben“) der im Dezember 2000 gepflanzten Zitterpappeln (*Populus tremula*) aufgenommen. Die Bäumchen entwickelten sich auf den beiden Versuchsfeldern unterschiedlich. Bis zum Juli 2001 waren im K-Feld fast ein Drittel (32 %) der Zitterpappeln abgestorben, im U-Feld nur ca. 10 % (WATTENDORF et al. 2003).

Zur weiteren Kontrolle der Gehölzentwicklung ist die Anzahl abgestorbener Bäumchen leider nicht mehr geeignet, da in der Folgezeit einige Ausfälle vor allem durch tierische Schädlinge wie Wühl- oder Schermäuse (nur im U-Feld²²) sowie die Baumaßnahmen (siehe 3.5.3) zu verzeichnen waren. Es werden deshalb der Stammdurchmesser und der Zuwachs (Dickenwachstum) betrachtet. Da die Baum-schulware im Dezember 2000 zufällig verteilt in die Versuchsfelder eingepflanzt wurde, kann man von zwei Kollektiven mit gleichen Eigenschaften zu Versuchsbeginn ausgehen. Üblicherweise werden Stammdurchmesser junger Bäume direkt über dem Boden, am „Wurzelhals“ gemessen. Da die Zitterpappeln aber 50 cm tief eingesetzt wurden, liegt der Wurzelhals tief im Boden. Deshalb wurde eine einheitliche Messhöhe von 20 cm über Bodenoberfläche gewählt. Die individuelle prozentuale Zuwachsrate wird für jedes einzelne Bäumchen aus dem Durchmesser im Dezember 2002 und Februar 2004 berechnet.

Ergebnisse

In Abbildung 5-20 sind die Stammdurchmesser der verbliebenen Zitterpappeln in beiden Versuchsfeldern im Dezember 2002 und Februar 2004, also zwei beziehungsweise drei Jahre nach der Pflanzung, aufgetragen. Auch in diesem Zeitraum bietet das Feld mit unverdichteter Rekultivierungsschicht offenbar bessere Wachstums- und Entwicklungsbedingungen für die Gehölze. Mittlere und maximale Durchmesser der Bäume sind zu beiden Zeitpunkten im U-Feld höher als im K-Feld. Lediglich der minimale Durchmesser ist im U-Feld zwischen Dezember 2002 und Februar 2004 gleich geblieben und deshalb 2004 im U-Feld niedriger als im K-Feld. Dies ist darauf zurückzuführen, dass ein – vermutlich durch Wühlmäuse – offensichtlich stark geschwächter oder geschädigter Baum im U-Feld keinen Dickenzuwachs mehr erreichen konnte.

Die Raten des individuellen Dickenwachstums der Zitterpappeln sind in den beiden Testfeldern unterschiedlich. Die Box-Diagramme zeigen, dass sowohl geringe als auch höhere Zuwachsraten häufiger im U-Feld auftreten, während im K-Feld die Hälfte der Bäume (Bereich 25 - 75 % der Werte) Zuwachsraten zwischen 35 und 70 % aufweisen. Allerdings ist die mittlere Zuwachsrate im U-Feld mit 57,3 % geringfügig höher als im K-Feld (52,6 %) und auch die höchsten Zuwachsraten wurden im U-Feld festgestellt, was ebenfalls als Hinweis darauf gesehen werden kann, dass die Wachstumsbedingungen für Gehölze im U-Feld günstiger sind. Insgesamt sind die Unterschiede zwischen den Testfeldern jedoch gering. Es bleibt abzuwarten, wie sich die Gehölze in Zukunft entwickeln, wenn der Wasserbedarf der Bäume ansteigt und zur Wasserversorgung tiefere Bodenschichten von den Wurzeln erschlossen werden.

²² Die Wühlmäuse schädigten überwiegend große Bäume im U-Feld. Trotz dieser Ausfälle ist die Anzahl der vitalen Bäumchen im U-Feld immer noch höher als im K-Feld.

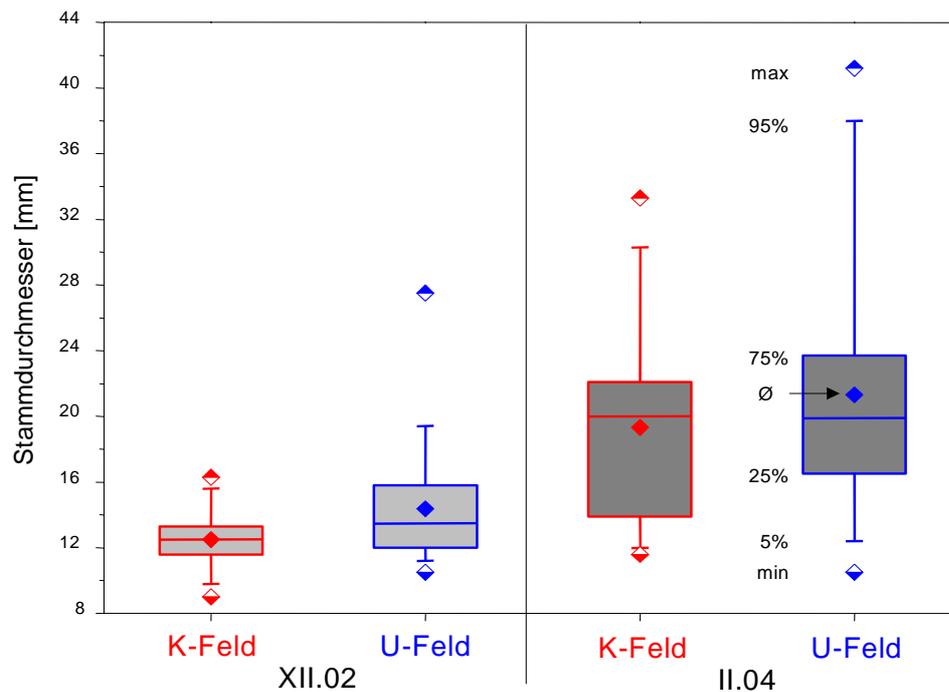


Abbildung 5-20: Stammdurchmesser der Zitterpappeln im Dezember 2002 (K-Feld: n = 24, U-Feld: n = 32) und im Februar 2004 (K-Feld: n = 22, U-Feld: n = 27); wegen der höheren Ausfälle ist die Probezahl im K-Feld niedriger.

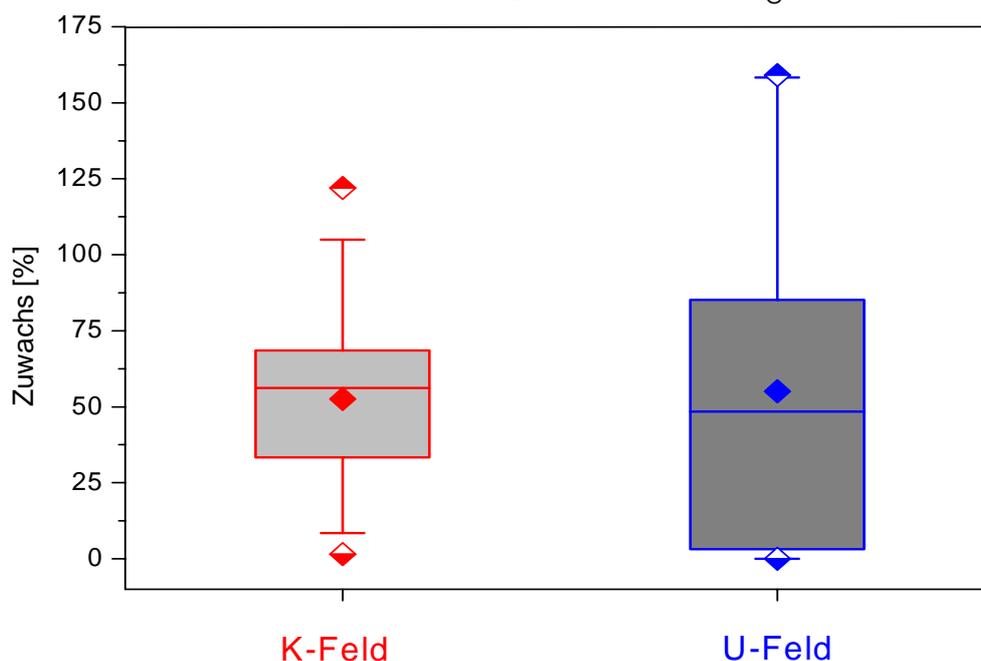


Abbildung 5-21: Prozentualer Zuwachs der Stammdurchmesser lebender Zitterpappeln von Dezember 2002 bis Februar 2004 (Elemente der Diagramme wie Abbildung 5-20)

5.5.2 Entwicklung der Ansaaten

5.5.2.1 Flora und Vegetation

Methode

Die Zusammensetzung der Flora und Vegetation der Versuchsfelder U und K wurde einmal jährlich im Juli oder August mit Vegetationsaufnahmen erfasst. Es wurde dabei jeweils eine über die gesamte Testfeldbreite reichende ca. 40 m² große Teilfläche der Versuchsfelder auf Höhe der Messstellen Ub/Kb aufgenommen. Die Schätzung der Deckungsanteile (siehe Tabelle 5-9) orientiert sich an den von MAAS & PFADENHAUER (1994) vorgeschlagenen Schätzskalen für Dauerbeobachtungsflächen.

Ergebnisse

Der sofort nach der Fertigstellung der Versuchsfelder im Herbst 2000 als Erosionsschutz gesäte Winterweizen (*Triticum aestivum*) war aufgrund seines Wachstumsvorsprungs gegenüber der im März des Folgejahres ausgebrachten Gras-/Krautmischung (siehe Tabelle 5-9) sehr konkurrenzstark und nahm im Sommer 2001 fast die gesamte Fläche ein (Abbildung 5-22).



Abbildung 5-22: „Erntereifer“ Weizenbestand auf Lysimeterfeld U im Juli 2001

Die Versuchsfelder wurden in den ersten beiden Jahren nach der Ansaat im Sommer gemäht. Das Mähgut und damit auch die Weizenkörner verblieben nach der ersten Mahd im August 2001 auf der Fläche und wurden zum großen Teil von Mäusen gefressen. Trotzdem lief im Frühjahr 2002 wieder Weizen auf, den jedoch im Juni 2002 Wildschweine²³ so stark dezimierten, dass zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahme im Hochsommer kaum mehr Weizenpflanzen gefunden wurden (Tabelle 5-9).

Tabelle 5-9: Entwicklung der Ansaaten; Zusammensetzung der im Dezember 2000 bzw. März 2001 ausgebrachten Saatmischung und Deckungsanteile der Arten auf den Testfeldern in den Folgejahren 2002 und 2003;
Fettdruck = Art in der Ansaatmischung und durchgehend im Bestand vorhanden, **◆** = spontan aufgekommene Arten

²³ Nach diesem „Wildschaden“ wurden die Versuchsfelder mit einem separaten Wildzaun versehen.

Zeitpunkt Versuchsfeld	Einsaat	Vegetationsaufnahme			
	[Gewichts-%]	Flächenanteil [%]			
	März 2001	August 2002		Juli 2003	
		K	U	K	U
Artenzahl Krautschicht		12	10	13	12
Gesamtdeckung [%]		90	95	85	95
<i>Triticum aestivum</i> (12.2000)	71,4	< 1	< 1	-	1
<i>Medicago sativa</i>	7,1	< 1	< 1	1	1
<i>Melilotus officinalis u. alba</i>	3,6	< 1	-	-	-
<i>Phleum pratense</i>	2,3	10	20	10	10
<i>Dactylis glomerata</i>	1,8	80	80	70	80
<i>Festuca rubra</i>	1,8	< 1	-	-	2
<i>Festuca pratensis</i>	3,6	-	-	-	-
<i>Lolium perenne</i>	1,8	-	-	-	-
<i>Poa pratensis</i>	0,9	-	-	2	5
<i>Onobrychis viciaefolia</i>	0,5	-	-	-	-
<i>Trifolium hybridum</i>	0,5	-	-	-	-
<i>Trifolium pratense</i>	0,5	-	-	-	-
<i>Trifolium repens</i>	0,5	-	-	-	-
<i>Alopecurus pratensis</i>	0,4	-	-	-	-
<i>Lotus corniculatus</i>	0,4	-	-	-	-
<i>Medicago lupulina</i>	0,4	-	-	-	-
<i>Trisetum flavescens</i>	0,2	-	-	-	-
<i>Lactuca serriola</i>	♦	2	< 1	4	1
<i>Epilobium montanum</i>	♦	< 1	< 1	1	1
<i>Plantago lanceolata</i>	♦	< 1	< 1	-	1
<i>Rumex obtusifolius</i>	♦	< 1	< 1	1	1
<i>Sanguisorba minor</i>	♦	< 1	< 1	-	1
<i>Alliaria petiolata</i>	♦	< 1	-	-	-
<i>Anthriscus sylvestris</i>	♦	-	< 1	-	-
<i>Chenopodium album</i>	♦	-	-	4	4
<i>Fallopia convolvulus</i>	♦	-	-	2	-
<i>Anthemis tinctoria</i>	♦	-	-	1	-
<i>Cirsium vulgare</i>	♦	-	-	1	-
<i>Daucus carota</i>	♦	-	-	1	-
<i>Polygonum aviculare</i>	♦	-	-	1	-

Im Allgemeinen bildet sich unter Konkurrenzbedingungen im Lauf der Zeit eine standortangepasste Vegetationsdecke aus. Ansaaten, auch mit standorttypischen Arten, verschieben die Konkurrenzverhältnisse. Angesäte Arten behaupten sich unterschiedlich gut auf dem Standort und Arten aus der Umgebung oder der Diasporenbank des Bodens können sich spontan ansiedeln und verändern die Vegetationszusammensetzung. Aus diesem Grund ist es meist schwierig, durch Ansaaten bestimmte Arten, z.B. Tiefwurzler wie Disteln, langfristig zu unterdrücken. Das in Leonberg verwendete Bodenmaterial, Unterboden aus Löss, und der industriell hergestellte Kompost, die zum Aufbau der Rekultivierungsschicht verwendet wurden, waren weitgehend frei von Diasporen. Es ist deshalb anzunehmen, dass die Diasporen der in den Versuchsfeldern spontan aufgekommenen Arten aus der Umgebung stammen.

Tabelle 5-9 zeigt, dass sich auch in Leonberg Ansaatmischung und reale Vegetation nach nur wenig mehr als einem Jahr erheblich unterscheiden. Nur zwei der ausgesäten Grasarten, Knäuelgras (*Dactylis glomerata*) und Lieschgras (*Phleum pratense*) entwickelten sich gut. Seit Sommer 2002 nimmt *Dactylis* den mit Abstand größten Flächenanteil auf den Testfeldern ein. Im Gegensatz zu den Gräsern spielen Kräuter hinsichtlich der Deckungsanteile und damit auch der Biomasse nur eine

untergeordnete Rolle. Keine der nur in geringen Anteilen im Saatgut enthaltenen Krautarten konnte sich auf den Versuchsfeldern etablieren.

Tabelle 5-10: Formationszugehörigkeit (nach KORNECK & SUKOPP 1988) der in den Testfeldern spontan aufgetretenen Pflanzenarten

Name	Feld	Formation
<i>Lactuca serriola</i>	K U	6 Ackerunkraut-, kurzlebige Ruderalvegetation
<i>Epilobium montanum</i>	K U	7; 20 Nitrophile Staudenveg.; Subalpine
<i>Plantago lanceolata</i>	U	16; 18 Staudenveg.
<i>Rumex obtusifolius</i>	K U	7, 8 Frischwiesen; Trocken-/ Halbtrockenrasen
<i>Sanguisorba minor</i>	U	18 Nitrophile Staudenvegetation; Kriechpflanzen- u. Trittrassen
<i>Chenopodium album</i>	K U	6 Trocken-/ Halbtrockenrasen
<i>Fallopia convolvulus</i>	K	9 Ackerunkraut-, kurzlebige Ruderalvegetation
<i>Anthemis tinctoria</i>	K	7 Ackerunkraut-, kurzlebige Ruderalvegetation
<i>Cirsium vulgare</i>	K	7; 9; 16 Halbruderale Queckenrasen
<i>Daucus carota</i>	K	Nitrophile Staudenvegetation
<i>Polygonum aviculare</i>	K	6; 8 Nitrophile Staudenvegetation; Halbruderale Queckenrasen; Frischwiesen
nur 2002:		
<i>Alliaria petiolata</i>	K	7 Nitrophile Staudenvegetation
<i>Anthriscus sylvestris</i>	K	7; 16 Nitrophile Staudenvegetation; Frischwiesen

Allerdings finden sich in jedem Versuchsfeld einige Kräuter in den Vegetationsaufnahmen, die sich spontan in den Feldern ansiedeln konnten.

Bezüglich des Artbestandes und der Zusammensetzung der Gras-/Krautvegetation waren im Jahr 2002 keine deutlichen Unterschiede zwischen den beiden Lysimeterfeldern zu verzeichnen (Tabelle 5-9). Dies trifft für die bestandesbildenden Arten auch im Sommer 2003 zu, es herrschen immer noch *Dactylis glomerata* und *Phleum pratense* vor. Allerdings fällt der 2003 im K-Feld niedrigere Deckungsgrad und eine größere Anzahl spontan aufgetretener Pflanzenarten auf. So konnte sich beispielsweise die in der Ansaatmischung enthaltene Wiesenrispe (*Poa pratensis*) in den Probeflächen ansiedeln. Der 2003 im K-Feld mit 85 % deutlich niedrigere Gesamt-Deckungsgrad, vor allem bedingt durch geringere Anteile von *Dactylis* und das Aufkommen von Arten wie *Chenopodium album*, *Cirsium vulgare*, *Daucus carota* oder *Polygonum aviculare* sind vor allem durch die Schädigung der Grasnarbe im Zuge der Reparaturarbeiten an der Testfeldumrandung (siehe 3.5.3) im Herbst 2002 und Frühsommer 2003 bedingt. So zeigt Tabelle 5-10, dass einige Ruderalarten, die bevorzugt gestörte Standorte besiedeln, überwiegend im K-Feld Fuß fassen konnten. Es sind dies vor allem Arten der Ackerunkraut- und kurzlebigen Ruderalvegetation (Formation 6) sowie der Nitrophilen Staudenvegetation (Formation 7), die hier die vegetationsfreien Flächen besiedelt haben.

Die insgesamt geringen Unterschiede zwischen den Testfeldern sind vor allem darauf zurückzuführen, dass die Oberböden gleich aufgebaut sind (Substrat), behandelt wurden (Kompost, Oberbodenlockerung, Düngung, Einsaat und Mahd) und von den gleichen Umgebungsfaktoren beeinflusst werden. Es bleibt abzuwarten, ob sich die unterschiedlichen Einbauverfahren mit ihrem Einfluss vor allem auf die Unterböden auch auf die zukünftige Zusammensetzung der Gras-/Krautbestände auswirken werden.

5.5.2.2 Oberirdische Biomasse der Pflanzen (Phytobiomasse)

Methode

Die oberirdische Biomasse der Pflanzen wurde in den Jahren 2001 bis 2003 jeweils im Juli auf vier zufällig ausgewählten Probeparzellen von je 1 m² Größe in jedem

Testfeld ermittelt. Die Probeparzellen (a - d) sind ungefähr auf der gleichen Höhe wie die Messstationen im Böschungsverlauf angeordnet, a liegt am Böschungsfuß, d am Oberhang. Die gesamte oberirdische Pflanzenmasse der Probeparzellen wurde abgeerntet und sofort gewogen (Frischgewicht). Eine Teilprobe wurde getrocknet und erneut gewogen. Aus der Relation Trockengewicht : Frischgewicht konnte die Trockenmasse der gesamten Probe berechnet werden. Die Ergebnisse der Messungen sind in Tabelle 5-11 für alle einzelnen Probeflächen und in Abbildung 5-23 als Mittelwert des gesamten Feldes dargestellt.

Ergebnisse

In der Summe unterscheiden sich die festgestellten Trockenmassen zwar nicht erheblich, sie sind jedoch in Testfeld U in jedem Jahr größer als im Feld K mit konventionell verdichteter Rekultivierungsschicht (Tabelle 5-11, Abbildung 5-23). 2001 und 2002 waren die Erträge aller Parzellen im U-Feld höher, im Jahr 2003 waren die Pflanzen auf zwei Einzel-Parzellen (b und d) im K-Feld besser entwickelt, so dass dort höhere Trockenmassen geerntet werden konnten.

Tabelle 5-11: Oberirdische Phytobiomasse (Trockenmasse in g/m^2) auf je vier Probeflächen der Testfelder U und K im Sommer 2001, 2002 und 2003

Jahr		a	b	c	d	Summe
2001	K	1159	1558	1273	1387	5377
	U	1539	1577	1387	1843	6346
2002	K	500	672	448	569	2190
	U	552	741	603	638	2535
2003	K	489	766	521	831	2608
	U	700	749	945	456	2852

Während im Jahr 2001 der überwiegende Anteil der Phytomasse von Weizenpflanzen gebildet wurde, waren 2002 nur noch einzelne und im Folgejahr überhaupt keine Weizenpflanzen mehr zu finden. An seine Stelle als Bestandesbildner trat das Knäuelgras (*Dactylis glomerata*), dessen Biomasse pro Flächeneinheit jedoch insgesamt erheblich geringer ist, so dass 2002 im Vergleich zum Vorjahr nur noch ungefähr die Hälfte der Phytomasse produziert wurde. Von 2002 nach 2003 stieg die Gesamt-Phytomasse trotz des trockenen Sommers wieder geringfügig an.

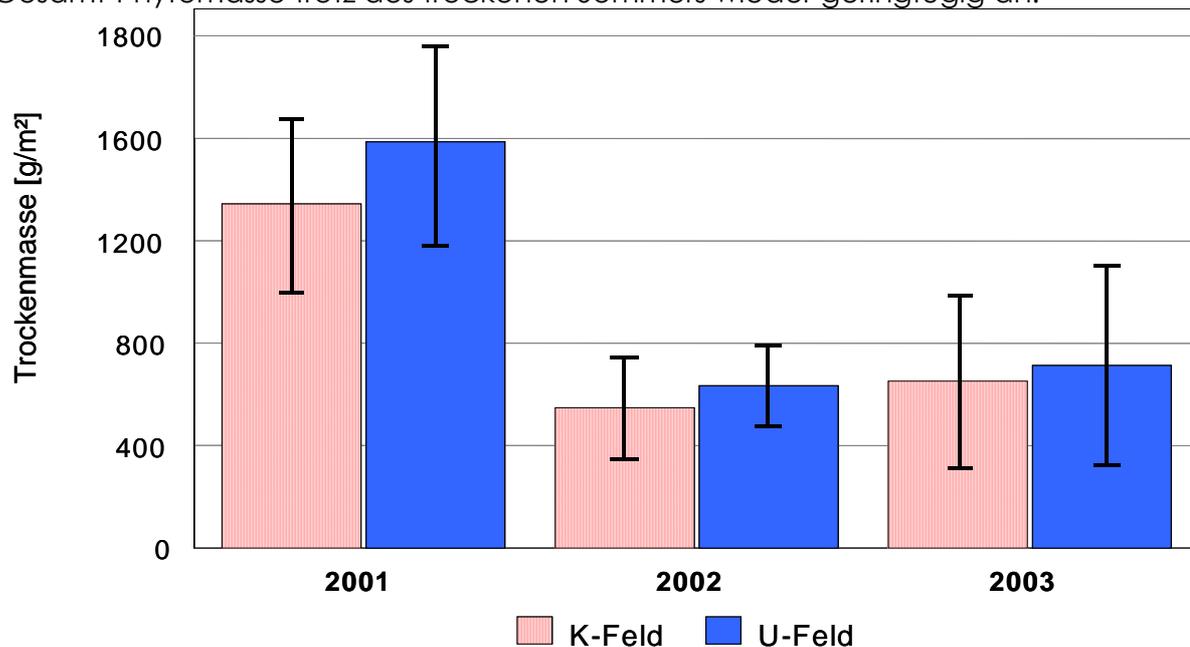


Abbildung 5-23: Oberirdische Phytobiomasse [g/m^2] im Juli 2001, 2002 und 2003 (Trockenmasse), Mittelwert aus jeweils vier Probestellen in der Nähe der Messpunkte a, b, c und d

Die Phytomasseproduktion beeinflusst über den mit ihr verbundenen Wasserverbrauch der Pflanzen für den Wachstumsprozess auch den Wasserhaushalt

des Standortes. In Leonberg sind jedoch messbare Auswirkungen auf den Wasserhaushalt der Lysimeterfelder aufgrund der insgesamt geringen Biomassen und der bislang wenig bedeutsamen Unterschiede zwischen den Testfeldern nicht anzunehmen oder werden von anderen Faktoren überlagert.

5.5.3 Durchwurzelung

Einführung

Die Durchwurzelung ist ein wichtiger Aspekt beim Beschreiben und Bewerten von Standorten, vor allem im Rahmen von Betrachtungen des Wasserhaushaltes. Die Durchwurzelung ist die wichtigste „Schnittstelle“ zwischen Pflanze und Boden, hier beeinflussen sich Standort und Bewuchs gegenseitig. Die Bedeutung der Durchwurzelung für den Wasserhaushalt von Rekultivierungsschichten wird in BRAUNS et al. (1997) dargestellt.

Die Untersuchungen der Durchwurzelung umfassen die reale Durchwurzelungstiefe und die Durchwurzelungsintensität. Als Durchwurzelungsintensität wird die Anzahl von Wurzeln pro dm² verstanden (AKS 1996).

Methoden

Die Durchwurzelung des Bodens kann, vor allem in größerer Tiefe, mit hinreichender Genauigkeit nur an Profilwänden in Aufschlüssen ermittelt werden. Diese Methode ist dementsprechend aufwändig und destruktiv, sie kann in den auf Langzeitbetrieb ausgelegten Leonberger Lysimeterfeldern nicht in beliebiger Zahl wiederholt werden. Die Wurzeln in den Testfeldern wurden im Mai/Juni 2001 und April 2004 in 250 cm² (5 x 50 cm) großen Probeflächen in 10-cm-Tiefenstufen mindestens bis zur tiefsten im Aufschluss erkennbaren Wurzel an der Profilwand freipräpariert und ausgezählt. Die Profiltiefe richtet sich nach der Durchwurzelungstiefe.

Ergebnisse

Bereits im Mai und Juni 2001 wurde die Durchwurzelung der Rekultivierungsschichten in jeweils zwei 1,25 m tiefen Profilgruben pro Lysimeterfeld untersucht. Trotz der teilweise noch geringen Durchwurzelungsintensität der untersuchten Profile konnten bereits in der ersten Vegetationsperiode nach dem Bau der Versuchsfelder deutliche Unterschiede vor allem hinsichtlich der Tiefendurchwurzelung nachgewiesen werden. Es zeigte sich, dass das Feld mit unverdichteter Rekultivierungsschicht (U-Feld) erheblich tiefer und intensiver durchwurzelt war als das K-Feld (siehe Abbildung 5-26 oben, und WATTENDORF et al. 2003). Im oberen Bereich der Böschung, der aufgrund der häufigen Befahrung beim Bodeneinbau in beiden Testfeldern am stärksten verdichtet ist, wurde im April 2004 ein weiterer Aufschluss angelegt²⁴ und unter anderem auch die Durchwurzelung bis in 120 cm Tiefe untersucht.

Auch in diesem Profil zeigt sich, dass die unverdichtet eingebauten Substrate im U-Feld deutlich tiefer und intensiver durchwurzelt werden (Abbildung 5-24 ff). Während im K-Feld die Durchwurzelung des Unterbodens nur bis 65 cm Tiefe reicht, wurden im U-Feld Wurzeln noch 110 cm unter der Bodenoberfläche gefunden. Aus Abbildung 5-24 wird ebenso deutlich, dass die Durchwurzelung im U-Feld im gesamten Profil intensiver ist. So finden sich im Unterboden zwischen 50 und 110 cm Tiefe im K-Feld durchschnittlich 0,3 lebende Wurzeln pro 100 cm², im U-Feld dagegen 2,2.

Bei den Untersuchungen im Jahr 2001 zeigte sich, dass der obere Böschungsabschnitt wegen der stärkeren Bodenverdichtung insgesamt schwächer durchwurzelt war als die beim Einbau weniger oft befahrenen Stellen im unteren Bereich der Felder (WATTENDORF et al. 2003). Es ist davon auszugehen, dass dies auch heute noch der Fall ist. Abbildung 5-24 zeigt demnach die aktuelle Durchwurzelung unter für die Testfelder in Leonberg eher ungünstigen bodenphysikalischen Bedingungen.

Die Verteilung der Wurzeln im Profil ist charakteristisch für Grasbestände. Der Großteil der Wurzeln ist auf eine Tiefe bis ca. 20 cm konzentriert. Darunter nimmt die

²⁴ Da die Testfelder für Langzeituntersuchungen konzipiert sind, wurde versucht, das Ausmaß von Störungen auf das notwendige Minimum zu reduzieren.

Durchwurzelung kontinuierlich ab. Die Zunahme der Wurzelzahl in 55 - 60 cm Tiefe im U-Feld lässt auf eine unterhalb liegende Verdichtungszone schließen, die das Wurzelwachstum stellenweise aufhält, so dass die Wurzeln lateral ausweichen. Hier reichten möglicherweise die Verdichtungen durch das Befahren beim Einbau tiefer als die Oberbodenlockerung, so dass sie nicht vollständig aufgelöst wurden (siehe auch Abbildung 5-25).

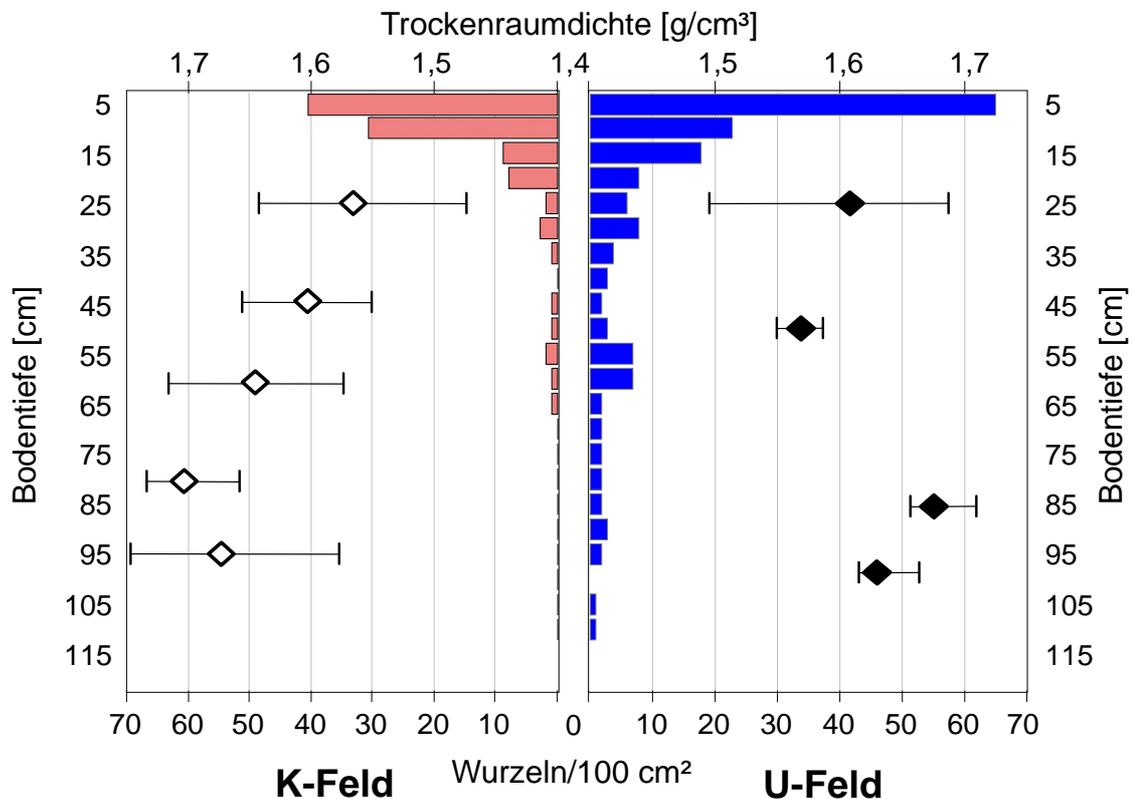


Abbildung 5-24: Durchwurzelung des Bodens (Anzahl lebender Wurzeln/100 cm²) und Trockenraum- und Feuchtraumdichte (Mittelwerte, Minimum-/Maximum) im April 2004; die Aufschlüsse liegen am Oberhang auf Höhe der Messstellen Kd bzw. Ud.

Eine direkte Korrelation zwischen der Durchwurzelung und den Bodendichten in der vertikalen Profilausdehnung kann nicht festgestellt werden. Obwohl in den Profilen im K- und U-Feld Trockenraum- und Feuchtraumdichten in der gleichen Größenordnung gemessen wurden (siehe 5.2.1), z.B. in 45 bzw. 50 und 80 bzw. 85 cm Tiefe, sind die Profile unterschiedlich gut durchwurzelt. Dies ist ein Hinweis darauf, dass im K-Feld wohl eher die horizontal orientierten Schichtgrenzen mit reduziertem und gestörtem Porensystem die Durchwurzelung hemmen und weniger die geringfügig und offensichtlich höchstens lokal (an der Schichtgrenze) höhere Trockenraum- und Feuchtraumdichten (siehe hierzu auch 5.3.4).

Eine bessere Übereinstimmung zwischen Durchwurzelung und physikalischen Bodeneigenschaften zeigt Abbildung 5-25 anhand des Eindringwiderstandes. Vor allem im Unterboden gehen hohe Eindringwiderstände meist mit schwacher Durchwurzelung einher. Diese Methode erscheint demnach – zumindest bei der im Leonberg vorherrschenden Bodenart – besser geeignet, wurzelhemmende Schichten zu detektieren. Dies ist teilweise sicher auch darauf zurück zu führen, dass der Eindringwiderstand mit viel höherer räumlicher Auflösung gemessen werden kann als die Trockenraum- und Feuchtraumdichte.

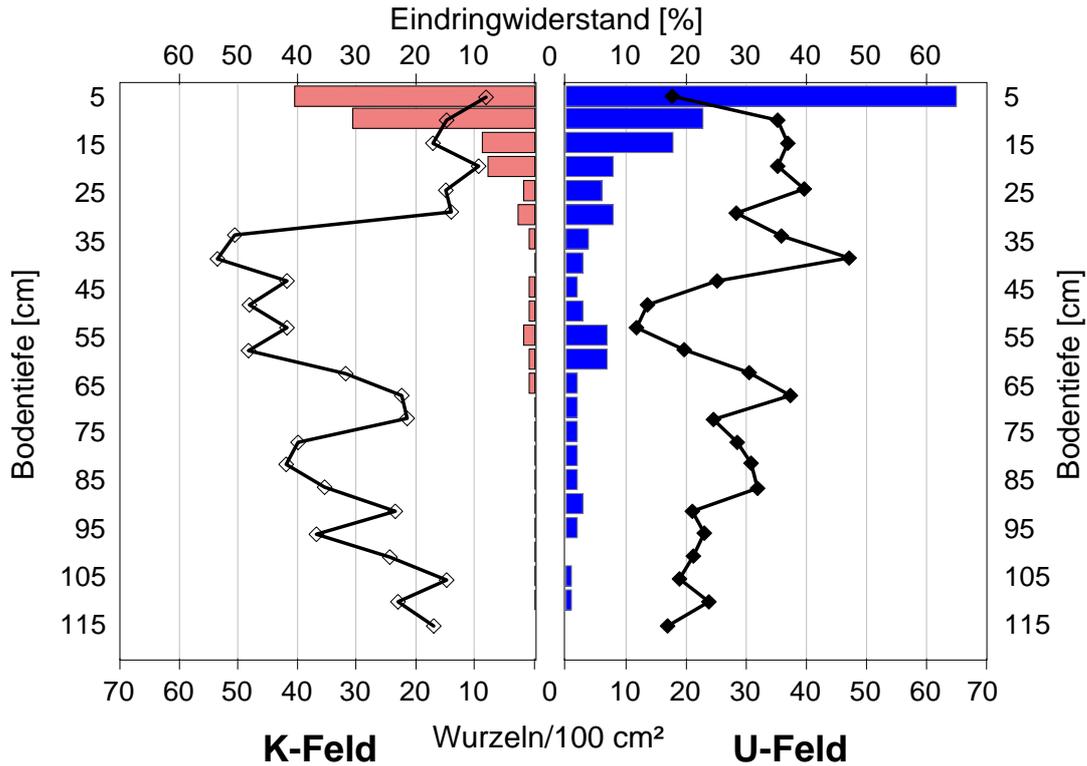


Abbildung 5-25: Durchwurzelung des Bodens [Wurzeln/100 cm²] und Eindringwiderstand [% des Maximalwerts aller Untersuchungen 2001 und 2004] im April 2004; die Aufschlüsse liegen am Oberhang auf Höhe der Messstellen Ud/Kd.

In Abbildung 5-26 ist die Entwicklung der Durchwurzelung in den Profilen im Oberhang anhand der Aufnahmen von 2001 und 2004 erkennbar. In den drei Jahren hat sich ein dichter Wurzelfilz im lockeren Oberboden gebildet, die Zone der intensiven Durchwurzelung reicht aber noch nicht tief in den Boden. Das Wurzelbild von 2001 ist für einen initial besiedelten Boden charakteristisch, das von 2004 ist – wie zuvor erwähnt – typisch für grasreiche Bestände (Wiesen etc.), in denen die Hauptmasse der Wurzeln in einem Bereich von wenigen Dezimetern Tiefe konzentriert ist. Leider konnte sich die in der Ansaatmischung enthaltene Luzerne (*Medicago sativa*) wider Erwarten auf keinem der beiden Versuchsfelder gut etablieren (siehe Tabelle 5-9), so dass eine auf ganzer Fläche tief wurzelnde Art bislang fehlt. Auch die Gehölze sind zur Zeit noch nicht so weit entwickelt, dass sie zu einer flächigen, tiefer reichenden Durchwurzelung des Bodens beitragen könnten.

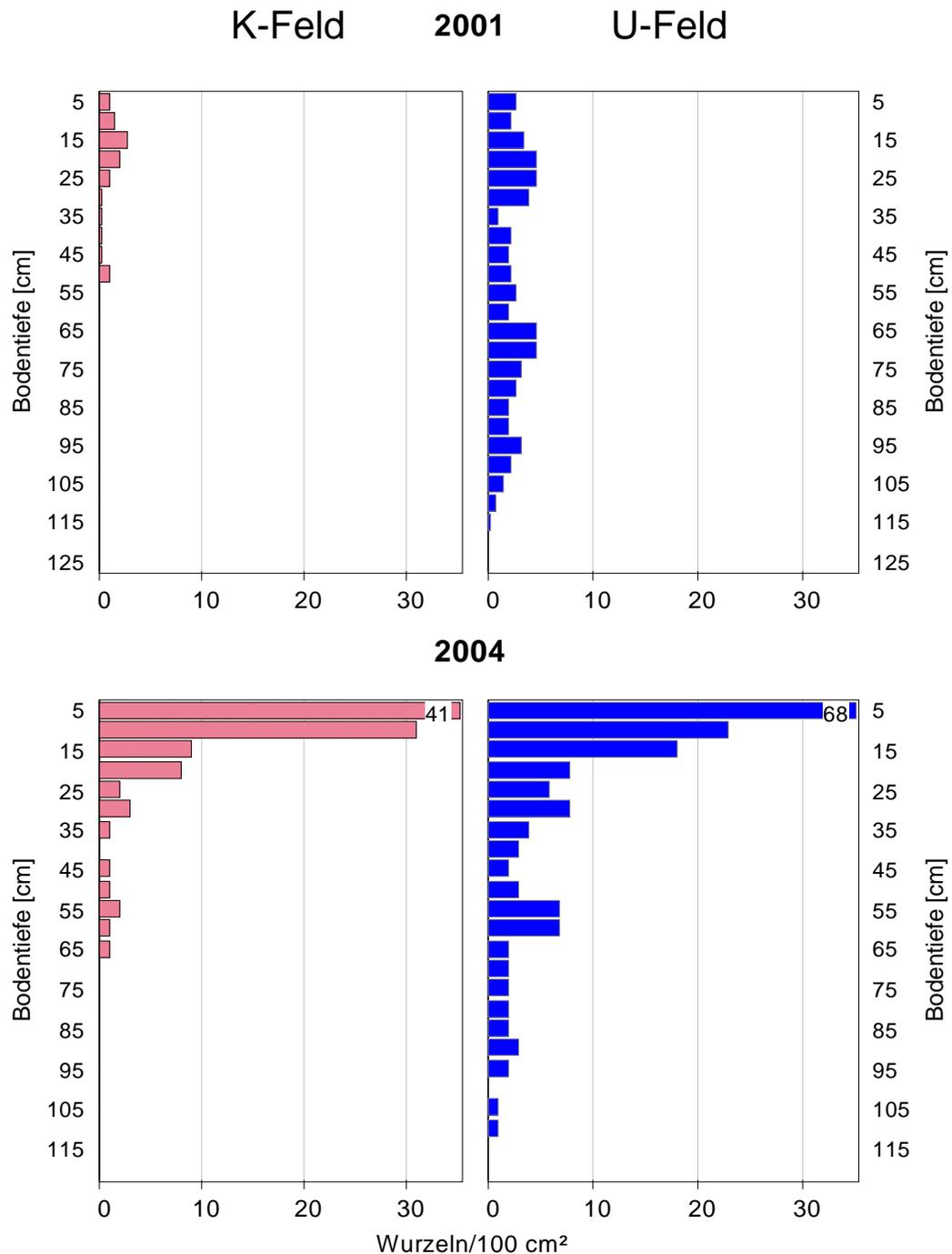


Abbildung 5-26: Vergleich der Wurzelentwicklung von 2001 (oben) und 2004 (unten) in zwei Profilen im Oberhang der Versuchsfelder auf Höhe der Messtellen Kd/Ud

Resümee (5.5)

Die Vegetationsentwicklung der ersten drei Jahre nach Fertigstellung der Versuchsfelder kann wie folgt charakterisiert und bewertet werden:

1. Die im Dezember 2000 angepflanzten Zitterpappeln konnten sich in der Anfangszeit im U-Feld deutlich besser etablieren als im Feld mit verdichteter Rekultivierungsschicht (K-Feld), es waren erheblich weniger abgestorbene Bäumchen zu verzeichnen. Durch Mäusefraß (nur im U-Feld) und Baumaßnahmen an den Testfeldern wurden die Zahl der vitalen Bäumchen weiter verringert. In der Folgezeit sind sowohl die Stammdurchmesser als auch die Zuwachsraten der verbliebenen Zitterpappeln im U-Feld nur noch geringfügig höher als im K-Feld. Es lassen sich somit keine eindeutigen Unterschiede in der Gehölzentwicklung zwischen den Testfeldern belegen.
2. Auch die oberirdische Biomasse des Bewuchses aus Gräsern und Kräutern ist zwar im U-Feld meist höher als im K-Feld, jedoch sind auch hier die Unterschiede zwischen den beiden Feldern nur geringfügig.
3. Hierbei ist allerdings zu bedenken, dass sich beide Rekultivierungsschichten aus sehr gutem Bodenmaterial aufgebaut wurden und der Oberboden, in dem die noch jungen Pflanzen überwiegend wurzeln, in beiden Feldern gleich behandelt wurde.
4. Sowohl die ersten Aufgrabungen im Jahr 2001 als auch die Untersuchungen im Jahr 2004 belegen eine eindeutig bessere Durchwurzelung des Bodens im U-Feld, dies gilt insbesondere für die Tiefendurchwurzelung.

Eine tiefer reichende Bewurzelung der Pflanzen ist in Trockenphasen für die Wasserversorgung von großem Vorteil. Dies wirkt sich auf die nachhaltige Sicherung der Deponieoberfläche aus: Die Bestände sind stabiler, denn Trockenstress und Trockenschäden können verringert oder sogar vermieden werden. Weiterhin kann, vor allem im Sommer, mehr Wasser verbraucht, d.h. verdunstet werden und die Absickerung wird reduziert. Auf den Leonberger Lysimeterfeldern ist die Vegetation bis dato noch nicht so weit entwickelt, dass sich die unterschiedliche Durchwurzelung in einer messbaren Verringerung der Absickerung niederschlagen würde. Damit ist jedoch zu rechnen, wenn das Gehölzwachstum weiter fortgeschritten ist.

5.6 Wasserhaushalt der Rekultivierungsschichten

Die ersten Messeinrichtungen zur Beobachtung des Bodenwasserhaushaltes der Lysimeterfelder wurden im April 2001 eingebaut, seit August 2001 sind alle Messinstrumente installiert (siehe 3.5). Die Wasserhaushaltsbetrachtung der Testfelder erstreckt sich deshalb über den Zeitraum von August 2001 bis zum Ende der Projektlaufzeit im April 2004. Soweit Niederschlagsdaten verwendet werden, stammen sie bis 31. Dezember 2003 von der DWD-Station Renningen [405 m ü. NN], die ca. 3 km von den Testfeldern entfernt liegt. Niederschlagsdaten des Jahres 2004 sind von Renningen noch nicht verfügbar, für die Zeit vom 1.1. bis 30.4.2004 wurden deshalb Daten der ca. 12 km östlich liegenden DWD-Station Stuttgart-Echterdingen [371 m ü. NN] herangezogen.

Im Vordergrund der Wasserhaushaltsbetrachtungen stehen einerseits die standörtlichen Bedingungen, hier vor allem die Wasserversorgung der auf der Rekultivierungsschicht wachsenden Pflanzen, sowie die Zusammenhänge zwischen Bodenwassergehalt und Absickerung. Die Betrachtungen konzentrieren sich deshalb auf das Darstellen und Interpretieren

1. der Ganglinien von Bodenwassergehalt [in Vol-%] und Bodenwasserspannung [in hPa oder als pF-Wert] sowie
2. Absickerung und Oberflächenabfluss [in mm = l/m²] aus den Lysimeterfeldern in Abhängigkeit von Jahreszeit und Witterungsverlauf im Betrachtungszeitraum.

Die Klimafaktoren Niederschlag, Temperatur und Strahlungsenergie beeinflussen den Wasserhaushalt von Böden maßgeblich. Während der letzten Jahre sind, auch vor dem Hintergrund der Diskussion um eine globale Klimaveränderung, diese Phänomene in das allgemeine Interesse gerückt und werden verstärkt wahrgenommen. Das Klima der Jahre 2002 und 2003 war durch außergewöhnliche Ereignisse, eine „Jahrhundert-Flut“ nach ausgiebigen Sommerregen im einen und eine „Jahrhundert-Trockenheit“ im folgenden Jahr, gekennzeichnet (siehe 5.6.1).

Diese beiden Jahre bieten deshalb eine gute Gelegenheit, die Auswirkungen unterschiedlicher Niederschlagsmengen und -verteilungen auf den Wasserhaushalt der Rekultivierungsschichten zu untersuchen. Der Vergleich der Jahre 2002 und 2003 nimmt bei den folgenden Wasserhaushaltsbetrachtungen deshalb einen breiten Raum ein.

5.6.1 Klima in den Jahren 2002 und 2003

In Leonberg (DWD-Station Renningen) war im Vergleich zum langjährigen Mittel (1961 - 90) von 764,2 mm das Jahr 2002 mit 889,0 mm Niederschlag zwar überdurchschnittlich, aber nicht extrem nass²⁵. Fast alle Monatssummen liegen über den Durchschnittswerten, hervorzuheben ist der März 2002 mit 144,3 mm Regen. Im Gegensatz dazu war das Jahr 2003 mit nur 495,2 mm außergewöhnlich trocken. Lediglich im Januar und Oktober 2003 fiel überdurchschnittlich viel Regen, alle anderen Monate waren eher niederschlagsarm (Abbildung 5-27). Die Jahres-Durchschnittstemperaturen (gemessen von der DWD-Station Böblingen) betragen 9,5 °C im Jahr 2002 und trotz des warmen Sommers 2003 nur 9,4 °C. Sie blieben somit in beiden Jahren deutlich unter dem langjährigen Mittel von 10,6 °C.

²⁵ Die 10 km von der Deponie Leonberg entfernte Station Stuttgart-Hohenheim verzeichnete im Jahr 2002 mit 1.025 mm die höchste Jahresniederschlagssumme seit Beginn der Messungen im Jahr 1878.

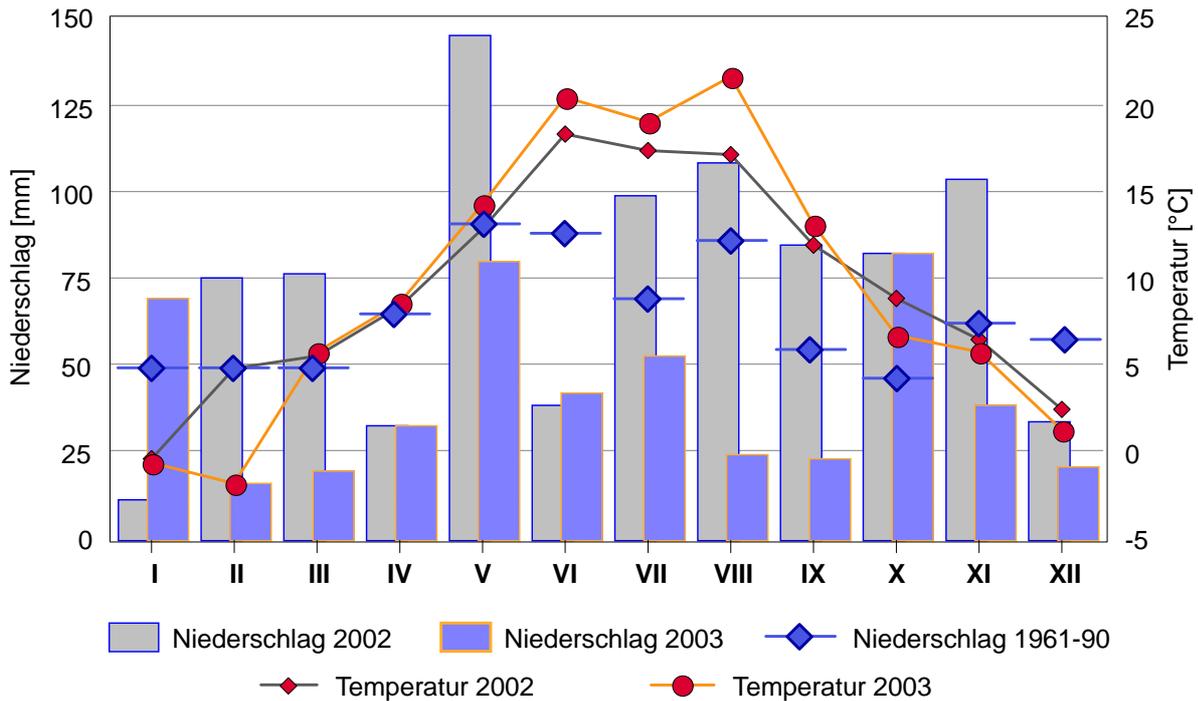


Abbildung 5-27: Monatliche Niederschlagshöhen und mittlere Lufttemperaturen in den Jahren 2002 und 2003 sowie Niederschlagssummen im langjährigen Mittel (1961-90).

5.6.2 Bodenwasser

5.6.2.1 Bodenwassergehalt der Lysimeterfelder

Abbildung 5-28 zeigt die Niederschlagsmenge, der besseren Überschaubarkeit zu 10-Tages-Summen zusammengefasst, und die Ganglinien der Bodenwassergehalte als Mittel aller vier Messpunkte der Testfelder K und U im Zeitraum vom 1.8.2001 bis 30.4.2004.

Beide Lysimeterfelder zeigen an allen Messstellen einen jahreszeitlich bedingten Kurvenverlauf der Wassergehalte. Während der Sommermonate sinken die Wassergehalte ab und mit dem Ende der verdunstungsintensiven Zeit steigen sie im Herbst wieder an. Während der Wintermonate 2001/02 und 2002/03 ist der Boden überwiegend im Bereich der Feldkapazität gesättigt (um 35 Vol-%), so dass kaum mehr Wasser gespeichert werden kann. Hohe Absickerungsraten sind die Folge (siehe 5.6.3). Eine Ausnahme macht der Winter des Jahres 2003/04. Da der Boden im Sommer sehr stark ausgetrocknet war, und im November und Dezember nur wenig Regen fiel (siehe Abbildung 5-27), wird erst im Laufe des Monats Januar der Bodenwasserspeicher weit gehend gefüllt und die Sickerwassermenge bleibt geringer als in den Vorjahren (siehe 5.6.3).

Abbildung 5-28 zeigt, dass deutliche Wassergehaltsunterschiede zwischen den vier Tiefenstufen bestehen.

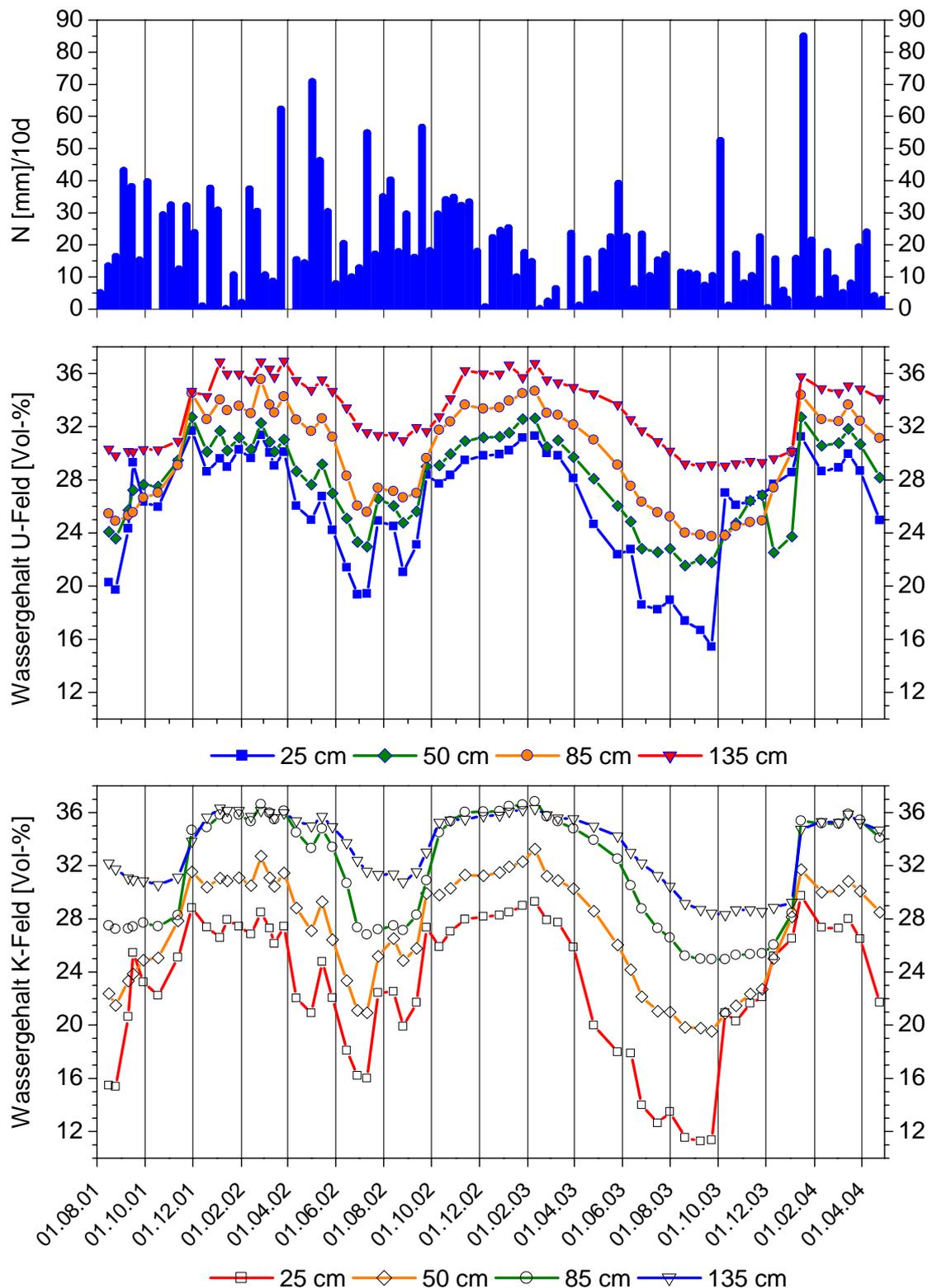


Abbildung 5-28: Niederschlag (10-Tages-Summen, oben) und Bodenwassergehalt (Mittel aller vier Messpunkte) der Testfelder K (Mitte) und U (unten) vom 1.8.2001 bis 30.4.2004; Niederschlagsdaten: DWD-Station Renningen, ab 1.1.04 Stuttgart-Echerdingen

Oberböden

Die Wassergehalte der Oberböden sind aufgrund intensiver Durchwurzelung und dem damit verbundenen Wasserentzug durch die Pflanzen sowie der Bodenverdunstung (Evaporation) einerseits, durch schnelles Befeuchten bei Niederschlag andererseits den stärksten Schwankungen unterworfen. Dies belegen

die Oberbodenmessstellen in 25 cm Tiefe: Die Kurven weisen die größten Amplituden im Jahresverlauf auf, ebenso können auch die Wassergehalte zwischen zwei Messterminen abhängig vom Witterungsverlauf starker schwanken als im Unterboden. Die größten Unterschiede wurden hierbei Ende September/Anfang Oktober 2003 gemessen. Als nach anhaltender Sommertrockenheit in 10 Tagen ca. 60 mm Niederschläge fielen, stiegen die Bodenwassergehalte in 25 cm Tiefe von 11,4 Vol-% im K-Feld und 15,4 Vol-% im U-Feld innerhalb weniger Tage auf 20,9 Vol-% bzw. 27,0 Vol-% an. Die Wassergehalte der Oberböden liegen zwischen 11,3 (9.9.2003) und 29,7 Vol-% (15.01.04) im K-Feld und 15,4 (23.09.03) und 31,7 Vol-% (30.11.01) im U-Feld. Es fällt auf, dass der Oberboden im Lysimeterfeld K meistens stärker austrocknet als im Feld U (siehe hierzu 5.6.4). Die Oberböden waren im Mittel der vier Messstellen auch während der Wintermonate zu keinem Messzeitpunkt bis zur Feldkapazität gesättigt, allerdings wurde der Sättigungswassergehalt an einzelnen Messpunkten durchaus erreicht.

Unterböden

Mit zunehmender Bodentiefe werden die Schwankungen der Wassergehalte immer stärker abgedämpft. Die Kurven der Messstellen in 50 cm Tiefe spiegeln noch kurzfristige Witterungsereignisse wider. Die Wassergehalte liegen zwischen 19,6 Vol-% und 33,3 Vol-% im K-Feld beziehungsweise 21,6 Vol-% und 32,7 Vol-% im U-Feld (Abbildung 5-28). In größeren Bodentiefen werden die Schwankungen noch weiter abgemildert, so dass die Wassergehalte in 135 cm Tiefe im K-Feld nur noch in einem Bereich zwischen 28,3 Vol-% (U-Feld: 29,1 Vol-%) im Sommer und 36,3 Vol-% (U-Feld: 37,0 Vol-%) im Winter liegen. Einzelne Niederschlagsereignisse werden hier überhaupt nicht mehr abgebildet. Trotzdem zeichnen diese Kurven die Grundzüge des Jahresklimas nach: Im eher feuchten Jahr 2002 sinken die Wassergehalte nur für kurze Zeit, von Juni bis Oktober, deutlich unter die Feldkapazität ab (bis ca. 31 Vol-%) und steigen danach wieder an. Im Trockenjahr 2003 trocknet auch der Unterboden in 135 cm Tiefe weiter aus als im Vorjahr (bis 28,3 Vol-% im K-Feld und 29,1 Vol-% im U-Feld), erst im Januar 2004 wird er wieder bis zur Feldkapazität aufgesättigt.

5.6.2.2 Bodenwassergehalt und Wasserversorgung der Pflanzen

Die Absickerungsmenge aus der Rekultivierungsschicht kann nur über die Verdunstung reduziert werden. Dies setzt eine möglichst hohe Transpirationsleistung, vor allem während der verdunstungsintensiven Zeit im Sommer voraus. Hierzu muss gerade im Sommer eine kontinuierliche Wasserversorgung gewährleistet sein. Menge und Verfügbarkeit des Bodenwassers hängen bei gegebenen klimatischen Bedingungen vor allem von den Bodeneigenschaften ab.

In Abbildung 5-29 sind neben den Bodenwassergehalten des Wurzelraumes in 50 und 85 cm Tiefe²⁶ (als Mittel von jeweils vier Messpunkten) wichtigste Eckwerte des Bodenwasserhaushaltes zu sehen. Die Obergrenze der Wassergehaltskurven markiert ungefähr die *Feldkapazität* (FK)²⁷, sie beträgt in den Testfeldern zwischen ca. 33 und 36 Vol-%. Der *permanente Welkepunkt* (PWP) ist die untere Grenze der Wasserverfügbarkeit für Pflanzen. Er liegt bei den Böden der Testfelder im Bereich von 10,5 - 12 Vol-%²⁸. Aus der Differenz dieser Werte berechnet sich die *nutzbare Feldkapazität*, die in den Testfeldern demnach bei ca. 22,5 – 24 Vol-% liegt. Der Wasserverbrauch von Wäldern nimmt jedoch bereits ab, wenn der Bodenwassergehalt unter ca. 50 % der nutzbaren Feldkapazität absinkt (AKS 1996). Bei dieser Grenze beginnen Bäume ihre Transpiration einzuschränken, um drohendem Wassermangel zu entgehen. Sie ist in Abbildung 5-29 als 50% nFK markiert.

Die Niederschlagsverteilung am Standort Leonberg ist im langjährigen Mittel durch einen relativ hohen Anteil von Sommerniederschlägen gekennzeichnet (siehe auch Abbildung 5-37), so dass der Bodenwasserspeicher auch im Sommer immer wieder teilweise aufgefüllt wird. Dies gilt auch für die Jahre 2001 und 2002, nicht jedoch für 2003.

Im niederschlagsreichen Jahr 2002 liegen die Wassergehalte die meiste Zeit im Bereich der Feldkapazität. Sie sinken nur zwischen Anfang Juni und Mitte September (in Abbildung 5-29 grau unterlegt) in den Bereich der Wassersättigung bis 50% der nutzbaren Feldkapazität ab. Unterschritten wird die 50%-nFK-Marke in beiden Lysimeterfeldern hierbei nur in 50 cm Tiefe. Der Boden im K-Feld trocknet allerdings weiter und vor allem länger (ca. 50 Tage) aus als im U-Feld (ca. 33 Tage). Der Unterboden unterhalb 85 cm Tiefe ist in beiden Feldern stets ausreichend mit Wasser versorgt.

Auch das Trockenjahr 2003 beginnt nach den ergiebigen Niederschlägen im Herbst und Winter mit Bodenwassergehalten im Bereich der Sättigung, die jedoch bereits ab Ende Februar kontinuierlich zurückgehen. Ebenso wie im Vorjahr unterschreiten die Wassergehalte in 50 cm Tiefe Anfang Juni die 50%-nFK-Marke. Allerdings ist diese Tiefenstufe 2003 im U-Feld ab Mitte Oktober und im K-Feld erst ab Mitte Dezember wieder ausreichend (Wassergehalt > 25 Vol-%) mit Wasser versorgt. Es fällt auf, dass die Wiederbefeuchtung im K-Feld in 50 cm Tiefe sehr viel länger dauert als im U-Feld, dies kann mit der Schichtung des Testfeldes begründet werden (siehe hierzu 5.6.4, insbesondere Abbildung 5-34). Die Wassergehalte der Messstellen in 85 cm Tiefe sinken in beiden Lysimeterfeldern auch im Trockenjahr 2003 nur geringfügig unter die 50%-nFK-Marke. Allerdings wird bis Jahresende 2003 die Wassersättigung des Bodens bis zur Feldkapazität an keiner Stelle erreicht.

²⁶ Die Messstellen in 25 cm Tiefe trocknen im Sommer schnell aus und sind deshalb der Übersichtlichkeit halber nicht eingezeichnet. Die Tiefenstufe 135 cm ist bislang für die Wasserversorgung der Vegetation von geringer Bedeutung.

²⁷ Durch Stauwassereinfluss können die Wassergehalte zeitweise über der Feldkapazität liegen (siehe 5.6.2.3).

²⁸ Werte nach AKS (1996): Bodenart Ut2 – Ut3, mittlere Trockenraumdichtestufe (1,45 – 1,65 g/cm³)

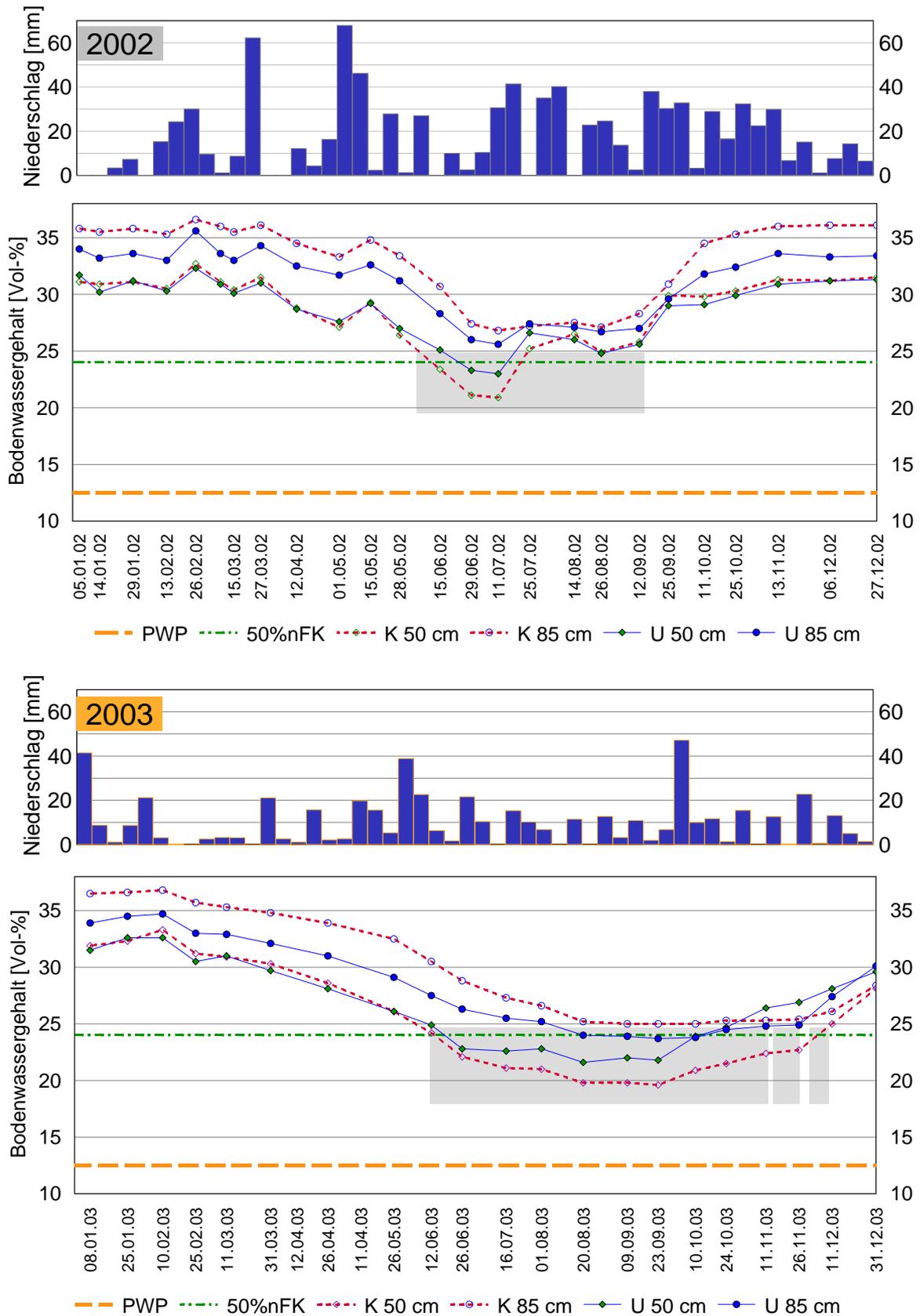


Abbildung 5-29: Niederschlag (Wochensummen) und Bodenwassergehalte in 50 und 85 cm Tiefe im K- und U-Feld 2002 (oben) und 2003 (unten), PWP = permanenter Welkepunkt, 50 % nFK = Wassergehalt von 50 % der nutzbaren Feldkapazität;

5.6.2.3 Stauwasser

Besondere Beachtung verdienen Zeiten mit sehr niedrigen oder negativen Werten der Wasserspannung. Die Wasserspannungskurven der Unterböden beider Lysimeterfelder sind deshalb in Abbildung 5-30 als Mittelwerte der beiden Messstellen Ua/Uc bzw. Ka/Kc für die Tiefenstufen 135 und 185 cm separat dargestellt. Hier tritt

ein wesentlicher Unterschied im Wasserhaushalt der beiden Versuchsfelder deutlich zu Tage: Bei hohen Bodenwassergehalten, wie sie im Winter 2001/02, von Ende Oktober 2002 bis Mai 2003 sowie kurzfristig im April 2004 gemessen wurden, zeigen die Tensiometer aller Messstellen des K-Feldes in 135 und 185 cm Tiefe durchgehend Bodenwasserspannungen < 0 hPa²⁹ an. Kurzfristig können dann auch die Wasserspannungen in 85 cm Tiefe unter 0 hPa absinken. Im Gegensatz dazu unterschreiten die Wasserspannungswerte in den Messstellen des U-Feldes in 135 und 185 cm Tiefe nur an jeweils einem Termin geringfügig die 0-hPa-Grenze³⁰ und steigen danach sofort wieder an.

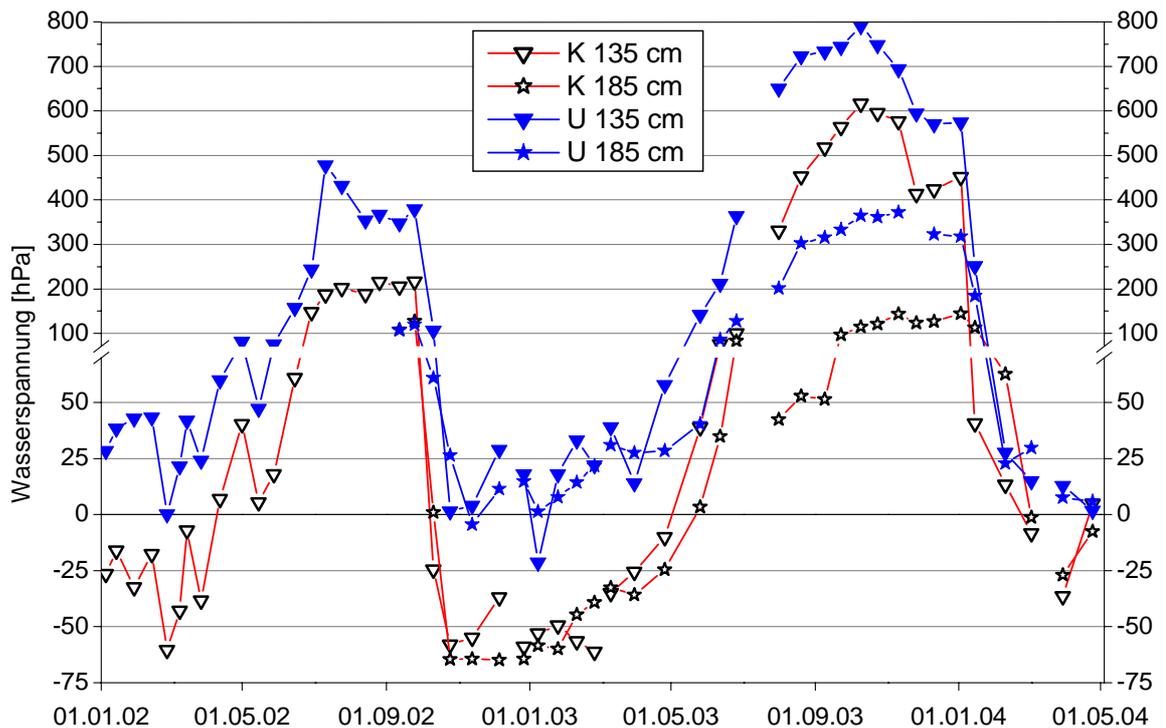


Abbildung 5-30: Bodenwasserspannung im Unterboden der Versuchsfelder von 1.1.2002 bis 30.4.2004, Mittelwerte aus jeweils zwei Messstellen (Ua und Uc; Ka und Kc)

Bei negativen Matrixpotentialen wirkt auf das Tensiometer ein Druck, den eine über der Messtiefe aufgebaute Wassersäule verursacht. Theoretisch entspricht dabei 1 hPa 1 cm Wassersäule. Die in Testfeld K in den Herbst- und Wintermonaten gemessenen negativen Wasserspannungen im Unterboden zeigen, dass sich zu Zeiten hoher Wassersättigung Stauwasser auf den verdichteten Lagen der Rekultivierungsschicht ausgebildet hat. Zeitweise wirkt dieser Stauwassereinfluss in abgeschwächter Form bis auf die in 85 cm Tiefe eingesetzten Tensiometer im K-Feld. Da sich Stauwasser im K-Feld nur zeitweise und überwiegend unterhalb 1 m Tiefe bilden und aufgrund der Hangneigung aus der Rekultivierungsschicht abziehen kann, ist sein Einfluss auf die Vegetation zumindest vorläufig noch gering. In ebener Lage wären Wuchsschäden zu befürchten. Aus Gründen der Standsicherheit sollte Stauwasser in Rekultivierungsschichten jedoch vermieden werden.

In Abbildung 5-31 sind die Wasserspannungen der Messstellen am Ober- (Kc) und Unterhang (Ka) des Lysimeterfeldes K aufgetragen (zur Lage siehe Abbildung 3-2). Aus Abbildung 5-31 wird deutlich, dass die Stauwasserbildung unabhängig von der Position am Hang ist. Das heißt, es bildet sich anscheinend eine durchgehende Stauschicht auf der gesamten Böschungslänge aus.

²⁹ Minimum: -58 bis -65 hPa in 185 cm Tiefe, vom 25.10. – 25.01.2003

³⁰ Minimum: -21 hPa in 135 cm Tiefe, am 08.01.2003

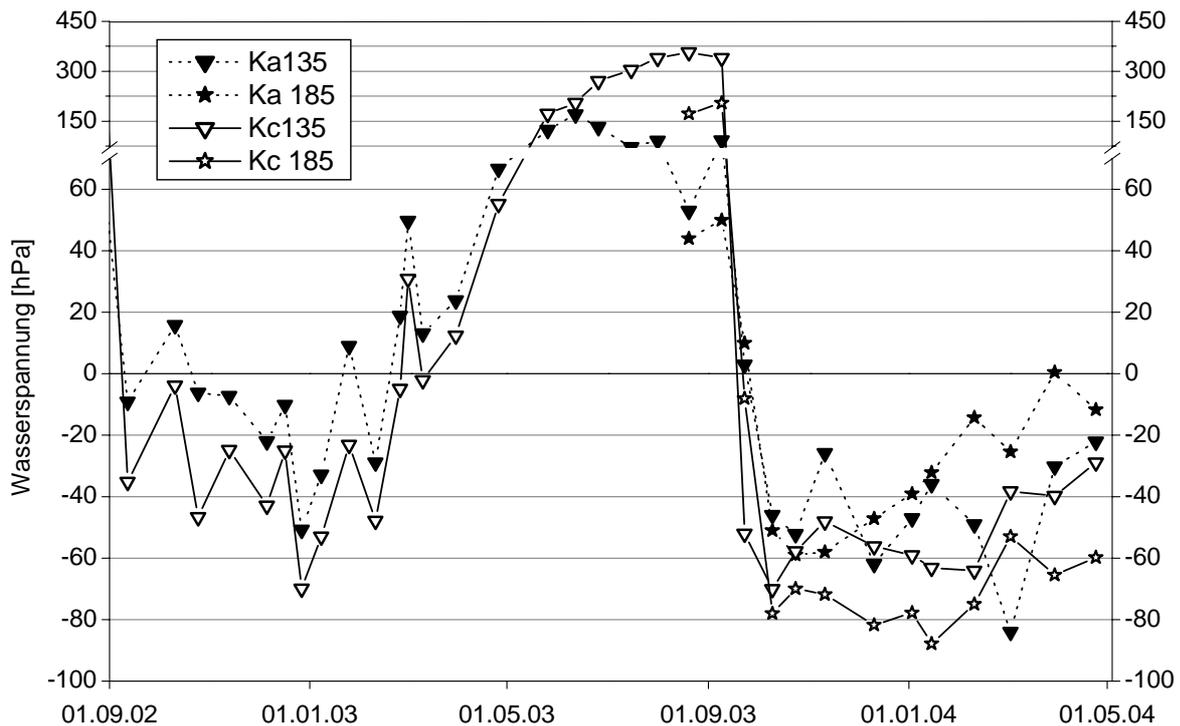


Abbildung 5-31: Bodenwasserspannung im Unterboden des K-Feldes, 1.9.2002 bis 30.4.2004, Messtellen Ka (Unterhang) und Kc (Oberhang)

Zum Nachweis der Stauwasserbildung wurden am Unterhang der Lysimeterfelder (siehe Abbildung 3-2) Piezrohre zum Überwachen des freien Bodenwassers installiert. In diesen Rohren stellte sich im K-Feld in Zeiten hoher Wassersättigung, d.h. vor allem während der Wintermonate, regelmäßig ein Wasserspiegel ein, der im Extremfall bis 38 cm (Messung am 15.01.2004) unter der Bodenoberfläche reichte. In Zeiten mit höherem Wasserverbrauch löste sich diese Stauwasserschicht wieder auf. In den Messrohren im U-Feld konnte zu keinem Zeitpunkt ein Wasserspiegel nachgewiesen werden.

5.6.3 Wasserhaushalt der Lysimeterfelder

5.6.3.1 Absickerung und Oberflächenabfluss

Absickerung (Dränabfluss)

Die folgende Betrachtung des Absickerungsverhaltens muss sich sich überwiegend auf das Lysimeterfeld U beschränken. Aufgrund der Probleme mit der Abdichtung des K-Feldes stehen verwertbare Daten über den gesamten Projektzeitraum von 2001 bis 2004 nur für das U-Feld zur Verfügung. Wie aus den Messungen seit Abschluss der Reparaturarbeiten (siehe Tabelle 5-12 und Abbildung 5-33) hervorgeht, unterscheiden sich beide Lysimeterfelder hinsichtlich der Absickerungsmenge bisher jedoch nur wenig. In die Testfelder wurde Bodenmaterial von einer Entnahmestelle mit wahrscheinlich vom Standort Leonberg abweichendem Wasserhaushaltsregime eingebaut. Valide Daten zur Absickerung konnte deshalb auch das U-Feld erst liefern, nachdem der Boden vollständig mit Wasser aufgesättigt war. Dieser Zustand wurde im Februar 2001 erreicht. Die zuvor gemessenen Absickerungen sind deshalb nur eingeschränkt verwertbar.

Abbildung 5-32 zeigt, wie Niederschlag und Bodenwassergehalt den Dränabfluss des Lysimeterfeldes U beeinflussen. Schon auf den ersten Blick wird deutlich, dass das Absickerungsverhalten im Jahresverlauf und von Jahr zu Jahr stark variiert. Dieses Verhalten wird natürlich durch die großen Niederschlags-Unterschiede zwischen den Jahren 2002 und 2003 (vergleiche 5.6.1) noch verstärkt.

In den Lysimeterfeldern führen Niederschläge nur in Monaten mit geringer Evapotranspiration zur Wassersättigung des Bodens über die Feldkapazität. Nur wenn der Unterboden (Bodentiefe 85 und 135 cm) über Zeiträume von mehreren Wochen im Bereich der Feldkapazität mit Wasser gesättigt ist, liefert das Lysimeterfeld hohe Absickerungsmengen über 0,5 mm/d (=l/m²/d). Dies ist ausschließlich im Winter und Frühjahr der Fall, beispielsweise von Januar 2002 bis Mai 2002 und von November 2002 bis Februar 2003. So überschreiten nach der Sättigung des Bodenwasserspeichers auf bzw. über Feldkapazität im Oktober 2002 die monatlichen Absickerungsraten bis Februar 2003 die jeweilige Niederschlagshöhe (Tabelle 5-12). Danach leert sich der Bodenwasserspeicher sowohl durch ansteigende Verdunstungsraten mit Beginn der Vegetationszeit als auch durch die kontinuierlich abnehmenden Absickerungsmengen.

Auffällig ist der Sommer 2003 mit sehr starker, lang anhaltender Austrocknung des Bodens und äußerst geringen Absickerungsmengen. Mitte Juli sank der Dränabfluss beider Testfelder unter 0,1 mm/d und ab Ende August bis Anfang Oktober war überhaupt keine Absickerung mehr zu registrieren. Die ergiebigen Niederschläge im Oktober und November 2003 reichten nur aus, um den Oberboden zu durchfeuchten, die Absickerungsraten stiegen nur gering an. Erst im Januar 2004 führten große Niederschlagsmengen zu einer schnellen Wiederbefeuchtung des Bodens und zu höheren Absickerungsmengen. Im relativ trockenen Winter 2003/04 wurde die Feldkapazität des Bodens jedoch nur kurzzeitig aufgefüllt, deshalb wurden insgesamt auch geringere Absickerungsmengen registriert (Tabelle 5-12).

Die für das Trockenjahr 2003 mit nur 495,2 mm Regen sehr hohen Absickerungsraten von insgesamt 188,5 mm sind auf einen hohen Wasserüberschuss im Winter 2002/03 und überdurchschnittliche Niederschläge im Januar 2003 zurückzuführen. So versickerten im Januar und Februar 2003 insgesamt bereits 129,8 mm, also fast 70 % der Jahres-Absickerungsmenge, und in den Monaten Januar bis März sogar fast 80 % der Gesamt-Absickerung des Jahres 2003.

Tabelle 5-12: Monats- und Jahressummen der Niederschläge (N), Absickerung aus Testfeld U (AsU) von August 2001 bis Dezember 2003; für den Zeitraum nach Abschluss der Reparaturarbeiten (ab Juni 2003) ist auch der Abfluss aus dem K-Feld angegeben (AsK).

Σ Jahr	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
2001	[mm]											
N								48,9	84,3	70,4	94,7	72,6

As									2,0	4,7	5,9	4,0	27,4
U													
	2002	[mm]											
N	889,0	10,8	75,5	75,9	32,8	144,3	38,8	98,5	108,2	84,8	81,8	103,7	33,9
As	400,9	29,5	35,0	55,0	23,0	40,0	10,1	13,8	13,4	17,8	25,5	94,2	43,6
U													
	2003	[mm]											
N	495,2	68,6	16,2	19,7	33,0	80,3	41,8	53,1	24,1	22,8	82,3	35,8	19,1
As	188,5	87,5	42,3	17,3	11,8	15,4	7,2	3,7	0,6	0,0	0,8	0,8	1,0
U													
As							4,4	2,3	0,6	0,0	1,7	2,3	5,4
K													
Folgende Ausfallzeiten wurden korrigiert: vom 1.-7.12.2001: Absickerung ca. 4 mm; 1.-10.4.2003: Absickerung ca. 4 mm													

Die im Zusammenhang mit der Austrocknungsgefährdung von mineralischen Dichtungen (RAMKE et al. 2002, siehe auch Kapitel 6.1) geforderte stetige geringe Absickerung aus der Rekultivierungsschicht wurde mit dem in Leonberg verwendeten Bodenmaterial selbst im extrem trockenen Sommer 2003 weitestgehend erfüllt, denn lediglich im September war keine Absickerung mehr festzustellen. In den Sommern 2001 und 2002 war stets eine, wenn auch zeitweise geringe Absickerung zu verzeichnen. Es bleibt jedoch zu untersuchen, wie sich die Absickerungsmengen in Trockenphasen verändern, wenn die weiter entwickelte (Gehölz-)Vegetation mehr Wasser verbrauchen wird.

Weiterhin ist erkennbar, dass einzelne Phasen mit ergiebigen Niederschlägen kurzfristig zu höheren Absickerungen führen, ohne dass der Wasserspeicher des Unterbodens messbar beeinflusst wird. Dies ist zum Beispiel im Juli 2002 und Mai 2003 der Fall. Vermutlich sickert das Wasser vor allem in Schrumpfrissen ab und durchfeuchtet die Bodenmatrix hierbei kaum. Im K-Feld kann auch lateraler Wasserzug auf den Verdichtungsschichten eine Rolle spielen (siehe hierzu 5.6.4).

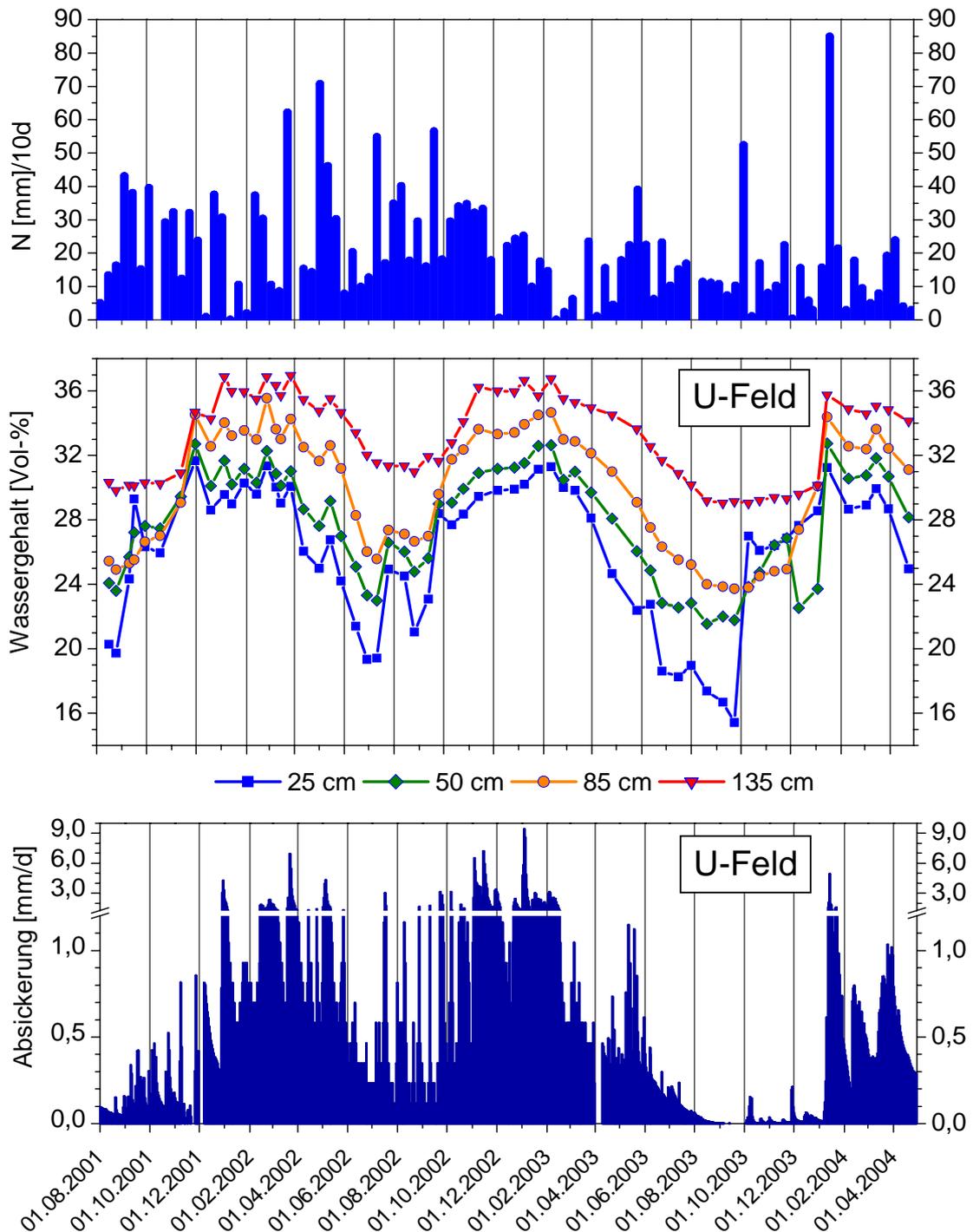


Abbildung 5-32: Niederschlag (10-Tages-Summen), Bodenwassergehalt und Absickerung aus Lysimeterfeld U im Zeitraum 1.8.2001 bis 30.04.2004 (Absickerung: Ausfallzeiten im Dezember 2001 und April 2003); Niederschlagsdaten DWD-Station Renningen, ab 1.1.2004 DWD-Station Stuttgart-Echterdingen

In Abbildung 5-33 sind im Vergleich die Absickerungsraten der beiden Lysimeterfelder von Januar 2003 bis April 2004 aufgetragen. Beide Felder zeigen ein grundsätzlich ähnliches Abflussverhalten. Bis zum Abschluss der letzten Reparaturmaßnahme im Juni 2003 wurden im U-Feld deutlich höhere Abflüsse registriert, danach sind die Abflussmengen praktisch gleich. Sie betragen vom 1. Juni bis 31. Dezember 2003 im U-Feld 14,1 mm und im K-Feld 16,7 mm (siehe Tabelle 5-12). Es zeichnet jedoch sich eine unterschiedliche Reaktion auf Niederschläge ab, das K-Feld reagiert mit eher schnellem Ansteigen und Absinken der Abflüsse auf Niederschläge, während der Dränabfluss des U-Feld langsamer ansteigt und absinkt. Das U-Feld dämpft die

Abflussspitzen in der Folge von Niederschlagsereignissen stärker als das K-Feld (siehe hierzu auch 5.6.4).

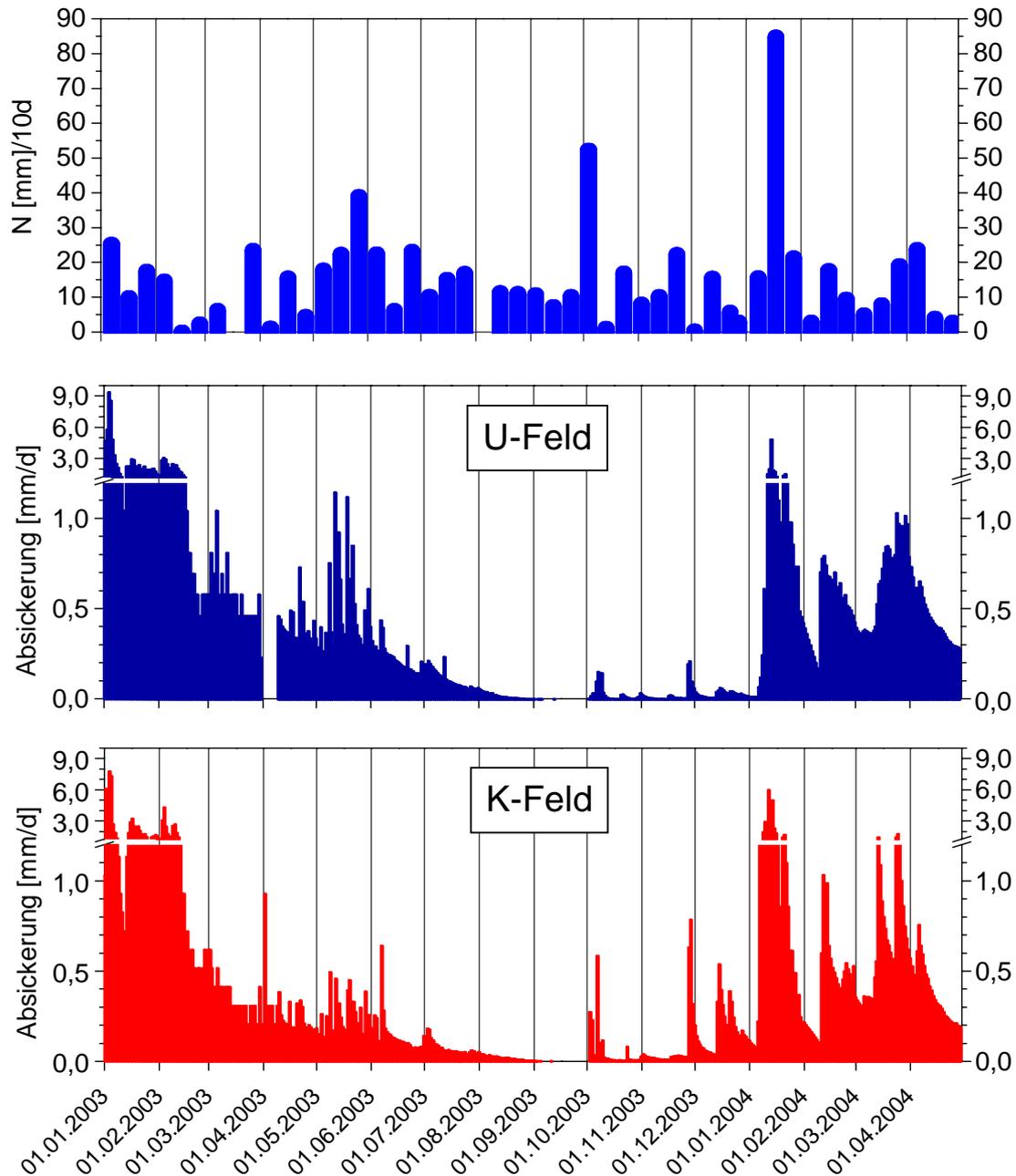


Abbildung 5-33: Niederschlag (10-Tages-Summen) und Absickerung (Tagessummen) aus den Lysimeterfeldern U (Mitte) und K (unten) im Zeitraum 1.01.2003 bis 30.04.2004 (Absickerung U-Feld: Ausfall der Messgeräte im April 2003); Niederschlagsdaten DWD-Station Renningen, ab 1.1.2004 DWD-Station Stuttgart-Echterdingen

Oberflächenabfluss

Der Oberflächenabfluss spielt unter mitteleuropäischen Klimabedingungen keine wesentliche Rolle im Wasserhaushalt einer Rekultivierungsschicht. So ermittelten MELCHIOR et al. (2002) in zwei Testfeldern auf der Deponie Hamburg-Georgswerder Abflüsse von durchschnittlich 2,2 bzw. 3,2 mm/a. In Georgswerder verminderten sich die anfangs gemessenen Abflussraten von 5,5 bzw. 19,6 mm/a im Verlauf von sieben Jahren auf Werte von 1,0 bzw. 0,2 mm/a. Selbst auf der mit einer Böschungsneigung von ca. 1:2,3 sehr steilen Deponie Karlsruhe West ermittelten BREH et al. (2002) in den Jahren 1994 bis 2000 nur einen durchschnittlichen Oberflächenabfluss von 12,5 mm/a (0,2 % des Niederschlags).

Eine raue Oberfläche, dichter Bewuchs, aber auch Schrumpfrisse tragen dazu bei, Oberflächenabflüsse niedrig zu halten oder zu verhindern. Im Gegensatz dazu setzen Befahren oder Walzen der Böden die Infiltrationskapazität der Oberfläche stark herab. Hierdurch wird nicht nur der Oberflächenabfluss, sondern auch die Bodenerosion gefördert (siehe WOHLRAB et al. 1992). Die im Zuge der Erdbauarbeiten beim Einbau der Rekultivierungsschicht durchgeführte Oberbodenlockerung mit dem Bagger (siehe WATTENDORF et al. 2003) hinterließ eine sehr raue Oberflächenstruktur mit einer hohen Infiltrations- und Zwischenspeicherkapazität, die gemeinsam mit der sich gut entwickelnden Vegetationsdecke Abflüsse wirkungsvoll zurückhalten konnte. Allein die raue Bodenoberfläche verhinderte bereits in der Zeit nach dem Abschluss der Bauarbeiten im Winter 2000/01 bis zum Beginn der Vegetationszeit Oberflächenabflüsse und Bodenerosion. In Leonberg wurde deshalb bisher nur bei einem Starkregen im Juni 2001 Oberflächenabfluss, verbunden mit geringer Bodenerosion, registriert (siehe WATTENDORF et al. 2003). In den Jahren 2002 und 2003 konnte kein Oberflächenabfluss mehr festgestellt werden.

5.6.3.2 Berechnung der Evapotranspiration und Wasserbilanz 2002 und 2003

Die Evapotranspiration (Verdunstung) kann praktisch nicht direkt gemessen werden, vor allem wenn hochwüchsige Pflanzenbestände, beispielweise Wälder betrachtet werden sollen. Man behilft sich daher meist mit einer rechnerischen Abschätzung (siehe z.B. ATV-DVWK 2002). Ein wesentlicher Vorteil von (Groß-)Lysimeteranlagen ist, dass die Verdunstung sehr genau aus den Messgrößen Niederschlag, Absickerung und gegebenenfalls Oberflächenabfluss berechnet werden kann. Die reale oder tatsächliche Evapotranspiration der Lysimeterfelder³¹ in Leonberg kann demnach mit folgender Formel, die eine Vereinfachung der allgemeinen Wasserbilanzgleichung ist, berechnet werden:

$$E_{\text{ta}} = N - A_{\text{s}} - A_{\text{o}} \pm \Delta B$$

E_{ta} = reale (tatsächliche) *Evapotranspiration*

N = *Niederschlag*

A_{s} = *Absickerung*

A_{o} = *Oberflächenabfluss*

ΔB = *Änderung des Bodenwasserspeichers*

Die *Niederschlagsmenge* wird von der nahegelegenen DWD-Station Renningen übernommen, *Oberflächenabfluss* und *Absickerung* werden in der Lysimeteranlage Leonberg direkt gemessen (siehe 5.6.3.1). Oberflächenabfluss wurde lediglich im Juni 2001 registriert, er spielt als Bilanzgröße demnach weder 2002 noch 2003 eine Rolle.

Den Zustand des *Bodenwasserspeichers* zeigen die volumetrischen Wassergehalte an: Er war sowohl im Januar als auch im Dezember 2002 bei einem Wassergehalt zwischen 32 - 34 Vol-% vollständig gefüllt (siehe auch Abbildung 5-29), so dass bei der Bilanz für das Jahr 2002 keine Vorratsänderung berücksichtigt werden muss. Im Dezember 2003 betragen die Bodenwassergehalte im Unterboden des U-Feldes ca. 30 Vol-%. Es ergibt sich somit eine Speicheränderung (Wasserdefizit) von ca. 2 - 4 Vol-% = 44 - 88 mm für die gesamte Rekultivierungsschicht von ca. 22 dm Mächtigkeit.

Aus den in Tabelle 5-12 aufgeführten Niederschlags- und Absickerungsmengen ergeben sich für das Lysimeterfeld U somit folgende Verdunstungsraten:

	N	A_{s}	ΔB	
2002:	889,0	- 400,9	± 0	= <u>488,1</u> [mm]
2003:	495,2	- 188,5	+ 44 (bzw. 88)	= <u>350,7</u> (bzw. <u>394,7</u>) [mm]

In der Literatur werden als langjährige Durchschnittswerte für die E_{ta} in Leonberg beispielsweise 550-600 mm/a genannt (HAD 2002). Die auf Grundlage der Messwerte berechneten Evapotranspirationsraten des Lysimeterfeldes sind im Vergleich hierzu sehr niedrig. Der große Unterschied kann folgende Ursachen haben:

³¹ Da das Lysimeterfeld K aufgrund der Undichtigkeiten erst ab Juni 2003 valide Daten der Absickerung liefern kann, beschränken sich die Berechnungen auf das U-Feld.

- Die transpirierende Vegetationsdecke der Lysimeterfelder besteht zum großen Teil aus Gräsern, die vor allem den Oberboden durchwurzeln (vergleiche 0) und hier auch überwiegend ihren Wasserbedarf decken. Da der Oberboden im Sommer mehr oder weniger stark austrocknet, ist die Verdunstung aus Wassermangel eingeschränkt. Die tiefer wurzelnden Gehölze spielen im Wasserhaushalt der Lysimeterfelder bisher eine untergeordnete Rolle. Die im HAD (2002) aufgeführten Verdunstungswerte der ETa berücksichtigen die reale Landnutzung anteilig. In der Umgebung von Leonberg werden demnach auch Waldbestände mit höherer Verdunstungsleistung als Grünland einbezogen.
- Neben der Niederschlagsmenge hat vor allem auch die Niederschlagsverteilung im Jahresverlauf einen wichtigen Einfluss auf die Höhe der Evapotranspiration bzw. der Absickerung. Im Jahr 2003 fiel zwar wenig Regen, aber der Boden war durch vorangegangene Herbst- und im Winterniederschläge so gut mit Wasser gesättigt, dass bereits im Januar und Februar – wenn kaum Verdunstung stattfindet – sehr viel Wasser versickerte. Dieses Wasser ist dem Verdunstungskreislauf der Rekultivierungsschicht entzogen. Die langjährigen Durchschnittswerte der tatsächlichen Verdunstung (ETa) können solche Besonderheiten nicht adäquat berücksichtigen.

Hieraus ergibt sich die Konsequenz, dass Wasserhaushaltsbilanzierungen zur Bewertung der Eigenschaften von Oberflächenabdichtungen oder Rekultivierungsschichten auf der Grundlage von langjährigen Durchschnittswerten der Verdunstung, beispielsweise berechnet nach der Formel von BAGROV (siehe ATV-DVWK 2002), tatsächlich nur für lange Zeiträume gelten und nur sehr grobe Richtwerte für konkrete Betrachtungszeiträume liefern können. Die Bedeutung von Einrichtungen wie der Lysimeterfelder Leonberg für quantitative Wasserhaushaltsuntersuchungen wird an diesem Beispiel deutlich.

5.6.4 Besonderheiten im Wasserhaushalt der Lysimeterfelder

Wenn auch die Gesamt-Absickerungsraten der beiden Lysimeterfelder zum gegenwärtigen Zeitpunkt in der Summe über mehrere Monate gesehen fast gleich sind (Tabelle 5-12), so weisen die Ergebnisse der Messeinrichtungen in Leonberg auf Unterschiede und Besonderheiten im Bodenwasserhaushalt der Testfelder hin. Einige dieser Unterschiede wurden bereits in den Abschnitten 5.6.2.2 und 5.6.2.3 besprochen, weitere werden nachfolgend ausführlich betrachtet.

Wassergehalt der lagenweise verdichteten Rekultivierungsschicht im K-Feld

Im August 2002 wurde ein Profil im K-Feld mit zehn TDR-Sonden bestückt, die gezielt in und zwischen den Verdichtungszone angeordnet sind. Die Ergebnisse der Messungen für die zweite Jahreshälfte 2002 und 2003 sind in Abbildung 5-34 dargestellt.

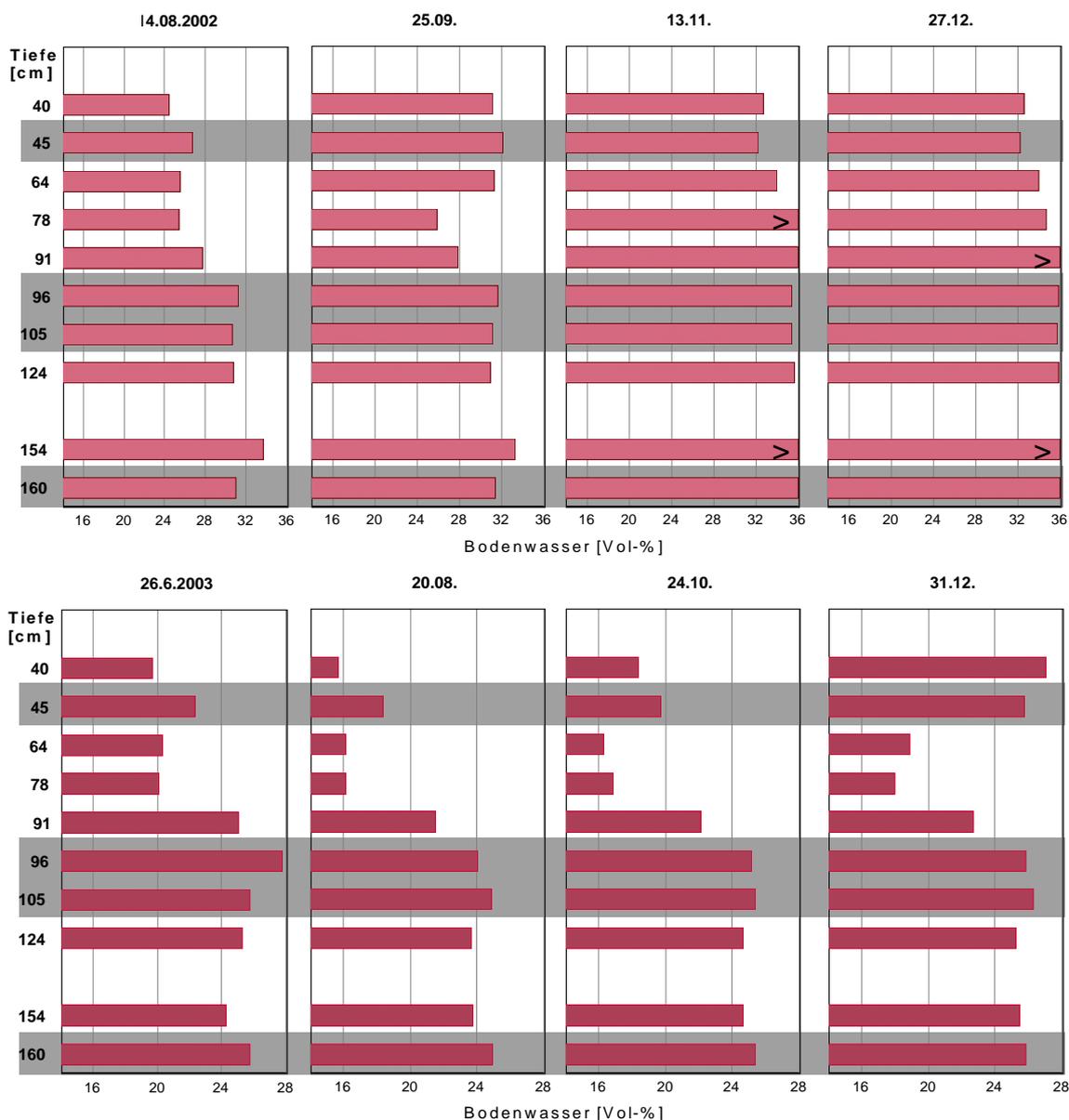


Abbildung 5-34: Bodenwassergehalte [Vol-%] in einem hoch auflösenden Messprofil in Testfeld K; grau unterlegt = Verdichtungszone, > = WG > 36 Vol-%

Im feuchten Sommer 2002 (Abbildung 5-34, oben) weichen die Wassergehalte im Tiefenprofil nur um wenige Volumen-Prozent voneinander ab. Charakteristisch für das Profil im K-Feld sind geringfügig höhere Wassergehalte in den verdichteten Zonen (in Abbildung 5-34 grau unterlegt). Hier ist das Volumen der luftführenden weiten Grobporen reduziert, und bei starker Verdichtung der Anteil an fest gebundenem „Totwasser“ in Feinporen größer. Auch in der lockeren Bodenschicht unmittelbar darüber sind die Wassergehalte meist erhöht, weil das Wasser nur langsam versickern kann. So wird im Herbst und Winter, zumindest in 91 und 154 cm Tiefe, die Feldkapazität von ca. 36 Vol-% überschritten. Der Wasserüberschuss kann aber nur langsam lateral abgeführt werden, zeitweise staunasse Bedingungen sind die Folge.

Der anhaltend trockene Sommer 2003 (Abbildung 5-34, unten) lässt die unterschiedlichen Eigenschaften der Schichten im Profil deutlicher zu Tage treten. Im potentiellen Haupt-Wurzelraum (bis ca. 1 m Tiefe) sind die höchsten Wassergehalte in und unmittelbar über den Verdichtungszone vorhanden. Der Bereich zwischen den beiden oberen Verdichtungszone ist in 64 und 78 cm Tiefe stark, das heißt fast bis zum Permantenten Welkepunkt, ausgetrocknet. Hier haben die Pflanzen bereits im August das meiste Wasser verdunstet, es steht ihnen nur noch wenig Wasser zur Verfügung. Bei Wiederbefeuchtung ab Oktober ändert sich dies bis Ende Dezember nur sehr langsam. Die Wassergehalte steigen vor allem im Bereich in und über der ersten

Verdichtungszone an. Der unterhalb der obersten Verdichtungszone liegende Boden wird nur sehr langsam wieder mit Wasser gesättigt. Das Absickerungsverhalten des K-Feldes – deutliche Absickerung vor Aufsättigung des gesamten Bodenwasserspeichers – (siehe auch Abbildung 5-35) legt die Vermutung nahe, dass hier bereits auf der Sohle der ersten Verdichtungsschicht Wasser lateral aus der Rekultivierungsschicht abgeführt wird.

Absickerungsraten bei Wiederbefeuchtung im Herbst 2003

Die starke sommerliche Austrocknung der Rekultivierungsschicht führte 2003 zum vollständigen Aussetzen der Absickerung in der Zeit vom 25.8.-2.10. (U-Feld). Bei der Wiederbefeuchtung des Bodens im Oktober 2003 verlaufen die Absickerungsraten beider Felder fast gleichgerichtet (Abbildung 5-35, Tabelle 5-12). Die Lysimeterfelder unterscheiden sich jedoch hinsichtlich der Absickerungsmenge. In beiden Feldern steigt der Dränabfluss nach starken Niederschlägen mit einer Verzögerung von maximal einem Tag schnell an (Pfeile in Abbildung 5-35) und geht danach langsam wieder zurück. Im K-Feld sind jedoch, vor allem im Dezember 2003, insgesamt höhere Absickerungsmengen (siehe auch Tabelle 5-12) und vor allem deutlich höhere Spitzenabflüsse verzeichnen. Es ist anzunehmen, dass die zuvor beschriebene Wasserbewegung im Oberboden auf verdichteten Schichten hierfür verantwortlich ist. Dies führt dazu, dass im K-Feld bereits Wasser versickert, bevor der Bodenwasserspeicher aufgefüllt ist.

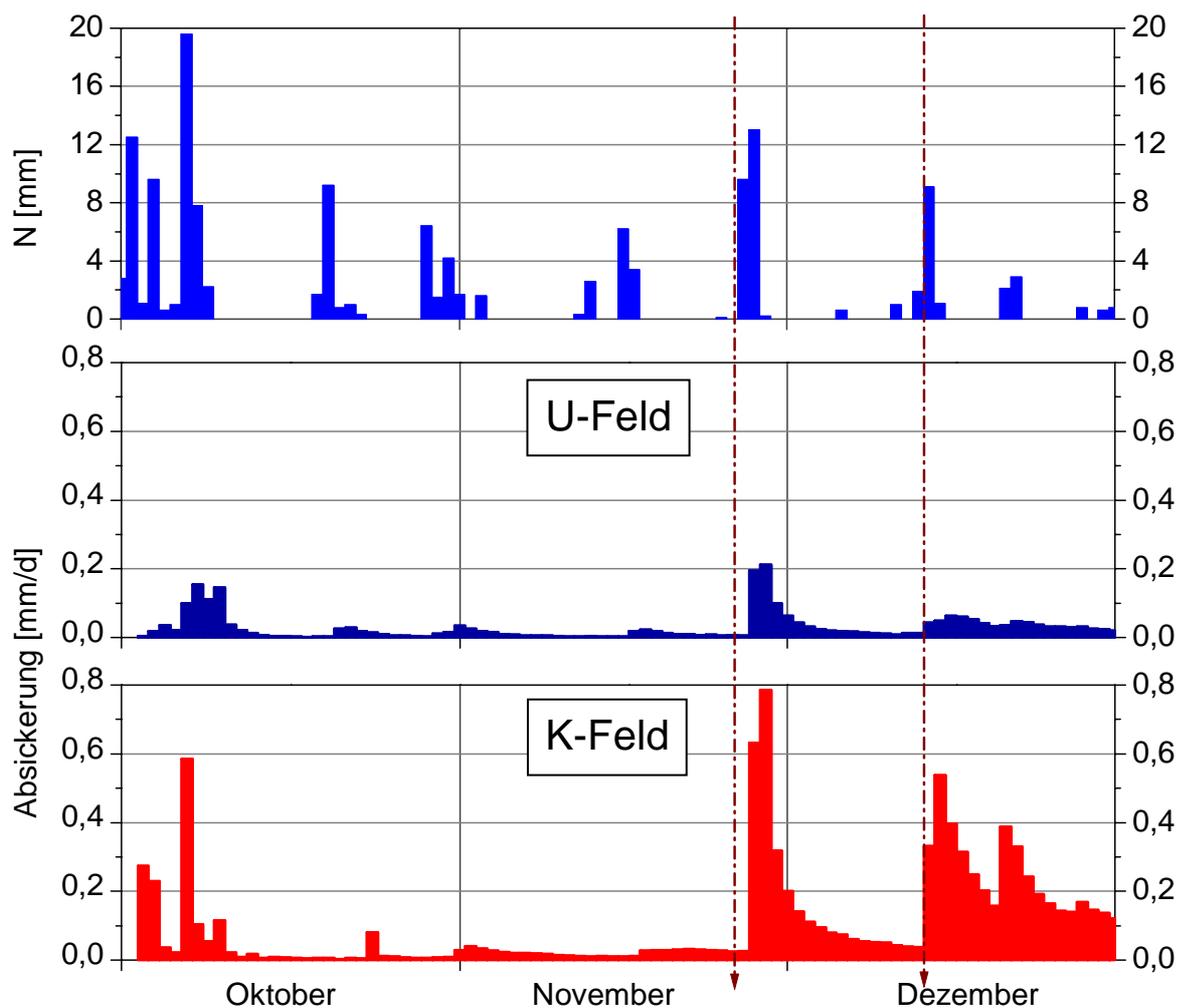


Abbildung 5-35: Tageswerte von Niederschlag (N) und Absickerung aus den Lysimeterfeldern U (blau) und K (rot) vom 1. Oktober bis 31. Dezember 2003

Resümee (5.6)

Aus den Wasserhaushaltsbetrachtungen der Lysimeterfelder in den Extremjahren 2002 und 2003 können folgende vorläufigen Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Die Messungen der Bodenwassergehalte zeigen, dass die optimierte Rekultivierungsschicht, zumindest beim derzeitigen Bewuchs aus Gras und jungen Bäumen, auch in einem extremen Trockenjahr wie 2003 die Wasserversorgung des Bewuchses sicher stellen kann. Jedoch lässt auch ein sehr großer Bodenwasserspeicher hierbei keine uneingeschränkte Verdunstung zu.
- Der Unterboden trocknete auch 2003 in keinem der Felder aus. Bis auf wenige Wochen (25.8. bis 2.10.03) war selbst im Sommer 2003 eine stetige, wenn auch geringe, Absickerung zu verzeichnen. Dies ist im Hinblick auf die Schutzfunktion der Rekultivierungsschicht für mineralische Abdichtungen wünschenswert.
- Der lagenweise Bodeneinbau im K-Feld führt zu Schichten unterschiedlicher Wassersättigung. In den Wintermonaten entsteht auf den verdichteten Lagen Stauwasser. Im Hinblick auf die Standsicherheit der Rekultivierungsschicht sollte Stauwasser unbedingt vermieden werden. Verdichteter Einbau kann sich somit bei Bodenarten mit niedriger Wasserleitfähigkeit auch ungünstig auf die Standsicherheit auswirken.
- Es wurde in den Jahren 2002 und 2003 kein Oberflächenabfluss registriert.
- Die in Leonberg aus Niederschlag, Absickerung und Bodenwasserspeicheränderung berechnete tatsächliche Verdunstung ist erheblich niedriger als die in der Literatur angegebenen langjährigen Mittelwerte.
- Die Wasserversorgung der Pflanzen ist im K-Feld offensichtlich schlechter als im U-Feld. Dies lässt sich einerseits aus den niedrigeren Bodenwassergehalten in 50 und 85 cm Tiefe erkennen, andererseits an der Tatsache, dass das K-Feld in der Tiefe schlechter durchwurzelt ist (siehe 5.5.3).
- Es sind qualitative und quantitative Unterschiede im Absickerungsverhalten der Lysimeterfelder zu erkennen. Deutlichere Unterschiede bei der Absickerungsmenge sind jedoch erst mit der fortschreitenden Entwicklung der Gehölze zu erwarten. Es ist deshalb sinnvoll, die Lysimeteranlage Leonberg als Langzeitversuch zu betreiben.

5.7 Modellierung des Wasserhaushalts

Einführung

Wasserhaushaltsmodellierungen von Deponie-Oberflächenabdichtungen oder einzelner Komponenten mit Hilfe von Computer-Modellen dienen unter anderem dem Vergleich von Aufbauvarianten oder der Optimierung von Dichtungssystemen. GDA-Empfehlung E 2-30 (DGGT 1998) gibt Hinweise für die Anwendung von Wasserhaushaltsmodellen.

Modelle sollen die Wechselwirkungen zwischen den Gliedern der Wasserhaushaltsbilanz und Einflussfaktoren in vereinfachter Weise möglichst realitätsnah berechnen und somit im Gegensatz zur einfachen klimatischen Wasserbilanz (siehe 5.6.3.2) eine verbesserte Abschätzung der Durchsickerung der Rekultivierungsschicht liefern. Allerdings bedeutet „realitätsnah“, dass keine völlige Übereinstimmung mit der Wirklichkeit erwartet werden darf. Vielmehr müssen komplexe Prozesse, wie zum Beispiel Wasserbewegungen im Porensystem des Bodens mit mathematischen Formeln in vereinfachter Form berechnet werden. Hieraus ergibt sich, dass Modellierungsergebnisse zwangsläufig von der Realität abweichen.

Eine weitere Einschränkung beim Einsatz von Modellen ist die Tatsache, dass bestimmte maßgebliche Parameter, zum Beispiel die Transpirations- und Interzeptionsleistung unterschiedlich aufgebauter Vegetationsbestände nur durch empirische Werte auf relativ schmaler Datenbasis charakterisiert und demnach (noch) nicht hinreichend genau quantifizierbar sind.

Zur Validierung bzw. Verifizierung eines Modells ist es deshalb nützlich, Messwerte und Modellierungsergebnisse für einen konkreten Zeitraum zu vergleichen. Die Messungen der Bodenwassergehalte und Absickerungsmengen in den Lysimeterfeldern auf der Deponie Leonberg erlauben einen solchen Vergleich und bieten die Möglichkeit, Wasserhaushaltsmodelle auf ihre Realitätsnähe zu überprüfen.

Aussagekräftige Wasserhaushaltsmodellierungen benötigen hinreichend lange Betrachtungszeiträume, um möglichst die ganze Bandbreite der Variationen des Klimas zu erfassen. Ein Zeitraum von mindestens zehn Jahren wird empfohlen (BERGER 1999). Es sollen Jahre betrachtet werden, die sich vor allem durch ihre Niederschlagssummen deutlich unterscheiden („nasse“, „trockene“ Jahre). Außergewöhnlich hohe Winterniederschläge können als „Lastfälle“ für die Berechnung der Absickerungsraten (BERGER 1999) dienen. Die Modellierungen des Wasserhaushalts der Lysimeterfelder in Leonberg wurden mit Klimadaten der DWD-Stationen Renningen und Böblingen für den Zeitraum 1992 bis 2003 gerechnet. Um das Klima des Betrachtungszeitraumes 1992 bis 2003 bewertend einordnen zu können, stehen weiterhin langjährige Monats- und Jahres-Mittelwerte für Temperatur und Niederschlag (Zeitraum 1961-1990) zur Verfügung. Ein Vergleich mit den Messwerten der Lysimeterfelder ist vorläufig jedoch nur für den Zeitraum August 2001 bis Dezember 2003, also über insgesamt 29 Monate, möglich.

5.7.1 Die Wasserhaushaltsmodelle: Gemeinsamkeiten – Unterschiede

Der Wasserhaushalt von Deponieabdeckungen und Oberflächenabdichtungen kann mit einer Reihe von Programmen modelliert werden (siehe DGGT 1998). Zur Wasserhaushaltssimulation von Oberflächenabdichtungssystemen wird heute meist das im Auftrag der US-EPA entwickelte Programm HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance) verwendet. Das Originalprogramm ist frei verfügbar; überarbeitet, an deutsche Verhältnisse angepasst - und nicht frei verfügbar - liegt aktuell die Version 3.80D vor (SCHROEDER & BERGER 2002, BERGER 2004). Das Programm BOWAHALD wurde speziell für Wasserhaushaltsberechnungen von Bergehalden entwickelt, es kann jedoch auch für Deponie-Oberflächenabdeckungen eingesetzt werden (DUNGER 2001). Die Programme können von den Autoren bezogen werden, die Kosten sind ungefähr gleich hoch. Für die folgenden Vergleichsrechnungen werden, als die am weitesten verbreiteten Programme, HELP und BOWAHALD sowie zwei weniger bekannte Modelle - BROOK90 und HYDRUS 2D – herangezogen.

HELP und BOWAHALD

Diese beiden Programmpakete können die meisten wichtigen hydrologischen Prozesse in vereinfachter Form berechnen. Die Modellstrukturen ähneln sich bei den Teilmodellen der Infiltration/Oberflächenabflussbildung, Versickerung und Schneeschmelze. Größere methodische Unterschiede existieren bezüglich der Interzeptions- und Verdunstungsmodellierung.

Die Stärken beider Modelle lassen sich wie folgt zusammenfassen (DUNGER 2002):

- Handhabung und Benutzerfreundlichkeit sind vergleichbar.
- Beide Modellen berechnen Wasserhaushaltsprozesse in der ausreichenden zeitlichen Auflösung von einem Tag. Mit beiden Modellen sind Regelabdichtungen, qualifizierte Abdeckungen bzw. Abdichtungen und einfache Abdeckungen modellierbar.
- Die zur Modellierung benötigten Eingangsdaten sind mit vertretbarem Aufwand zu beschaffen, Klimadaten können vom DWD bezogen werden.
- Für viele Bodenarten existieren (auf AG BODEN 1994 basierende) interne Vorgaben für die wichtigsten Kennwerte des Bodenwasserhaushalts.

In folgenden Punkten ist das HELP-Modell dem BOWAHALD überlegen:

- Das HELP-Modell hat einen hohen Validierungsstand (siehe z.B. BERGER 1999) und ist das weltweit am meisten angewendete Deponiewasserhaushaltsmodell.
- Das HELP-Modell berücksichtigt das Gefrieren und das Auftauen des Bodens sowie die Abflussbildung infolge Regen auf gefrorenen Boden.
- Die Eigenschaften von Kunststoffdichtungsbahnen können in unkomplizierter Form abgebildet werden.
- Veränderungen der Material- und Vegetationseigenschaften, beispielsweise durch Alterung einer mineralischen Dichtung, können im HELP-Modell eingegeben werden. BOWAHALD kann nur eine Vegetationsentwicklung im Modellierungszeitraum, beispielsweise von Gras zu Gebüsch oder zunehmende Durchwurzelungstiefen, berücksichtigen.

Die Stärken des Modells BOWAHALD sind (DUNGER 2002):

- Die Modellanwendung ist nicht allein auf unbewachsene Oberfläche und Grasbewuchs - wie bei HELP - beschränkt. Es können auch Strauch- und Baumvegetation, landwirtschaftliche Kulturen, versiegelte Flächen und sogar Gewässer modelliert werden. Die Bewuchseigenschaften werden durch Parameter wie Bestandesaufbau, Gesamtdeckungsgrad und Bestandesentwicklung charakterisiert.
- BOWAHALD berücksichtigt im Gegensatz zu HELP automatisch den Einfluss von Exposition und Hangneigung auf die Verdunstung. Eine externe Korrektur der Globalstrahlung bezüglich Exposition und Neigung ist demnach nicht notwendig.

- BOWAHALD gibt eine Vielzahl von Parametern der Wasserbilanz als Ergebnis aus, beispielsweise die Interzeptionsverdunstung. So wird das Modellierungsergebnis transparenter und besser interpretierbar.
- BOWAHALD berechnet Bodenwassergehalte von (Teil-)Schichten. Damit können Aussagen zur Wasserversorgung der Pflanzen abgeleitet werden oder die Austrocknungsgefährdung mineralischer Schichten abgeschätzt werden.

Beiden Modellen sind Grenzen gesetzt:

- Sie sind nur quasi-zweidimensional, weil verschiedene eindimensionale vertikal oder horizontal gerichtete Prozesse miteinander verknüpft sind. Flächen mit unterschiedlichen Eigenschaften (Neigung, Bewuchs, Aufbau etc.) sind damit nur indirekt berechenbar.
- Beide Modelle betrachten nur den Wasserfluss in der Matrix und nicht in den Sekundärporen (Risse, Wurzelkanäle u.a.). Dies ist eine bedeutsame Einschränkung, da in der Natur abhängig von Bodenart, Dichte und Gefüge sowie Bodenfeuchte ein unterschiedlich großer Anteil des Wassers sich im Sekundärporensystem bewegt.

BROOK90

BROOK90 (FEDERER 1995) ist ein eindimensionales Wasserhaushaltsmodell mit stark vereinfachenden Erweiterungen zu einem Gebietsmodell. Bei der vorliegenden Fragestellung wurde BROOK90 nicht als Gebietsmodell eingesetzt, wenn man von der Berücksichtigung von lateralem Matrixfluss absieht. Die Wasserbewegung wird also als im wesentlichen vertikal betrachtet. Daraus ergibt sich, dass auch die horizontale Heterogenität von hydraulischen Bodeneigenschaften und hydraulischen Zustandsvariablen wie dem Wassergehalt oder dem Matrixpotential vernachlässigt wird. Dies ist insbesondere beim Vergleich mit lokalen Messungen zu berücksichtigen, die diese praktisch immer vorhandene Heterogenität enthalten.

Als weitere Vereinfachung wird die Hysterese der hydraulischen Funktionen, der pF-Kurve und der hydraulischen Leitfähigkeit, vernachlässigt. Ebenfalls vernachlässigt wird die Veränderung der Porengeometrie mit der Zeit, etwa durch Quellen und Schrumpfen, und der Wassertransport in der Gasphase (Wasserdampftransport im Boden). Obwohl BROOK90 über einfache Möglichkeiten verfügt, schnellen Wasserfluss in groben Strukturen (Regenwurm-, Wurzelröhren, Schrumpfrisse o.ä.) abzubilden, wird in dieser Arbeit lediglich der Wasserfluss in der Bodenmatrix betrachtet.

Das Modell BROOK90 berechnet die eindimensionale vertikale Wasserbewegung nach der Richards-Gleichung unter Berücksichtigung von lateralem Abfluss. Die potenzielle Evapotranspiration wird von BROOK90 aus Klimadaten berechnet. In dieser Arbeit wird die von HAMMEL & KENNEL (2001) modifizierte Version von BROOK90 eingesetzt.

HYDRUS 2D

Das Programm Hydrus 2D basiert auf dem Modell SWMS_2D (SIMUNEK et al. 1994). Dieses Programm wurde vom U.S. Department of Agriculture zur Simulation von zwei-dimensionalen Wasser- und Stofftransporten in porösen Medien, beispielsweise Böden, entwickelt. Es berechnet gesättigte und ungesättigte (Grund-)Wasserströmungen mit einer numerischen Lösung der Richards-Gleichung. Wasserflüsse und Stofftransporte können in der vertikalen und horizontalen Ebene simuliert werden oder in einem dreidimensionalen Raum (BERGER 1999). Das Programm wurde bereits zur Modellierung von Kapillarsperren verwendet (BERGER et al. 1996).

Die Simulation der Lysimeterfelder wurde in Form eines strukturierten finite-Elemente-Netzes mit 25 x 25 Knotenpunkten diskretisiert. Für die Simulation wurden folgende Randbedingungen verwendet:

- Hangkopf: Kein Wasserfluss senkrecht zum Rand.

- Hangfuß: Wasser verlässt nur bei Sättigung das Simulationsgebiet. Unter ungesättigten Verhältnissen ist der Wasserfluss null.
- Hangunterseite: Kein Wasserfluss senkrecht zum Rand.
- Hangoberfläche: Der Wasserfluss ist zeitlich variabel.

Die potentielle Transpiration und Evaporation kann von HYDRUS 2D nicht aus allgemein verfügbaren Klimadaten berechnet werden. Sie wurde deshalb extern mit Hilfe des Programms BROOK90 (s.o.) ermittelt.

5.7.2 Klima in Leonberg 1992 bis 2003

Im folgenden Abschnitt werden die zur Bilanzierung und Modellierung des Wasserhaushalts wichtigsten Klimaparameter im Zeitraum 1992 - 2003 betrachtet und mit dem dreißigjährigen Mittel der DWD-Stationen Renningen und Böblingen verglichen. In Abbildung 5-36 sind die Niederschlags- und Temperaturwerte für den Betrachtungszeitraum 1992 - 2003 und die langjährigen Mittelwerte der Jahre 1961 - 1990 dargestellt.

Die Monatsmitteltemperaturen im Betrachtungszeitraum liegen durchgehend um 1,0 °C bis 3,2 °C unter den langjährigen Mittelwerten und auch die mittlere Jahresdurchschnittstemperatur von 9,0 °C ist um 1,5 °C niedriger als das langjährige Mittel von 10,6 °C. Der Zeitraum 1992 - 2003 ist somit insgesamt eher als kühl einzustufen. Daran ändert auch der „Jahrhundertssommer“ des Jahres 2003 wenig, das aufgrund niedriger Herbst- und Wintertemperaturen mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 9,4 °C ebenfalls deutlich unter dem langjährigen Mittel bleibt.

Die Abweichungen der monatlichen Niederschlagssummen zwischen dem Betrachtungszeitraum und dem langjährigen Mittel betragen mit Ausnahme des Oktobers stets weniger als 20 mm pro Monat. Vor allem in den Wintermonaten sind die Unterschiede gering, während der Herbst im betrachteten Zeitraum tendenziell niederschlagsreicher, Frühling und Sommer dagegen etwas niederschlagsärmer sind. Die mittleren Jahressummen der Niederschläge sind mit 764,2 mm (1961 - 90) bzw. 760,2 mm (1992 - 2003) fast gleich. Bezogen auf die Mittelwerte sind die Jahre 1992 bis 2003 demnach durchschnittlich, größere Abweichungen vom Mittel sind nicht zu verzeichnen.

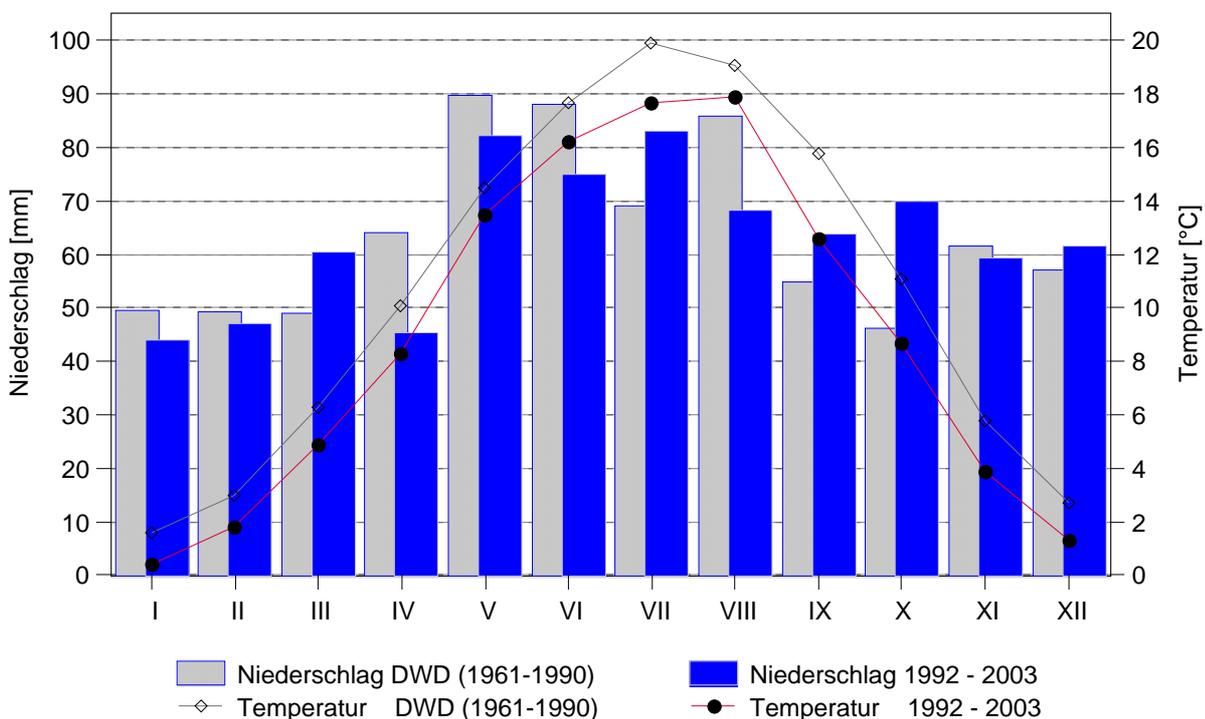


Abbildung 5-36: Monatssummen der Niederschläge und Mittel der Lufttemperatur in den Jahren 1992 - 2003 und im langjährigen Mittel (1961 - 1990); Klimadaten: DWD-Stationen Renningen (Niederschlag) und Böblingen (Temperatur)

Niederschlagssumme und -verteilung

Im Hinblick auf die Modellierung des Wasserhaushalts und die Bewertung der Funktion einer Rekultivierungsschicht ist neben der Niederschlagssumme auch die Verteilung der Niederschläge im Lauf des Jahres von Bedeutung (BERGER 1999). Wie die Wasserhaushaltsbetrachtungen des Jahres 2003 zeigen (siehe 5.6.3.1) können hohe Niederschlagsmengen außerhalb der Vegetationszeit selbst in einem

Überdurchschnittlich trockenen Jahr zu relativ hohen Absickerungsraten führen, da sowohl die Interzeptionsverdunstung von Blattflächen als auch die Transpiration der Pflanzen im Winter herabgesetzt ist.

Die Jahresniederschlagsmengen im Zeitraum 1992 - 2003 liegen zwischen 495,2 mm (2003) und 903,5 mm im Jahr 1995. Die Niederschläge der Jahre 2001 (874,8 mm) und 2002 (889,0) mm liegen deutlich über dem langjährigen Mittel. Wie bereits erwähnt, war 2003 mit nur 495,2 mm Regen ein außergewöhnlich trockenes Jahr. Nach der Definition des DWD (z.B. AKS 1996) sind, bezogen auf den Zwölfjahreszeitraum von 1992 bis 2003, das Jahr 2003 als Trockenjahr sowie 1995 und 2002 als Nassjahre zu bezeichnen.

Die Verteilung der Niederschläge ist in Leonberg unabhängig von der Jahressumme recht konstant (Abbildung 5-37) und beträgt ca. 57 % Sommerniederschlag von Mai bis Oktober gegenüber 53 % in der Zeit von November bis April. Das langjährige (1961 - 1990) und das zwölfjährige (1992 - 2003) Mittel unterscheiden sich in dieser Verteilung kaum. Lediglich die Jahre 1996 mit 68 %, 1999 mit 46 % und 2001 mit 47 % Anteil Sommerniederschlag weichen von der mittleren Verteilung deutlich ab. Da es 1999 relativ viel regnete, sind hier mit insgesamt 467,8 mm die höchsten Niederschläge im Zeitraum November bis April zu verzeichnen. Auch 2001 erreichten die Winterniederschläge mit 463,4 mm eine ähnliche Höhe, die Niederschlagsverteilung war 2001 mit einem Verhältnis Sommer/Winter von 47 %/53 % ebenfalls relativ ungünstig für den Standort Leonberg.

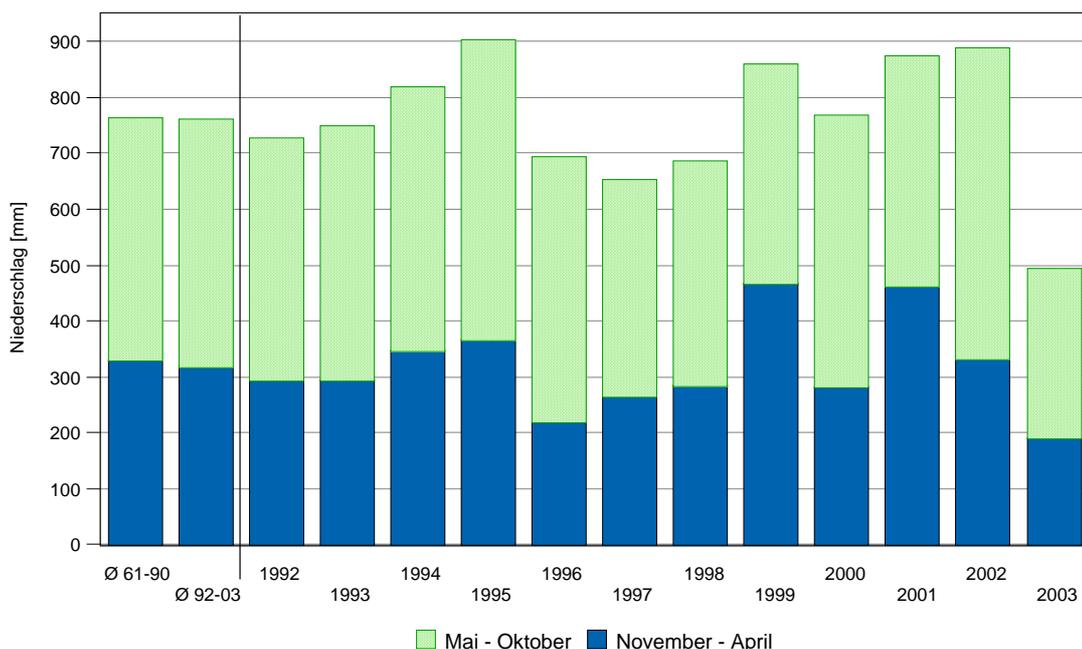


Abbildung 5-37: Jahressummen und Niederschlagsverteilung (Mai - Oktober / April - November) in den Jahren 1992 - 2003 und im langjährigen Mittel 1961-90; Klimadaten: DWD

5.7.3 Eingabedaten

Eine Tabelle mit den zur Modellierung herangezogenen Bodendaten der Lysimeterfelder Leonberg findet sich im Anhang.

Modellierungsvarianten mit HELP und BOWAHALD

Zusätzlich zu den Bodeneigenschaften (siehe Anhang), die als Eingangsdaten für alle Wasserhaushaltsmodellierungen dienen, wurden Varianten für das U- und das K-Feld mit den in Tabelle 5-13 aufgeführten Boden- und Vegetationsdaten gerechnet.

Tabelle 5-13: Varianten der Boden- und Vegetationseigenschaften für die Wasserhaushaltsmodellierungen mit HELP und BOWAHALD; OB = Oberboden, BE = Bestandesentwicklung, LAI = maximaler Blattflächenindex

HELP + BOWAHALD	BOWAHALD	HELP
	D	

K1k	kf-Wert im OB nicht korrigiert ¹	BE normal	LAI = 4	kein kapillarer Aufstieg ²
K1v				kapillarer Aufstieg
K2v	kf-Wert im OB korrigiert			
U1v	kf-Wert im OB nicht korrigiert			
U2v	kf-Wert im OB korrigiert		LAI = 3	
U13	kf-Wert im OB nicht korrigiert			
¹ : Die HELP- und BOWAHALD-Programmautoren (BERGER 2004, DUNGER 2002) schlagen vor, die Wasserdurchlässigkeit des Oberbodens (kf-Wert) höher anzusetzen, wenn dieser dicht bewachsen und gut durchwurzelt ist. ² : Bei dieser Variante wird angenommen, dass durch die verdichteten Schichten im K-Feld der kapillare Wasseraufstieg aus dem Unterboden gehemmt ist.				

Die Modellierungen mit den Programmen BROOK90 und HYDRUS 2D wurden nur mit den Bodenvarianten K1v und U1v gerechnet.

5.7.4 Ergebnisse: Wasserhaushaltsbilanzen

Im folgenden Abschnitt werden summarische Wasserhaushaltsbilanzen der vier Wasserhaushaltsmodelle für den Zeitraum von 1992 bis 2003 betrachtet.

HELP

In Tabelle 5-14 sind die über den Modellierungszeitraum 1992 bis 2003 gemittelten Wasserhaushaltsbilanzen aufgeführt. Die durchschnittliche Niederschlagsmenge beträgt 760 mm, hiervon werden laut HELP-Modellierung zwischen 456 mm (= 60 % des Niederschlages) und 529 mm (= 69 % des Niederschlages) verdunstet, so dass die mittleren Absickerungsraten zwischen 224 und 291 mm/a liegen. Im Vergleich zu den Literaturangaben der tatsächlichen Verdunstung, ca. 550 – 600 mm, (siehe 5.6.3.2) berechnet HELP für den 12-Jahres-Zeitraum eher niedrige ETa-Werte. Insgesamt weichen die Modellierungsergebnisse der Varianten eines Testfeldes nur wenig voneinander ab.

Größere Unterschiede bestehen zwischen den Wasserhaushaltsbilanzen des U- und des K-Feldes. Die mittleren Absickerungsraten für das K-Feld betragen ca. 250 mm/a, wenn unbegrenzte kapillare Wassernachlieferung aus dem Unterboden vorausgesetzt wird. Nimmt man an, dass die Verdichtungen den Kapillartransport behindern, so wird die Verdunstungsleistung vermindert und die Absickerungen steigen auf ca. 290 mm/a. Für das U-Feld werden insgesamt geringere Absickerungsraten von ca. 224 mm/a bzw. bei LAI = 3 (siehe Tabelle 5-13) 236 mm/a berechnet. Grund für die geringere Absickerungsmenge ist die tiefere Durchwurzelung des U-Feldes.

Das Programm ermittelt zwar Oberflächenabflüsse, die sich jedoch in der Größenordnung von ca. 12 mm/a kaum auf die Wasserhaushaltsbilanz auswirken. Unterschiede zwischen den Testfeldern bestehen beim Oberflächenabfluss nicht und waren auch aufgrund der gleichen Oberflächengestaltung nicht zu erwarten. Die Korrektur der Wasserleitfähigkeit des Oberbodens (Varianten K1v/K2v bzw. U1v/U2v) hat praktisch keine Auswirkungen auf den Oberflächenabfluss, dies ist sicher nicht realitätsnah.

Tabelle 5-14: Wasserhaushaltsbilanzen der HELP-Modellierung, Jahresdurchschnittswerte für den Zeitraum 1992 bis 2003; N = Niederschlag (DWD-Station Renningen), Etp = potenzielle Evapotranspiration, ETa = reale Evapotranspiration, Ao = Oberflächenabfluss, As = Absickerung

Variante	N	Etp	ETa	Ao	As
K1v	760,2	656,0	497,4	11,5	251,6
K2v		656,0	498,2	11,4	251,0
K1k		656,0	456,5	13,0	290,6
K2k		656,0	456,5	13,0	290,7
U1v		656,0	529,4	12,2	224,0
U2v		656,0	529,5	12,1	224,1
U13		656,0	516,9	12,4	236,2

BOWAHALD

Die mit dem Programm BOWAHALD modellierten durchschnittlichen Wasserhaushaltsbilanzen sind in Tabelle 5-15 aufgeführt. Sie unterscheiden sich teilweise deutlich von den HELP-Berechnungen. Die mittlere tatsächliche Verdunstung (ETa) liegt zwischen 538 und 597 mm, somit erheblich höher als von HELP berechnet. Diese Werte entsprechen den Literaturangaben (HAD 2002). Die von BOWAHALD berechneten Absickerungsmengen sind demnach mit 161 bis 214 mm jährlich um durchschnittlich 60 bis 80 mm niedriger als die HELP-Ergebnisse.

Die von BOWAHALD berechneten Oberflächenabflüsse zwischen ca. 1 und 10 mm jährlich sind kaum für die Wasserhaushaltsbilanz von Belang, systematische Unterschiede zwischen den Testfeldern sind nicht zu erkennen. Die Korrektur der Wasserleitfähigkeit des Oberbodens (Varianten K1v/K2v bzw. U1v/U2v) wirkt sich bei BOWAHALD erheblich stärker auf den Oberflächenabfluss aus als bei HELP (siehe

oben). Bei durchlässigerem Oberboden (K2v bzw. U2v) wird der Abfluss um den Faktor 10 verringert.

Tabelle 5-15: Wasserhaushaltsbilanzen der BOWAHALD-Modellierung, Jahresdurchschnittswerte für den Zeitraum 1992 bis 2003; N = Niederschlag (DWD-Station Renningen), ETp = potenzielle Evapotranspiration, ETpk = standortkorrigierte potentielle Evapotranspiration, ETa = reale Evapotranspiration, Ao = Oberflächenabfluss, As = Absickerung

Variante	N	ETp	ETpk	ETa	Ao	As
K1v	760,2	665,7	687,2	538,0	8,0	214,0
K2v		665,7	687,2	538,8	0,8	220,4
U1v		665,7	687,2	571,3	10,1	182,6
U2v		665,7	687,2	573,0	1,0	190,0

BROOK90

Tabelle 5-16: Wasserhaushaltsbilanzen der Modellierung mit BROOK90, Jahresdurchschnittswerte für den Zeitraum 1992 bis 2003; N = Niederschlag (DWD-Station Renningen), I = Interzeptionsverdunstung, E = (Boden-)Evaporation, T = Transpiration, ETa = reale Evapotranspiration (Summe aus I, E und T), Ao = Oberflächenabfluss, As = Absickerung, (Quelle: Berechnungen von K. HAMMEL)

Variante	N	I	E	T	ETa	Ao	As
K1v	760,2	56,0	297,0	397,0	750,0	0,0	35,0
U1v		56,0	300,0	415,0	771,0	0,0	15,0

Bei der Modellierung des Wasserhaushalts der Lysimeterfelder mit BROOKS90 ergab sich, dass die simulierte durchschnittliche Absickerung mit 35 mm für das K- und 15 mm für das U-Feld sehr gering ausfällt. Ein Großteil der Niederschläge – im K-Feld 98 % – wird über Interzeptionsverdunstung, Evaporation und Transpiration an die Atmosphäre zurückgegeben (Tabelle 5-16). Wegen der besseren Durchwurzelung ist dieser Effekt im U-Feld noch deutlicher, hier übersteigt im Mittel die Verdunstung (ETa) sogar die Niederschlagsmenge, nur in einzelnen Jahren kommt es überhaupt zu Absickerung. Oberflächenabfluss tritt in beiden Feldern praktisch nicht auf. Eine Erklärung für die hohe modellierte Verdunstungsrate, die auch Literaturangaben deutlich übersteigt, ist das tiefgründige und feinkörnige Bodenprofil mit entsprechend hoher Speicherleistung und guter kapillarer Nachlieferung von Wasser an die verdunstende Bodenoberfläche.

Um den Ursachen für das Modellierungsergebnis nach zu gehen, wurde ein Reihe von weiteren Berechnungen durchgeführt, die den Einfluss der Vegetation, der Hangneigung und der Exposition auf die berechneten Abflüsse zeigen. Dazu wurde einmal der LAI von 3 auf 1 erniedrigt und der SAI³² entsprechend angepasst, eine ebene Fläche simuliert, und die Exposition verändert (Ost und Nordost). Es wurde jeweils nur der angesprochene Parameter variiert, die anderen Werte wurden beibehalten.

Ein dünner Pflanzenbestand vermindert die Evapotranspiration nicht wesentlich, da das Bodensubstrat auch eine hohe Bodenevaporation ermöglicht. Ausschlaggebend ist also offenbar die hohe potenzielle Evapotranspiration. Dies zeigen die Berechnungen für einen flachen Standort oder weniger sonnige Expositionen, die entsprechend geringere Strahlungsausbeuten liefern. So ergeben sich für eine ebene Fläche mittlere jährliche Abflüsse von 160 mm und für einen weniger besonnten Nordosthang 280 mm. Diese durchschnittlichen Absickerungsmengen übersteigen die für die Lysimeterfelder ermittelten Werte (Tabelle 5-12) um ein ein Vielfaches. Dies zeigt, dass die Wasserbilanz der Lysimeterfelder von der potenziellen

³² BROOK90 verwendet neben dem Blattflächenindex (LAI) auch einen Stengelflächenindex (SAI) zur Berechnung der Pflanzenoberflächen, die Niederschlag interzipieren.

Evapotranspiration, genauer gesagt von der berechneten Strahlungsausbeute bestimmt wird.

HYDRUS 2D

Wie bereits zuvor erwähnt (siehe 5.7.1), kann HYDRUS 2D die Transpiration und Evaporation nicht aus allgemein verfügbaren Klimadaten berechnen. Da diese Werte von dem Programm BROOK90 geliefert wurden, liegen die modellierten Absickerungsmengen ebenfalls in der gleichen Größenordnung (Tabelle 5-17). Sie sind mithin erheblich niedriger als die von HELP und BOWAHALD berechneten Werte.

Tabelle 5-17: Wasserhaushaltsbilanzen der Modellierung mit HYDRUS-2D, Jahresdurchschnittswerte für den Zeitraum 1992 bis 2003; N = Niederschlag, E = Evaporation, T = Transpiration, ETa = reale Evapotranspiration (Summe aus E und T), Ao = Oberflächenabfluss, As = Absickerung (Quelle: Berechnungen von J. INGWERSEN)

Variante	N	E	T	ETa	Ao	As
K1v	760,2	370,8	390,9	761,7	0,0	14,7
U1v		374,5	395,0	769,5	0,0	9,3

5.7.5 Vergleich der Ergebnisse von HELP und BOWAHALD mit den Messungen

5.7.5.1 Absickerung

Ein Vergleich der modellierten Absickerungsraten³³ mit den Messwerten des Leonberger Lysimeterfeldes U ist für den Zeitraum vom 1. August 2001 bis 31. Dezember 2003 möglich. Durch die bis 1992 in die Vergangenheit reichende Modellierung mit realen Klimadaten ist sicher gestellt, dass die Modelle die Bodenwassersättigung im August 2001 so exakt wie möglich wiedergeben. Da die für die Modellierungsvarianten U1v und U2v keine relevanten Unterschiede ermittelt wurden (siehe Tabellen 5-14 und 5-15) wird zum Vergleich mit den Messwerten des U-Feldes jeweils nur Variante U1v herangezogen.

Gesamtsummen der Absickerung

Für den Vergleichszeitraum 1.8.2001 bis 31.12.2003 berechnete das Modell HELP eine Gesamt-Absickerungsmenge von 509 mm, BOWAHALD 424 mm. Die im U-Feld in dieser Zeit gemessene Absickerung beträgt insgesamt 626 mm.

³³ Die mit BROOK90 und HYDRUS 2D berechneten Ergebnisse (siehe 5.7.4) weichen so stark von den Messergebnissen des U-Feldes ab, dass ein Vergleich für diese Modelle nicht sinnvoll ist.

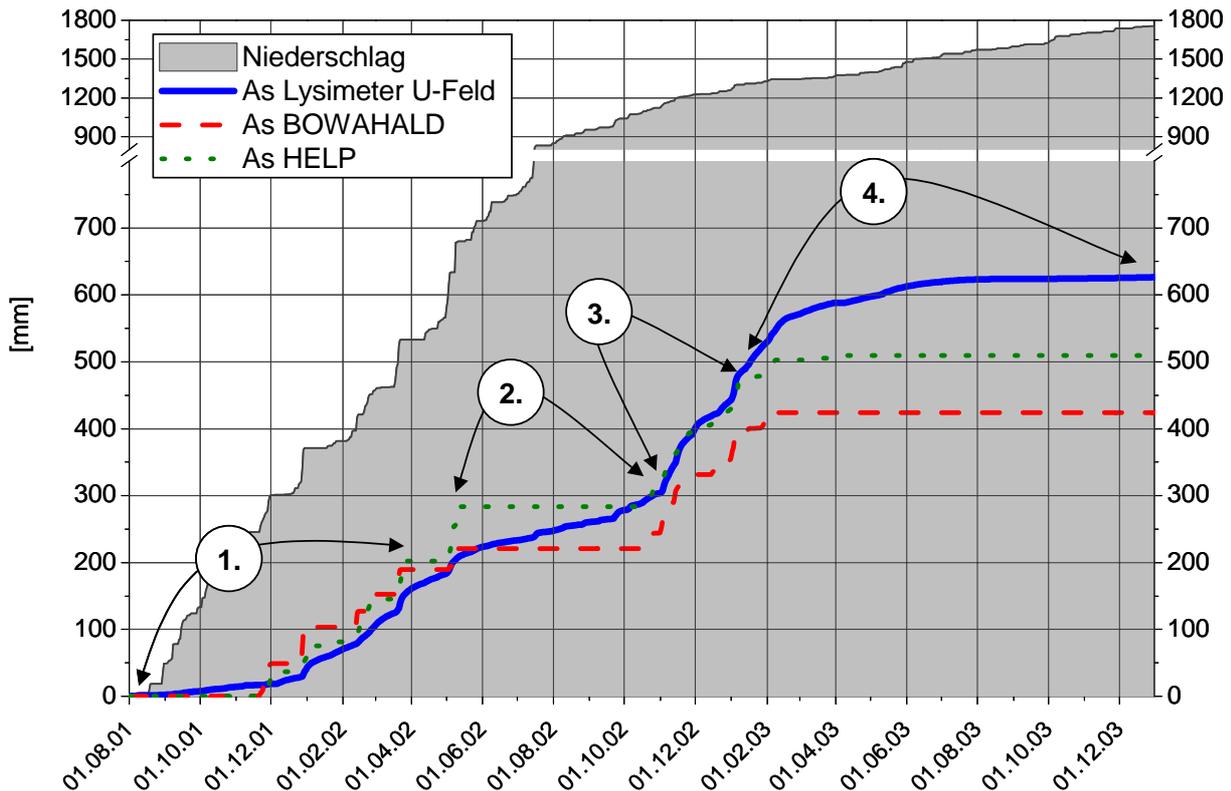


Abbildung 5-38: Niederschlag (DWD-Station Renningen), im Lysimeterfeld U gemessene und mit HELP und BOWAHALD modellierte Absickerung (As) für das U-Feld, Summenkurve der Tageswerte vom 1. August 2001 bis 31. Dezember 2003

In Abbildung 5-38 sind Summenkurven der Niederschlagsmenge, der im Leonberger Lysimeterfeld U gemessenen realen Absickerung sowie der mit HELP und BOWAHALD modellierten Absickerungsmengen dargestellt. Der Betrachtungszeitraum kann im Hinblick auf die Genauigkeit der Modellierungsergebnisse in vier Abschnitte (siehe Hinweise in Abbildung 5-38) untergliedert werden:

1. Von August 2001 bis Mai 2002 stimmen die berechneten Absickerungsmengen beider Modelle sehr gut mit der realen Absickerung des U-Feldes überein.
2. Anfang Mai 2002 überschätzt HELP die Wirkung einer regenreichen Phase (mit einem Starkregen von 44,7 mm am 9.5.) drastisch und berechnet 81 mm Absickerung gegenüber gemessenen 26 mm im U-Feld (siehe auch Abbildung 5-40). Die HELP-Summenkurve liegt deshalb ca. 70 mm über der Lysimeterkurve. Für den Sommer und Herbst 2002 berechnen beide Modelle keine Absickerung, tatsächlich versickern zwischen 1.5. und 1.10.2002 aber 95 mm im Testfeld. In der Summe unterschätzt BOWAHALD deshalb die Absickerung um ca. 50 mm, während sich die Fehler in den Berechnungen von HELP aufheben.
3. Ab Oktober 2002 steigen die Absickerungsraten im Lysimeterfeld an. In dieser Phase stimmen die modellierten und gemessenen Absickerungsmengen wieder gut überein, so dass die HELP-Summenkurve - bis Anfang Januar 2003 - fast genau auf der Messwertkurve verläuft. BOWAHALD berechnet zwar ebenfalls die ansteigende Absickerungsmengen ab Oktober 2002 recht genau, jedoch bleibt wegen des Fehlers im Sommer (siehe 2.) die Gesamt-Sickerwassermenge bis Januar 2003 um ca. 50 mm unter der realen Absickerung.
4. Beide Modelle berechnen ab Februar 2003 praktisch keine Absickerung mehr, obwohl im U-Feld bis Anfang Juni noch fast 100 mm versickern. So erklärt sich der relativ große Unterschied zwischen modellierter und ge-

messener Absickerung von 117 mm (ca. 19 %) bei HELP und 202 (ca. 33 %) bei BOWAHALD.

Aus dem Vergleich lässt sich ableiten, dass beide Modelle in Zeiten mit geringer Verdunstung und mehr oder weniger hohen Niederschlägen (Beispiel: August 2001 bis Mai 2002, [1.] in Abbildung 5-38; November 2002 bis Januar 2003, [3.] in Abbildung 5-38) die Verdunstung und damit auch die Absickerung relativ genau berechnen können. Im vorliegenden Beispiel stimmen die HELP-Werte dabei erheblich besser mit der Realität überein als die Ergebnisse von BOWAHALD. Im Sommer hingegen erfassen beide Modelle die langsame und oft geringfügige - in der Summe jedoch nicht zu vernachlässigende - Absickerung, vermutlich aus den tieferen Schichten der Rekultivierungsschicht (siehe folgenden Abschnitt und 5.7.5.2) überhaupt nicht.

Tageswerte der Absickerung

Im voran stehenden Abschnitt wurde festgestellt, dass die Wasserhaushaltsmodelle HELP und BOWAHALD die Gesamt-Absickerungsrate des U-Feldes mit einer Abweichung zwischen ca. 20 % und 30 % abbilden konnten. Zeitweise war die Genauigkeit erheblich größer, zeitweise waren die Abweichungen größer. Deshalb sind in Abbildung 5-39 und Abbildung 5-40 die Tageswerte der gemessenen und modellierten Absickerung aufgetragen.

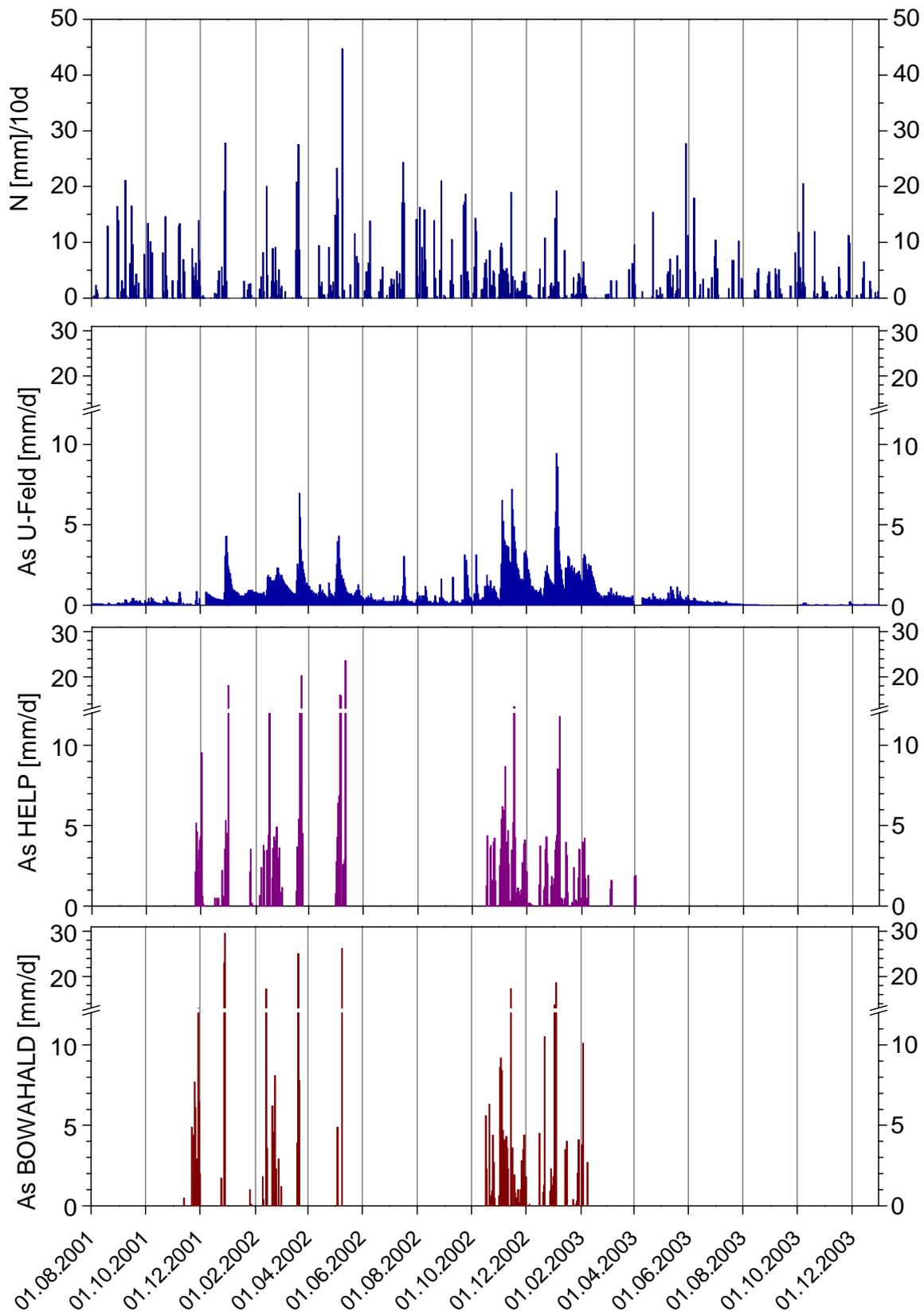


Abbildung 5-39: Tageswerte der Niederschläge (DWD-Station Renningen, oben), der im Lysimeterfeld U gemessenen sowie der mit HELP und BOWAHALD für das U-Feld modellierten Absickerungsraten (As), Zeitraum: 1. August 2001 bis 31. Dezember 2003, alle Werte in [mm/d]

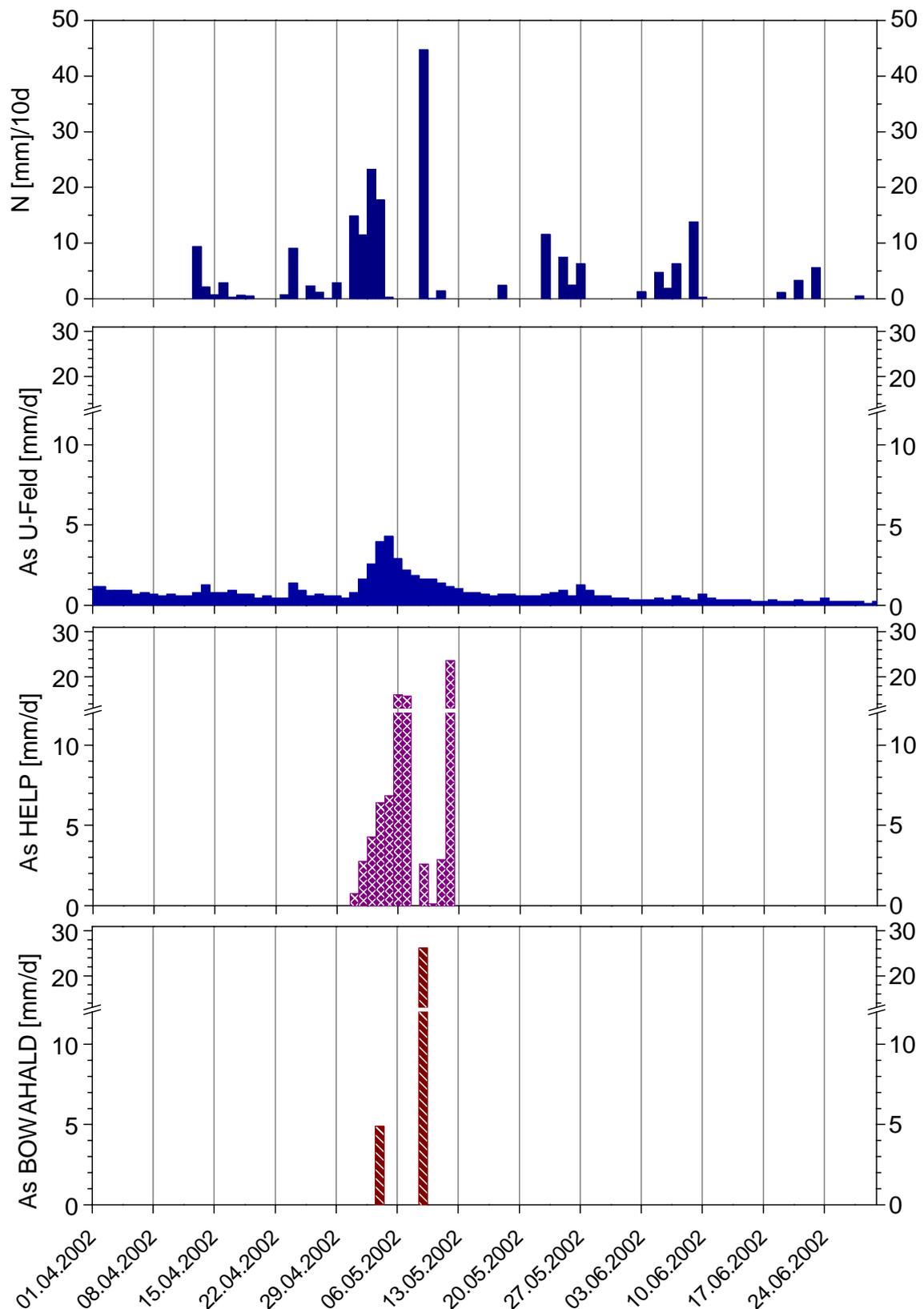


Abbildung 5-40: Tageswerte der Niederschläge (DWD-Station Renningen, oben), der im Lysimeterfeld U gemessenen sowie der mit HELP und BOWAHALD für das U-Feld modellierten Absickerungsraten (As), Zeitraum: 1. April bis 30. Juni 2002, alle Werte in [mm/d]

Bereits auf den ersten Blick wird deutlich, dass sich Messung und Modellierung erheblich unterscheiden. Die Absickerungskurve des Lysimeterfeldes ist sehr viel ausgeglichener als die der Modellierungen: Es gibt weniger Tage ohne Absickerung und die Spitzenwerte liegen deutlich niedriger. Der höchste im Zeitraum vom 1. August 2001 bis 31. Dezember 2003 gemessene tägliche Abfluss aus dem U-Feld

betrug 9,4 mm (am 4.1.2003), die Modelle berechneten tägliche Spitzenabflüsse von 23,6 mm (HELP) und 29,6 mm (BOWAHALD). Beide Modelle verhalten sich hierbei ähnlich, allerdings ist die Verteilung der Abflüsse bei HELP etwas näher an der Realität, denn es gibt weniger Tage ohne Abfluss.

Der zuvor beschriebene Sachverhalt kann beispielhaft an einem kurzen Zeitausschnitt aus der Messreihe noch besser verdeutlicht werden. Hierzu wurde der Zeitraum vom 1. April bis 30. Juni 2002 ausgewählt und in Abbildung 5-40 dargestellt. Wie bereits zuvor beschrieben, berechnen die Modelle entweder zu viel oder zu wenig Absickerung. Es zeigt sich aber auch, dass beide Modelle die Bedeutung einzelner Niederschlagsereignisse für die Absickerung offensichtlich stark überschätzen (siehe auch Anmerkungen zu Abbildung 5-38): So berechnete HELP eine Absickerung von 23,6 mm/d und BOWAHALD 26,2 mm/d in Folge eines Starkniederschlages mit 44,7 mm Regen am 9. Mai 2002. Auf die im Lysimeterfeld gemessenen Absickerungen wirkte sich dieses Einzelereignis jedoch überhaupt nicht aus. Die in den fast niederschlagsfreien Tagen nach dem Starkregen gemessenen Absickerungsraten betragen lediglich 1,05 bis 1,63 mm/d.

Betrachtet man einen längeren Zeitraum, beispielsweise vom 1. bis 15. Mai 2002, so ergibt sich ein differenziertes Bild: In dieser Zeit berechnet HELP trotz der insgesamt großen Abweichung ein realitätsnäheres Absickerungsverhalten als BOWAHALD (siehe Abbildung 5-40). Allerdings ist die von HELP berechnete Absickerungsmenge mit 81,9 mm viel zu hoch. BOWAHALD gibt für diesen Zeitraum zwar nur 31,1 mm aus und kommt damit in der Summe der im Lysimeterfeld gemessenen tatsächlichen Absickerungsmenge von 28,7 mm näher. Allerdings ist bei BOWAHALD die Verteilung der Absickerung auf nur zwei Tage noch weniger realitätsnah als bei HELP.

Die Betrachtung der Tageswerte beim Vergleich von Messung und Modellierung lässt nur den Schluss zu, dass die Modelle - zumindest bei Rekultivierungsschichten mit Eigenschaften wie in Leonberg - sowohl was die Verteilung der Absickerung als auch was die täglichen Sickerwassermengen anbelangt, ein wenig realistisches Ergebnis liefern. Sie sind deshalb für Wasserhaushaltsbetrachtungen mit zeitlich höherer Auflösung in keinem Fall geeignet.

5.7.5.2 Bodenwassergehalte

Sowohl HELP als auch BOWAHALD bieten die Möglichkeit, neben den wichtigsten Komponenten der Wasserhaushaltsbilanz (siehe 5.7.4) auch die Bodenwassergehalte auszugeben. HELP berechnet hierbei nur einen mittleren Wassergehalt der „Verdunstungszone“³⁴, während BOWAHALD Wassergehalte für nahezu beliebige Tiefenstufen modellieren kann.

Die Ergebnisse der Modellierungen und der Messungen des Bodenwassergehalts im U-Feld werden nachfolgend verglichen. In Abbildung 5-41 sind Ganglinien des Bodenwassergehalts als Mittelwert aller vier Messstellen im U-Feld und als Ergebnis der HELP-Modellierung dargestellt. Es zeigt sich, dass HELP Wassergehalte bei Sättigung und geringer Austrocknung relativ genau modelliert. Im Gegensatz dazu trocknet die Verdunstungszone bei HELP im Sommer - besonders deutlich 2001 und 2003 - viel stärker aus als dies im Testfeld tatsächlich der Fall ist. HELP überschätzt demnach die Wirkung der Evapotranspiration im Sommer, deshalb kommen auch zu niedrige Absickerungsraten zu Stande (siehe 5.7.5.1), auch ein niedrigerer LAI (Variante U13, Tabelle 5-14) ändert hieran nur wenig.

³⁴ Die „Verdunstungszone“ ist der Bereich des Bodens, dem Wasser durch Verdunstung (Evaporation + Transpiration) entzogen werden kann.

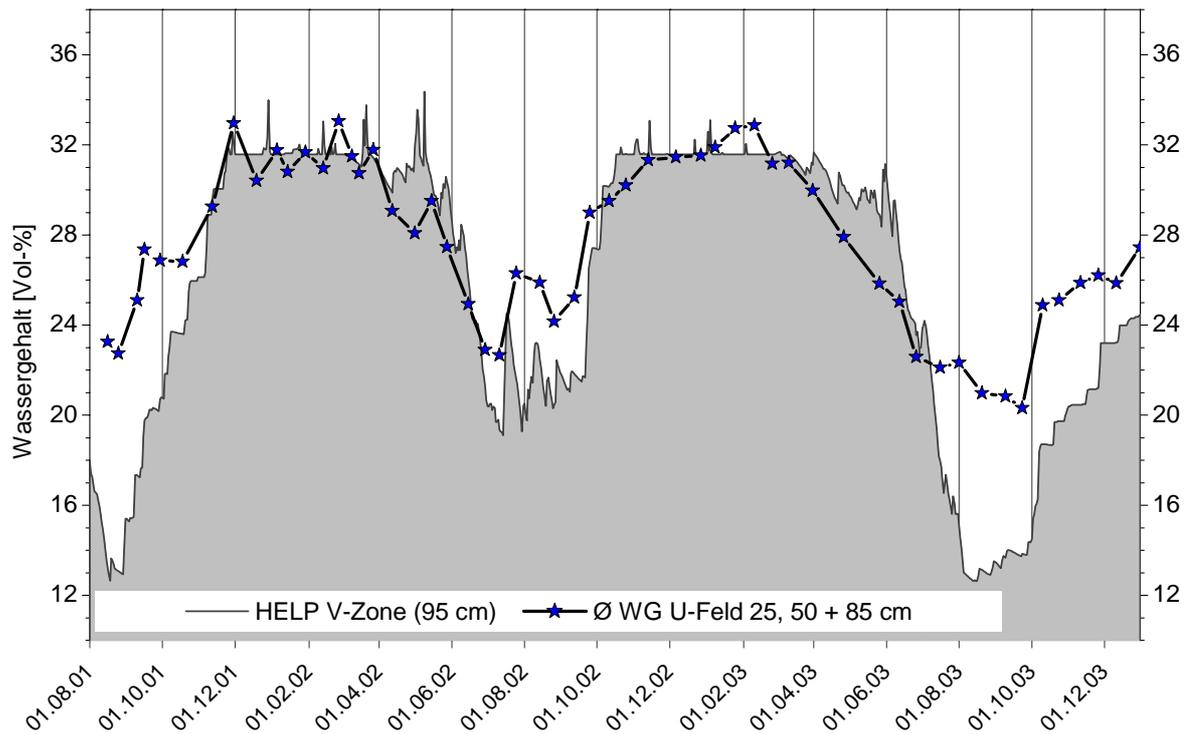


Abbildung 5-41: Gemessene und mit HELP modellierte Bodenwassergehalte [Vol-%]; Messung: Mittelwert aller vier Messstellen im U-Feld jeweils in 25, 50 und 85 cm Tiefe; V-Zone = „Verdunstungszone“ des HELP-Modells bis 95 cm Tiefe

Das Gleiche gilt auch für BOWAHALD, wie aus dem oberen Diagramm in Abbildung 5-42 deutlich wird. Auch hier wird nur die Tendenz der Wassergehaltsänderungen im Wurzelraum einigermaßen realistisch wiedergegeben. Das Programm berechnet für die unterhalb der Hauptwurzelzone des U-Feldes, die bis ca. 65 cm Tiefe reicht (vergleiche 5.5.3), liegenden Bodenschichten praktisch keine Wassergehaltsschwankungen mehr. Die Messwerte belegen aber, dass das U-Feld in den Sommermonaten mindestens bis 135 cm Tiefe teilweise entwässert wird³⁵ (Abbildung 5-42, Mitte und unten). Dieser Wasserentzug hängt zwar in seinem Ausmaß vom jeweiligen Witterungsverlauf ab, ist aber sowohl im Nassjahr 2002 als auch im Trockenjahr 2003 deutlich erkennbar.

³⁵ Im K-Feld sind Sensoren bis in 160 cm Tiefe eingebaut. Auch in dieser Tiefe schwankt der Wassergehalt im Jahresverlauf (siehe Abbildung 5-34), obwohl der Boden nicht durchwurzelt ist und der kapillare Aufstieg durch die Verdichtungsschichten gehemmt sein dürfte.

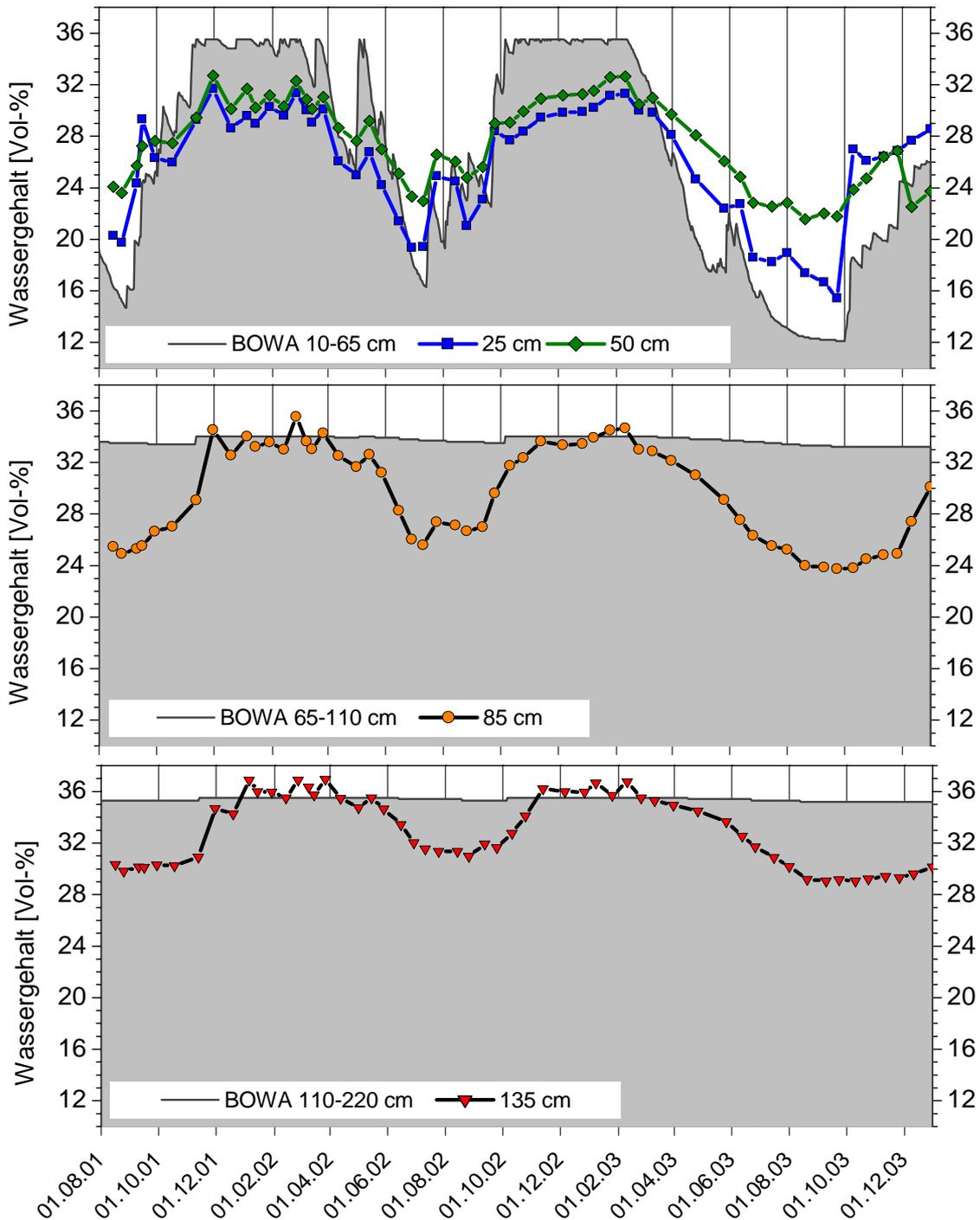


Abbildung 5-42: Gemessene und mit BOWAHALD modellierte Bodenwassergehalte [Vol-%] in 10–65 cm (oben), 65–110 cm (Mitte) und 110–220 cm (unten) Tiefe; Messung: jeweils Mittelwert aller vier Messstellen im U-Feld in der angegebenen Tiefenstufe

Das Verhalten des Lysimeterfeldes mit seinen im Vergleich zur Modellierung kontinuierlichen Absickerungen kann nur dadurch erklärt werden, dass aus dem Unterboden auch bei Wassergehalten unterhalb der Feldkapazität Wasser versickert. Die Modelle, zumindest bei BOWAHALD ist dies durch die Möglichkeit der Berechnung des Wassergehaltes beliebiger Tiefenstufen offensichtlich (Abbildung 5-42), behandeln jedoch die Feldkapazität als starre Grenze, unterhalb der kein Wasser mehr absickern kann. In Leonberg summiert sich diese kontinuierlich versickernde Wassermenge jedoch auf über 100 mm pro Jahr. Eine drastische Unterschätzung der Sickerung in Trockenphasen und vor allem Trockenjahren wie 2003 durch die Modelle ist hierbei die Folge.

Hieraus kann auch der Schluss abgeleitet werden, dass unter der Rekultivierungsschicht liegende mineralische Abdichtungen stärker austrocknen als von den Modellen berechnet. Ursache hierbei ist ebenfalls nicht Verdunstung und kapillarer Aufstieg, sondern Absickerung bei Wassersättigung um und unterhalb der Feldkapazität.

Resümee (5.7)

Soweit beim derzeitigen relativ kurzen Betrachtungszeitraum und der Beschränkung auf einen Standort eine Bewertung der Ergebnisse möglich ist, kann festgestellt werden:

- Die Wasserhaushaltsmodelle BROOK90 und HYDRUS2D lieferten völlig realitätsferne Ergebnisse und werden bei der folgenden Zusammenfassung nicht weiter berücksichtigt. Die Programme HELP und BOWAHALD können für längerfristige Betrachtungszeiträume, beispielsweise Jahressummen, nur sehr überschlägige Wasserhaushaltsbilanzen zur Bewertung der Wasserhaushaltsfunktion einer Rekultivierungsschicht liefern. Modellierungen können daher nur bedingt Messwerte aus Lysimeterfeldern ersetzen.
- Hierbei ist zu beachten, dass der Oberflächenabfluss von HELP und BOWAHALD insgesamt deutlich überschätzt wird. Dichte Pflanzenbestände lassen mit Ausnahme von katastrophalen Niederschlagsereignissen praktisch keinen Oberflächenabfluss entstehen.
- Die Genauigkeit der Absickerungswerte nimmt mit zunehmender zeitlicher Auflösung deutlich ab. Einzelne Tageswerte sind praktisch nicht verwertbar, da die Programme die Absickerung in Trockenphasen stark unter- und in Nassphasen sowie außerhalb der Vegetationszeit eher überschätzen. Die Betrachtung von Einzelereignissen oder die Bemessung von Entwässerungseinrichtungen etc. auf der Basis von Modellierungen ist mit den verwendeten Programmen somit nicht anzuraten.
- Die Bodenwassergehalte werden von HELP und BOWAHALD in ihrer Tendenz ansatzweise richtig wiedergegeben, allerdings nur innerhalb des durchwurzelten Bereich oder der Verdunstungszone. Die Bodenwassergehalte des Unterbodens werden, vor allem im Sommer, zu hoch angesetzt. Die Modelle sollten daher nicht zur Abschätzung des Austrocknungsverhaltens mineralischer Dichtungen eingesetzt werden.
- Hieraus resultiert der Fehler, Absickerungen aus dem Unterboden vor allem während der trockenen Sommermonate nicht zu erfassen.
- Im Beispiel der Leonberger Lysimeterfelder lieferte das Programm HELP genauere Wasserhaushaltsbilanzen als BOWAHALD, jedoch erscheinen auch an HELP substanzielle Korrekturen erforderlich. Lysimeterfelder als Lieferanten valider Vergleichsdaten können hierbei eine wesentliche Rolle spielen.

5.8 Bodentemperatur

Methode

In jedem Lysimeterfeld wurden zwei Messstellen (Ua / Uc und Ka / Kc) mit Thermosensoren in 25, 50, 85 und 135 cm Tiefe ausgestattet (siehe Abbildung 3-2). Die Bodentemperaturen wurden zu gleicher Zeit wie der Bodenwassergehalt und die Bodenwasserspannung abgelesen.

Ergebnisse

Die Ergebnisse der Temperaturmessungen von Juni 2001 bis April 2004 zeigen an den vier Messstellen sehr ähnlich verlaufende Temperaturganglinien mit folgenden Merkmalen:

- Die Temperaturextreme traten jeweils nahe der Bodenoberfläche auf, also an der Messstelle in 25 cm Tiefe.
- Die Minimaltemperaturen liegen dabei jeweils knapp über 0 °C, länger anhaltender Frost trat also zu keiner Zeit an einer Messstelle auf. Da in zweiwöchigen Intervallen gemessen wurde, ist es jedoch möglich, dass der Boden kurzzeitig auch in 25 cm Tiefe gefroren war
- Die Maximum-Temperaturen lagen bei der Meßstelle Kc etwas über 25 °C, bei den anderen etwas unter 25 °C.

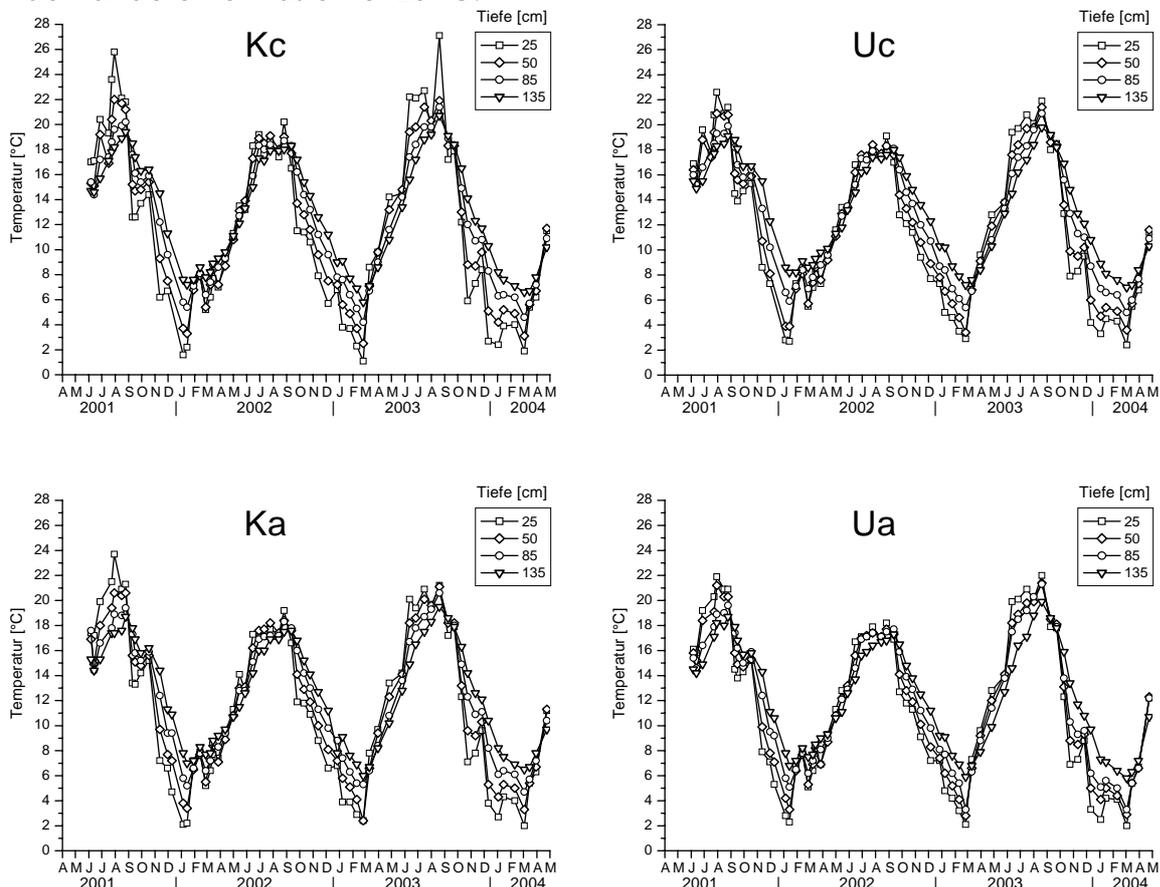


Abbildung 5-43: Temperaturverlauf in den Lysimeterfeldern von Juni 2001 bis April 2004, die Lage der Messpunkte ist aus Abbildung 3-2 ersichtlich.

Im Vergleich zu einer Messstelle der Universität Hohenheim (18 km südöstlich von Leonberg, 100 Höhenmeter tiefer gelegen) sind die Bodentemperaturen in den Lysimeterfeldern auf der Deponie Leonberg etwas niedriger (Tabelle 5-18), dies erklärt sich durch den Höhenunterschied. Eine deutliche Erwärmung des Bodens aufgrund der Umsetzungsprozesse im Müllkörper war somit nicht festzustellen.

Tabelle 5-18: Vergleich der Bodentemperatur von Leonberg und Hohenheim

	Ø Lysimeterfelder [500 m ü NN]*				Hohenheim [400 m ü NN]		
Tiefe [cm]	25	55	85	135	20	50	100
Temperatur [°C]*	12,3	12,5	12,9	13,4	13,7	13,5	13,7

* Durchschnitt der Messtage von Juni – Dezember 2002

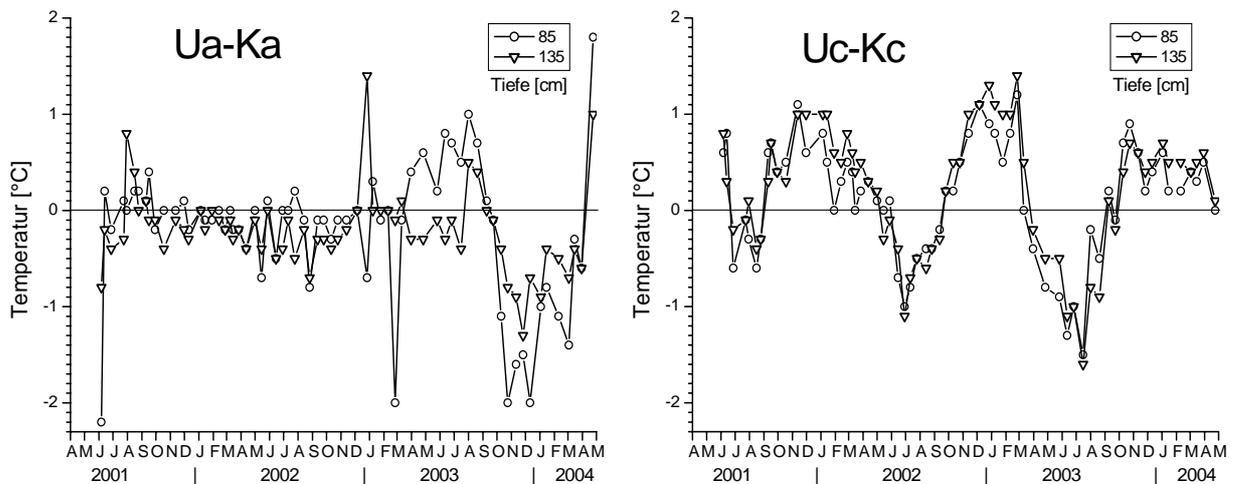


Abbildung 5-44: Temperaturdifferenz zwischen U- und K-Feld; die Messstellenpaare Ua/Ka und Uc/Kc liegen jeweils auf gleicher Höhe.

Um Unterschiede zwischen den Messstellen deutlicher hervorzuheben, können Ganglinien der Temperaturdifferenzen herangezogen werden. In Abbildung 5-44 sind die Temperaturdifferenzen der Unterböden zwischen den Messstellenpaaren der beiden Lysimeterfelder aufgetragen. Es zeigen sich folgende Tendenzen:

- Am Oberhang (Messstellenpaar Uc/Kc) ist es im Sommer im K-Feld wärmer, im Winter im U-Feld.
- Am Unterhang (Messstellenpaar Ua/Ka) ist die Tendenz bis Oktober 2003 nicht eindeutig. Im Herbst/Winter 2003/04 ist es im K-Feld deutlich wärmer.

Zwischen den beiden Messpunkten eines Lysimeterfeldes (Ka/Kc bzw. Ua/Uc) gibt es ebenfalls Unterschiede (Abbildung 5-45):

- Im U-Feld ist der Boden im unteren Teil der Böschung (Messstelle Ua) in der Regel – mit Ausnahme des Sommers 2003 – kühler als im oberen Drittel des Lysimeterfeldes (Uc).
- Auch im K-Feld ist der Unterboden der unteren Messstelle Ka im Sommer deutlich kühler als der der oberen Messstelle Kc. Im Winter weisen beide jedoch ähnliche Temperaturen auf.

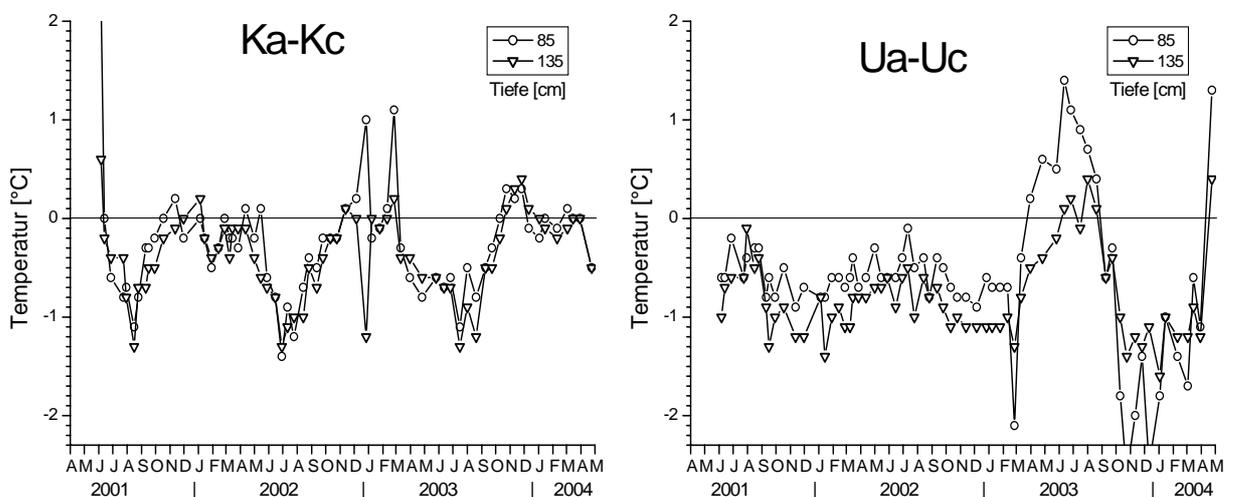


Abbildung 5-45: Temperaturdifferenz zwischen den unteren und oberen Messpunkten jedes Feldes

Eine eindeutige Interpretation der Ergebnisse ist schwierig, weil verschiedene Faktoren (z.B. Abkühlung durch Transpiration, unterschiedliche Wärmeleitfähigkeit

durch anderes Bodengefüge, Wärmetransport mit dem Hangzugwasser etc.) zusammenwirken können.

Am Unterhang müsste der Boden infolge der geringeren Sonneneinstrahlung auf Grund der Abschattung durch südlich und östlich liegende Hindernisse (Hügel, hohe Bäume) kühler sein. Vermutlich verändert sich aber im K-Feld aufgrund der drei Verdichtungsschichten, die häufiger zu Hangzugwasser führen (vergleiche 5.6.4), die Wärmebilanz durch diesen lateralen Wassertransport. Im Sommer wird durch kühleres Hangzugwasser, das durch die laterale Bodenpassage abgekühlt wurde, vom Oberhang aus der Unterboden des unteren Messpunkt abgekühlt. Im Winter, wenn der Boden in 85 und 135 cm Tiefe jetzt relativ zur Luft wärmer ist, erwärmt das Hangzugwasser den Unterboden des unteren Messpunktes Ka.

6 Bewertung der Ergebnisse

6.1 Fortschritte anderer Stellen im Lauf des Vorhabens

Bei der Rekultivierung von Deponien sind unter Umständen höhere Anforderungen an die Gestaltung und Ausführung der Rekultivierungsschicht zu stellen, als beispielweise bei der Wiedernutzbarmachung ehemaliger Abbauflächen. Diese Erkenntnis gegen Ende der 1990er Jahre löste eine umfangreiche Forschungstätigkeit zum Thema „Rekultivierungsschichten auf Deponien“ aus. Auch das Vorhaben BWS 99003 wurde im Rahmen dieser Aktivitäten konzipiert und durchgeführt. Inzwischen sind grundlegende Erkenntnisse gewonnen worden, und weitergehende Fragestellungen werden diskutiert.

So wurde bei einem Workshop der Arbeitsgruppe 7 „Oberflächenabdichtungssysteme“ des Arbeitskreises 6.1 „Geotechnik der Deponiebauwerke“ der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik diskutiert, inwieweit Rekultivierungsschichten dazu beitragen können, das Austrocknungsrisiko mineralischer Abdichtungen zu vermindern (siehe RAMKE et al. 2003). Es wurde vorgeschlagen, Rekultivierungsschichten mit einer „Versickerungsschicht“ im Unterboden zu versehen, so dass eine möglichst stetige geringe Absickerung zur Feuchthaltung der mineralischen Dichtung beiträgt.

Wie die Untersuchungen des Bodenwasserhaushalts der Leonberger Lysimeterfelder aus dem Sommer 2003 (siehe 5.6.3.1) zeigen, kann selbst eine sehr mächtige Rekultivierungsschicht in Trockenzeiten zumindest kurzfristig keine Versickerung mehr zulassen. Andererseits ist die Absickerung sehr viel gleichmäßiger verteilt, als dies beispielsweise die gängigen Wasserhaushaltsmodelle berechnen. Diese Erkenntnisse werden bei der Ausarbeitung einer GDA-Empfehlung in die Arbeitsgruppe 7 eingebracht.

6.2 Praktischer Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse, Empfehlungen

Bodenmechanik und Rekultivierungseignung

Erste in-situ-Messungen der Scherparameter der unverdichtet eingebauten Rekultivierungsschicht im Leonberger Testfeld mit einem eigens entwickelten „Karlsruher Schertester“ bestätigen die auf Grund von klassischen Laboruntersuchungen an einem vergleichbaren Probematerial gewonnenen Erkenntnisse. Leider wurde der Schertester im weiteren Verlauf des Vorhabens durch Bodensetzungen in seiner Funktion so weit beeinträchtigt, dass keine validen Messergebnisse mehr gewonnen werden konnten.

Trotzdem bestätigt auch die Realität, dass die unverdichtete Rekultivierungsschicht des Leonberger Lysimeterfeldes U standsicher ist. Die Hauptsetzungen des unverdichteten Bodenmaterials waren nach ca. sechs Monaten abgeklungen, Rutschungen und andere Schäden wurden bislang - auch nach extremen Regenfällen - nicht beobachtet.

Es kann deshalb festgestellt werden, dass die für Leonberg gemachten Angaben zur Standsicherheit zutreffend waren. Aus den speziellen Bodenmerkmalen der Rekultivierungsschicht der Lysimeteranlage Leonberg können somit folgende allgemeine Empfehlungen für standsicheres Bodenmaterial abgeleitet werden:

Die Erfahrungen beim Bau der Leonberger Lysimeterfelder lassen den Schluss zu, dass bei einer Hangneigung flacher als 1:2,5 bis 1:2,7 Bodenarten mit bis zu 25 Masse-% Ton bei unverdichtetem Einbau der Rekultivierungsschicht als standsicher angesehen werden können. Die Eigenschaften der verwendeten Böden sind jedoch im Einzelfall immer mit klassischen Scherversuchen zu ermitteln. Weiter gehende Versuche (Großrahmenschergerät etc) sind in diesem Fall nicht erforderlich.

Die Beschränkung des Tongehaltes eines Bodenmaterials auf < 25 Masse-% im Hinblick auf die Standsicherheit schließt einen Teil des Bodenartenspektrums für Rekultivierungszwecke an Deponieböschungen praktisch aus. Eine weitere Einschränkung bei der Auswahl der Bodenart ist die Rekultivierungseignung des

Bodenmaterials (z.B. BÖNECKE 1997, WATTENDORF & BÖNECKE 2003), die noch nach Folgenutzung und vorherrschendem Klima differenziert werden kann (ZWÖLFER et al. 1994). Qualifizierte Rekultivierungsschichten müssen aus geeigneten Bodenarten aufgebaut sein, damit die Ansprüche der Vegetation an Nährstoff- und Wasserversorgung sicher gestellt sind. Im Hinblick auf den Wasserhaushalt, insbesondere die Verminderung und Vergleichmäßigung der Absickerungsraten ist zu fordern, dass die Böden eine möglichst hohe (nutzbare) Wasserspeicherkapazität besitzen sollen (siehe z.B. DGGT 2000). Bei der folgenden Bewertung der Bodenarten ist vorausgesetzt, dass die Steingehalte bei guter Eignung höchstens 10 Vol-% und bei eingeschränkter Eignung maximal 30 Vol-% betragen.

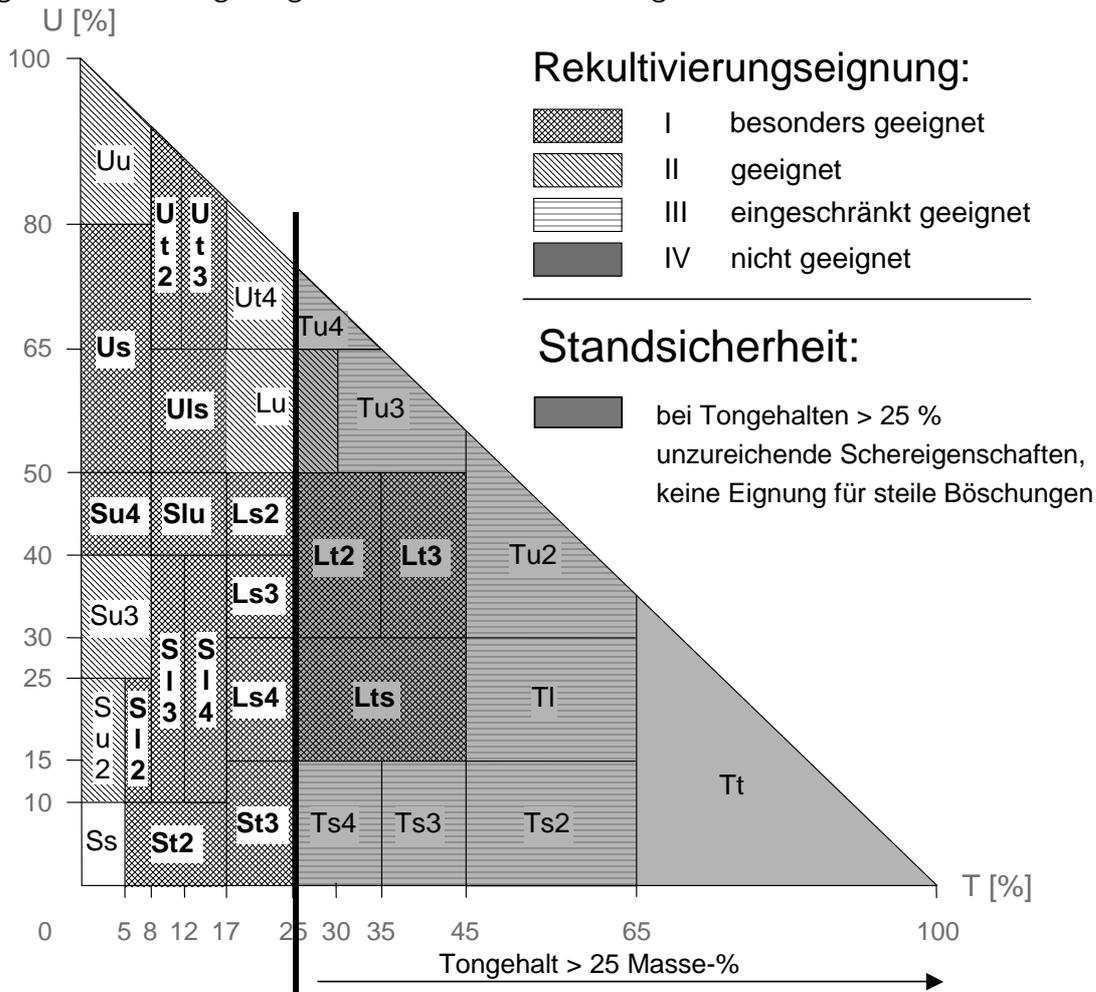


Abbildung 6-1: Eignung der Bodenarten unter den Aspekten Rekultivierungseignung und Standsicherheit an steilen Böschungen bis ca. 1:2,5 (nach ZWÖLFER et al. 1994, BÖNECKE 1997, WATTENDORF & BÖNECKE 2003, verändert); S,s = Sand, sandig; U, u = Schluff, schluffig; L, l = Lehm, lehmig; T, t = Ton, tonig

In der zusammenfassenden Bewertung der Eignung – Rekultivierungseignung einschließlich der Standsicherheitseigenschaften – von Bodenarten ergibt sich somit folgendes Bild (siehe Abbildung 6-1):

- Am Besten geeignet sind sandige und (schwach) tonige Schluffe, lehmige, schluffige und tonige Sande sowie sandige Lehme.
- Gut geeignet sind reine und stark tonige Schluffe sowie schluffige Lehme bis zu 25 % Tongehalt.
- Tonige Lehme sind an Hängen aus Standsicherheitsgründen (Tongehalt > 25 %) eher ungeeignet.
- Sandige, schluffige und lehmige Tone sind für ebene Flächen eingeschränkt geeignet.
- Reine Tone und reine Sande sind in keinem Fall als Rekultivierungssubstrate geeignet.

Wasserhaushalt der Rekultivierungsschichten

Aus den Wasserhaushaltsbetrachtungen der Lysimeterfelder können folgende vorläufigen Schlussfolgerungen gezogen werden:

1. Es sind Unterschiede zwischen den Lysimeterfeldern U (unverdichteter Boden) und K (verdichteter Boden) bei der Wassersättigung und dem Absickerungsverhalten zu erkennen. Deutliche Unterschiede bei der Absickerungsmenge sind jedoch erst mit der fortschreitenden Entwicklung der Gehölze zu erwarten.
2. Vor allem im Trockenjahr 2003 zeigte sich, dass der in Lagen verdichtet eingebaute Boden (K-Feld) in Kompartimente mit unterschiedlichem Wasserhaushalt differenziert ist. Diese Tatsache hat Auswirkungen auf die Wasserversorgung der Pflanzen, denn in Trockenzeiten war die Nachlieferung aus dem Unterboden und die Wiederbefeuchtung bei Niederschlägen auch aus dem Oberboden, gehemmt.
Das bedeutet weiterhin, dass in Nässephasen - zumindest bei dem in Leonberg verwendeten Bodenmaterial - Wasser auf verdichteten Schichten aufgestaut wird und lateral hangabwärts fließt. Hierdurch wird die Standsicherheit der Rekultivierungsschicht nachteilig beeinflusst. Das aus Gründen der Standsicherheit konventionell verwendete Verfahren „lagenweise verdichteter Einbau“ kann sich somit auch nachteilig auf die Standsicherheit von Rekultivierungsschichten auswirken.
3. Eine optimierte Rekultivierungsschicht kann auch in extremen Trockenjahren die Wasserversorgung des Bewuchses sicherstellen, jedoch lässt auch ein sehr großer Bodenwasserspeicher hierbei keine uneingeschränkte Verdunstung zu.
4. Der Vergleich der Wasserhaushaltsbilanzen der Leonberger Lysimeterfelder für die Jahre 2002 und 2003 mit den in der Literatur publizierten langjährigen Mittelwerten zeigt, dass diese Mittelwerte bei der Bilanzierung von konkreten Zeiträumen nur sehr beschränkte Aussagekraft besitzen. Das tatsächliche Witterungsgeschehen, z.B. die Niederschlagsverteilung, beeinflusst den Wasserhaushalt maßgeblich. Der Einsatz von Wasserhaushaltsmodellen mit hoher zeitlicher Auflösung zur Bilanzierung des Wasserhaushaltes von Oberflächenabdichtungen und Abdeckungen ist deshalb grundsätzlich ratsam.

In letzter Zeit wurde, verstärkt durch die Finanzprobleme der öffentlichen Haushalte, die Frage der Bezahlbarkeit aufwändiger Dichtungssysteme untersucht und diskutiert (siehe zum Beispiel WIEMER et al. 2003). Auch der Funktion der Wasserhaushaltsschicht wurde große Beachtung geschenkt, vor allem im Hinblick darauf, ob eine optimierte Rekultivierungsschicht bei gleicher Wirkung technische Dichtungselemente ganz oder teilweise ersetzen kann. Die Diskussion über diese Fragen kann jedoch nur sinnvoll geführt werden, wenn sie sich auf valide Daten stützt, wie sie beispielsweise in den Leonberger Lysimeterfeldern gewonnen werden und hydrologische und meteorologische Gesetzmäßigkeiten angemessen berücksichtigt.

Wasserhaushaltsmodelle

Die Vergleiche der realen Messwerte der Leonberger Lysimeterfelder mit den modellierten Absickerungsraten beruhen aufgrund des relativ kurzen Vergleichszeitraums (August 2001 bis April 2004) und lediglich zwei Aufbauvarianten auf einer relativ schmalen Datenbasis. Trotzdem sollen einige Schlussfolgerungen gezogen werden:

1. Die Modellierungsergebnisse konnten insgesamt nicht hinreichend genau die Zustände in Leonberg abbilden. Insbesondere in Trockenphasen wurde die Absickerung drastisch unterschätzt und bei einer zeitlichen Auflösung als Tageswerte waren die von den Modellen berechneten Sickerwassermengen falsch. Es liegt deshalb auf der Hand, weitere Vergleiche zwischen Messwerten und Modellierungsergebnissen zu fordern und bei ähnlichen Resultaten eine Verbesserung der Modelle anzustreben.

2. Es wird als notwendig erachtet, Wasserhaushaltsmodelle dahin gehend zu erweitern, dass sie lateralen Wasserzug abzubilden vermögen. Dies gilt insbesondere im Hinblick auf die Tatsache, dass Deponien zum großen Teil aus Böschungsflächen bestehen und verdichtete Lagen in konventionell ausgeführten Rekultivierungsschichten häufig zu finden sind. Entsprechend groß ist der Anteil von Flächen mit mutmaßlich lateral fließendem oder ziehendem Hangwasser.
3. Ein weiterer, allerdings mathematisch und im Modell sicher schwer zu quantifizierender Faktor ist, dass Bodenkenngößen wie beispielsweise die Feldkapazität wohl in der Realität weit weniger klar definierte Grenzen sind, als dies im Allgemeinen angenommen und auch in die Modelle integriert wird. So zeigen die Leonberger Lysimeterfelder ein von den Modellrechnungen deutlich abweichendes Absickerungsverhalten.

Ökonomische Aspekte

Der wesentliche Kostenfaktor bei der Herstellung von qualifizierten Rekultivierungsschichten ist das Bodenmaterial. Höhere Kosten können entstehen, weil mehr Bodenmaterial benötigt wird. Im Gegensatz zur gesetzlichen Mindestanforderung von 1,0 m Mächtigkeit (TASi 1993, DepVO 2002) gehen alle Empfehlungen (BRAUNS et al. 1997, DGGT 2000) zu „Wasserhaushaltsschichten“ von deutlich größeren Auftragsstärken aus.

Höhere Kosten können aber auch durch Qualitätsanforderungen an das Bodenmaterial entstehen. Beim Bau der Leonberger Versuchsfelder ergaben sich Mehrkosten in Höhe von ca. 6,50 EUR/m³ gegenüber einer Abnahme von Boden ohne jegliche Qualitätsanforderungen. Die Kosten für das Bodenmaterial können jedoch nicht verallgemeinert werden, da sie stark von der regionalen und aktuellen Verfügbarkeit geeigneter Böden und der Konkurrenzsituation mit anderen Baumaßnahmen abhängig sind. Bei der Rekultivierung größerer Deponieabschnitte von mehreren Hektar Fläche und einem Bedarf von 20.000 m³/ha Bodenmaterial bei 2 m Auftragsstärke der Rekultivierungsschicht sind im Voraus Maßnahmen zur Beschaffung des Bodenmaterials erforderlich (siehe WATTENDORF et al. 2003), soll es nicht zu einer Materialverknappung und damit möglicherweise noch höheren Preisen kommen.

Den möglichen Mehrkosten für das Bodenmaterial in einer Größenordnung von 13 EUR/m² bzw. 130.000 EUR/ha stehen mögliche Einsparungen gegenüber. Dadurch, dass in einer qualifizierten Rekultivierungsschicht im Vergleich zu einer konventionell ausgeführten Rekultivierung schon nach wenigen Jahren geringere Absickerungsmengen zu erwarten sind, können Kosten bei der Sickerwasserbehandlung oder Abwasserreinigung eingespart werden. Eine um 100 mm geringere jährliche Absickerungsrate bedeutet 1.000.000 l/ha bzw. 1000 m³/ha weniger Abwasser. Die Kosten für eine Abwasserbehandlung können je nach Wasserqualität zwischen ca. 3,00 und 20,00 EUR/m³ betragen. Dieser Aspekt ist vor allem für Altteile von Deponien ohne Kunststoffdichtung interessant.

Mehrkosten durch das Verfahren „unverdichteter Einbau“ werden in der Praxis nicht erwartet, da ein Arbeitsgang, das Verdichten des Bodens mit der Walze, eingespart werden kann. Die in Leonberg eingesetzte leichte Raupe ist für große Baumaßnahmen zu leistungsschwach und damit letztlich zu teuer. Es sollte deshalb geprüft werden, inwieweit ein vergleichbares Ergebnis mit größeren und effizienteren Maschinen bewerkstelligt werden kann.

6.3 Forschungsbedarf

Die aus dem Vorhaben BWD 21010 gewonnenen Ergebnisse bestätigen die vermuteten günstigeren Standorteigenschaften unverdichtet eingebauter Rekultivierungsschichten. Im Testfeld U entwickelte sich eine größere Regenwurmpopulation und die Vegetation reagierte mit einer deutlich tiefer reichenden Durchwurzelung und geringfügig besserem Wachstum der gepflanzten Gehölze. Die Lysimeterfelder unterscheiden sich auch hinsichtlich ihrer Reaktion auf Niederschläge und Austrocknung, jedoch nicht durch signifikant unterschiedliche Absickerungsmengen. Dies ist wohl in erster Linie darin begründet, dass die angepflanzten Gehölzbestände noch sehr jung und somit noch weit davon entfernt sind, einen Wasserverbrauch in der Größenordnung von Wäldern zu erreichen. Es ist damit zu rechnen, dass mit der Entwicklung der Gehölze hin zu einem Waldbestand und steigendem Wasserverbrauch die Unterschiede zwischen den Testfeldern deutlicher werden.

Deshalb muss die Forschung in Leonberg auf die langfristige Untersuchung der in den Testfeldern zu erwartenden Veränderungen von Boden und Vegetation und damit auch des Wasserhaushaltes abzielen. Das Forschungsprogramm sollte deshalb weitergeführt werden. Sinnvoll wäre hierbei eine kontinuierliche Überwachung der Lysimeterfelder mit reduzierten Bodenwassergehaltsmessungen sowie in zeitlichen Abständen von drei bis fünf Jahren Untersuchungen zur Bodenentwicklung, Regenwurmfauna und Vegetation.

Im Hinblick auf die praxisnahe Umsetzung der Forschungsergebnisse sind noch einige Fragen offen, die zukünftig beantwortet werden sollten:

1. Herkunft und Eigenschaften der bei einer Rekultivierung verwendeten Substrate sind aus baubetrieblichen Gründen in der Regel nicht im Voraus bekannt. Im Bauablauf ist eine kurzfristige Prüfung der angedienten Böden und eine schnelle Freigabe zur Anlieferung erforderlich. Somit sind selbst einfache Laborscherversuche zur Bestimmung der Scherparameter unverdichteter Rekultivierungssubstrate, wie sie in Abschnitt 6.2 (siehe: Bodenmechanik und Rekultivierungseignung) gefordert werden, in der Praxis selten möglich. Ein erster Ansatz zur Bewertung der Bodeneignung wurde in 6.2 vorgestellt, um diesen Widerspruch aufzulösen. Allerdings sollten weiter gehende Untersuchungen zu prinzipiellen Schereigenschaften für typische und verbreitete Bodenmaterialien Baden-Württembergs als „Referenzböden“ im Voraus ermitteln. In Verbindung mit Verbreitungskarten geeigneter Bodenarten könnten somit bereits im Vorfeld umfangreicher Bauvorhaben Maßnahmen zur Bodenbeschaffung einsetzen.
2. Der Bau der Leonberger Versuchsanlage hat gezeigt, dass auch beim Bodeneinbau ohne zusätzliche Verdichtung trotz Verwendung einer leichten Raupe mit Moorketten Oberbodenverdichtungen entstehen. Diese sind positiv mit der Häufigkeit der Befahrungen der Bodenoberfläche korreliert. Es sollte deshalb untersucht werden, ob in der Praxis der Einsatz einer schweren Raupe effektiver ist, weil so mit einer geringeren Zahl von Überfahrten das gleiche Bodenvolumen eingebaut werden kann. Dieses Verfahren wäre aufgrund der höheren Arbeitsleistung in jedem Fall kostengünstiger, möglicherweise könnte damit sogar das Ausmaß der Oberbodenverdichtung reduziert werden.
3. Das in Leonberg praktizierte Verfahren des „Vor-Kopf-Verschiebens“ ist nur bei Böschungslängen bis ca. 60 m sinnvoll anwendbar. Bei längeren Böschungen besteht die Gefahr, dass das häufige Befahren den Oberboden zu stark und vor allem zu tief verdichtet. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass auch die Art des Bodenmaterials und die Bodenfeuchte einen wesentlichen Einfluss auf die Verdichtbarkeit haben. Es bleibt zu prüfen, mit welchen weiteren praxistauglichen Verfahren Böden schonend(er) eingebaut werden können. Bei sehr langen Böschungen könnten beispielsweise gegebenenfalls Hilfsbermen erstellt oder andere Verfahren wie Bandabsetzer verwendet werden.

4. Dem lateralen Wasserzug in geneigten Rekultivierungsschichten, wie er in den Leonberger Lysimeterfeldern nachgewiesen werden konnte, wurde bislang keine Beachtung geschenkt. Ein Grund hierfür kann sein, dass die im Deponiewesen eingesetzten Wasserhaushaltsmodelle lateralen Wasserzug praktisch nicht berechnen können. Es wäre interessant, zu prüfen, ob sich mit lagenweise eingebauten Rekultivierungsschichten und dem Fassen und Abführen der lateralen Absickerung am Böschungsfuß langfristig die Absickerungsmengen aus der Rekultivierungsschicht in die Entwässerungsschicht beziehungsweise beim Fehlen weiterer Dichtungselemente in den Deponiekörper reduzieren lassen.

6.4 Beitrag der Ergebnisse zu den Zielen des Förderprogramms BW-PLUS

Leitziel des Förderprogramms BWPLUS ist eine *nachhaltige Entwicklung am Standort Baden-Württemberg durch Sicherung der natürlichen Lebensgrundlagen. ... Entwickelt werden sollen natur- und sozialwissenschaftliche, technische und methodische Beiträge und Instrumente zur Lösung von Problemen, um die Herausforderungen zu bestehen, eine dauerhaft lebenswerte Umwelt zu gestalten. ... Gefördert werden anwendungsorientierte Projekte, für die im Land Baden-Württemberg eine besondere Relevanz besteht. Über die Analyse hinaus sollen ökologisch, aber auch ökonomisch tragfähige Problemlösungen erarbeitet werden.* (Zitat aus: www.bwplus.fzk.de/).

Die Optimierung von Rekultivierungsschichten dient in erster Linie umweltschützerischen Zielen. Eine nachhaltige Oberflächensicherung von Deponiebauwerken hat, auch auf sehr lange Zeiträume bezogen, das Ziel, die Umwelt (Boden, Wasser, Luft) vor dem Austrag von Schadstoffen aus dem Deponiekörper zu schützen. Dies ist langfristig nur mit geeigneten Rekultivierungsschichten einschließlich ihrem Bewuchs möglich. Die Diskussionen um die Dauerhaftigkeit und Funktionssicherheit technischer Dichtungssysteme, beispielsweise der mineralischen Abdichtungen (siehe RAMKE et al. 2002), macht dies deutlich.

Nachrangig können in der Deponie-Rekultivierung auch landschaftspflegerische Aspekte berücksichtigt werden, wenn beispielsweise dauerhafte Waldbestände auf ehemaligen Deponieflächen etabliert werden sollen. Qualifizierte Rekultivierungsschichten tragen dazu bei, Stressfaktoren wie Trockenheit, Nährstoffmangel etc. weitmöglichst zu reduzieren. Dies entspricht dem Leitziel von BWPLUS „Sicherung der natürlichen Lebensgrundlagen“.

Die Ergebnisse des Vorhabens BWD 21010 belegen, dass das neu entwickelte und im Vorhaben untersuchte Verfahren des unverdichteten Bodeneinbaues in der Rekultivierung Boden schonender ist, denn die Bodenstruktur wird besser erhalten und die Standortqualität der umgelagerten Bodenmaterialien leidet weniger als bei dem konventionell im Deponiebau verwendeten Verfahren. Das Verfahren kann demnach, zumindest wenn es zukünftig auch großflächig zum Einsatz kommt, einen Beitrag zum Bodenschutz leisten.

BWPLUS strebt kooperative Forschungsprojekte an, die auch den Ergebnistransfer und die Umsetzung der wissenschaftlichen Arbeit zum Ziel haben (Zitat aus: www.bwplus.fzk.de/). Das Vorhaben BWD 21010 war, ebenso wie das vorangegangene Vorhaben BWS 99003, nur zu realisieren, in dem Institutionen aus unterschiedlichen Fachbereichen zusammen arbeiteten. Kapitel 3.3 ist zu entnehmen, in welcher Weise die Erkenntnisse aus dem Vorhaben auf direktem Weg in die Deponiepraxis transferiert werden können.

7 Veröffentlichungen

7.1 Veröffentlichungen während der Projektlaufzeit

Publikationen

Bieberstein, A., Brauns, J. & Reith, H. (2003): Standsicherheit und Setzungsverhalten unverdichtet geschütteter Rekultivierungsschichten von Oberflächenabdichtungssystemen, Bautechnik 80, Heft 6: 372 - 379

Bieberstein, A., Reith, H. & Saucke, U. (2004): Stability and settlement behaviour of uncompacted soil for the recultivation of landfill capping systems, Green 4 – 4th Int. Symposium on Geotechnics Related to the Environment, Wolverhampton (UK)

Haubrich, E. & P. Wattendorf (2002): Forschungsvorhaben „Rekultivierung von Deponien“ – Ergebnisse aus Testfeldern in Baden-Württemberg, in: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt [Hrsg.]: Fachinformation 3/2002: H 1 - 26, Halle

Wattendorf, P. & O. Ehrmann (2002): Erprobung von Wurzelsperren zum Schutz von Drainage- und Abdichtungsschichten vor Durchwurzelung, in: Egloffstein, T., G. Burkhardt & K. Czurda [Hrsg.]: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 2002, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis 125: 257 - 272, Berlin

Wattendorf, P., W. Konold & O. Ehrmann [Hrsg.] (2003): Gestaltung von Rekultivierungsschichten und Wurzelsperren, Culterra Band 32, 184 S., Freiburg

Wattendorf, P., W. Konold, G. Bönecke, A. Bieberstein, J. Brauns, H. Reith, O. Ehrmann, E. Haubrich & M. Koser (2003): Bau und Eigenschaften unverdichteter Rekultivierungsschichten, Schriftenreihe Geotechnik, Heft 10/1: 185 –196, Weimar

Vorträge und Poster

Forschungsvorhaben „Rekultivierung von Deponien“ - Ergebnisse aus Testfeldern in Baden-Württemberg, Fachtagung „Deponietechnik 2002 - Abschlussplanung und Sicherung von Deponien“, 11. April 2002, Halle (P. Wattendorf, E. Haubrich)

Gestaltung und Entwicklung des Bewuchses auf Rekultivierungsschichten von Deponien und Altlasten, 1. Symposium Umweltgeotechnik, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V., 8. - 9. Oktober 2003, Bauhaus-Universität Weimar (P. Wattendorf)

Bau und Eigenschaften unverdichteter Rekultivierungsschichten, 1. Symposium Umweltgeotechnik, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V., 8.-9. Oktober 2003, Bauhaus-Universität Weimar (Wattendorf, P., W. Konold, G. Bönecke, A. Bieberstein, J. Brauns, H. Reith, O. Ehrmann, E. Haubrich & M. Koser)

7.2 Geplante Veröffentlichungen

Die Veröffentlichung des erweiterten Schlussberichtes des Forschungsvorhabens BWSD 99003 in der Schriftenreihe Culterra (siehe 7.1) ist auf Grund reger Nachfrage bereits seit einiger Zeit vergriffen. Es ist deshalb eine zweite Auflage des Culterra Bandes 32 mit den Ergebnissen beider Vorhaben geplant.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zum Wasserhaushalt der Rekultivierungsschichten können in einer entsprechenden Fachzeitschrift wie beispielweise WASSER UND ABFALL veröffentlicht werden.

Ein wichtiges Teilergebnis des Vorhabens ist die Erkenntnis, dass Wasserhaushaltsmodelle offensichtlich (weiterer) Verbesserungen bedürfen. Da bereits Kontakte aus der Arbeitsgruppe zum Programmator der deutschen HELP-Version bestehen, bietet es sich an, die zu diesem Thema aufgeworfenen Fragestellungen und mögliche Lösungsansätze gemeinsam zu publizieren.

Wichtige Kommunikationsforum für das Fachpublikum sind Fachveranstaltungen wie „Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis“ und andere, die regelmäßig von Mitgliedern der Arbeitsgruppe genutzt werden (siehe Literatur). Es ist zu erwarten, dass nach der Publikation der Ergebnisse die Möglichkeit besteht, einzelne Aspekte durch Vorträge im Rahmen solcher Veranstaltungen einem größeren Kreis von Interessenten zugänglich zu machen.

8 Literatur

- ATV-DVWK (2002): Verdunstung in Abhängigkeit von Landnutzung, Bewuchs und Boden, ATV-DVWK-Merkblatt M 504, 139 S., Hennef
- BERGER, K. & SOKOLLEK, V. (1997): Sind qualifizierte Abdeckungen von Altdeponien unter den gegebenen klimatischen Voraussetzungen der BRD sinnvoll bzw. möglich?, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis Band 103: 15- 40
- BERGER, K. (1999): Validierung und Anpassung des Simulationsmodells HELP zur Berechnung des Wasserhaushalts von Deponien für deutsche Verhältnisse, Hrsg.: Umweltbundesamt, 557 S., Berlin
- BERGER, K., B. STEINERT, S. MELCHIOR, K. BURGER & G. MIEHLICH (1996): Validierungsstudie zur Simulation des Abflussverhaltens in Kapillarsperren mit SWMS_2D, Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 79: 91 - 94
- BIEBERSTEIN, A., J. BRAUNS & H. REITH (2003): Standsicherheit und Setzungsverhalten unverdichtet geschütteter Rekultivierungsschichten von Oberflächenabdichtungssystemen, Bautechnik 80, Heft 6: 372 - 379
- BIEBERSTEIN, A., G. BÖNECKE, J. BRAUNS, O. EHRMANN, E. HAUBRICH, W. KONOLD, M. KOSER, H. REITH & P. WATTENDORF (2001): Untersuchungen zur Gestaltung von Rekultivierungsschichten, Teil 1: Fragestellung, Aufbau der Versuchsfelder, in: Maier-Harth, U. [Hrsg.]: Oberflächenabdichtungen und Rekultivierung von Deponien, 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz: 295 – 298
- BIEBERSTEIN, A., G. BÖNECKE, J. BRAUNS, O. EHRMANN, E. HAUBRICH, W. KONOLD, M. KOSER, H. REITH & P. WATTENDORF (2001): Untersuchungen zur Gestaltung von Rekultivierungsschichten, Teil 2: Standsicherheit und bodenphysikalische Eigenschaften, in: Maier-Harth, U. [Hrsg.]: Oberflächenabdichtungen und Rekultivierung von Deponien, 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz: 299 – 302
- BIEBERSTEIN, A., REITH, H. & SAUCKE, U. (2004): Stability and settlement behaviour of uncompacted soil for the recultivation of landfill capping systems, Green 4 – 4th Int. Symposium on Geotechnics Related to the Environment, Wolverhampton (UK)
- BÖNECKE, G. (1994): Forstwirtschaftliche Belange bei der Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien, Schriftenreihe Angewandte Geologie 34: 409 – 425, Karlsruhe
- BÖNECKE, G. (2001): Verzicht auf Oberflächenabdichtungen durch forstliche Rekultivierung von Deponien - Deponiewald statt Oberflächenabdichtungen?, in: EGLOFFSTEIN, T., & BURKHARDT, G. [Hrsg.]: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis Band 122: 263 - 280
- BRAUNS, J., K. KAST, H. SCHNEIDER, W. KONOLD, P. WATTENDORF & B. LEISNER (1997): Forstwirtschaftliche Rekultivierung von Deponien mit TA Siedlungsabfallkonformer Oberflächenabdichtung, Handbuch Abfall Band 13, 97 S. + Anhang, Karlsruhe
- BZE (1990): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald, Hrsg.: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 147 S.
- DepVO = Deponieverordnung (2002): Verordnung über Deponien und Langzeitlager und zur Änderung der Abfallablagerungsverordnung vom 24. Juli 2002, BGBl I Nr. 52, S. 2807-2831
- DGGT = DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR GEOTECHNIK (1998): GDA-Empfehlung E 2-30, Modellierung des Wasserhaushalts der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien, Bautechnik 75 (9)

- DGGT (2000): GDA-Empfehlung E 2-31 Rekultivierungsschichten (Entwurf), Bautechnik 77 (9): 617 – 626
- DIN 19731: Bodenbeschaffenheit – Verwendung von Bodenmaterial (1998)
- DUNGER, V. (2001): Modellierung des Wasserhaushaltes von Systemen zur Oberflächensicherung von Deponien mit dem Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodell BOWAHALD, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 122: 179 - 211
- DUNGER, V. (2002): Dokumentation des Modells BOWAHALD zur Simulation des Wasserhaushaltes von wasserungesättigten Deponien/Halden und deren Sicherungssystemen, 134. S., Freiberg
- DUNGER, W. (1997): Bodenbiologische Forschung zur Rekultivierung ostdeutscher Braunkohlehalden, Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 83: 141 - 144
- DVWK (1980): Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern, DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft Heft 114, 52 S., Hamburg & Berlin
- EHRMANN, O. & BABEL, U. (1991): Quantitative Regenwurmerfassung - ein Methodenvergleich, Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 66, I: 475 - 478
- EPPINGER, M., H. SCHACK-KIRCHNER & E. HILDEBRAND (2002): Rückegassen als Wurzelraum? Allg. Forstzeitschrift - Der Wald: 489 - 491
- FEDERER, C. A. (1995): Brook90: A Simulation Model for Evaporation, Soil Water and Stream Flow, Version 3.1. Computer Freeware and Documentation, USDA Forest Service
- FEIN, W. & E. MANZ (2001): Bau einer Wasserhaushaltsschicht - die Praxis zur Theorie am Beispiel der Deponie Eisenberg (Donnersbergkreis), in: Maier-Harth, U. [Hrsg.]: Oberflächenabdichtungen und Rekultivierung von Deponien, 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz: 227 – 245
- FRÜND, H.-C., E. EGBERT & G. DUMBECK (2004): Spatial distribution of earthworms (Lumbricidae) in recultivated soils of the Rhenish lignite-mining area, Germany, J. Plant Nutr. Soil Sci. 167: 494 - 502
- GAERTIG T, H. SCHACK-KIRCHNER, E. HILDEBRAND & K. V. WILPERT (2002): The impact of soil aeration on oak decline in south-western Germany, Forest Ecology and Management 159 (1-2): 15 - 25
- GLINSKI J. & W. STEPNIOWSKI (1985): Soil aeration and its role for plants, CRC Press, Boca-Raton FL, 229 S.
- HAMMEL, K. & KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 185
- HARTGE, K.H. & HORN, R. (1992): Die physikalische Untersuchung von Böden, 177 S., Stuttgart
- KONOLD, W., WATTENDORF, P. & LEISNER, B. (1997): Anforderungen an die Rekultivierungsschicht beim Rekultivierungsziel "Wald", Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis Band 103: S. 179 - 188, Berlin
- KRATH, U. (2001): Oberflächenabdichtung der Deponie Fernthal (Kreis Neuwied) - Wasserhaushaltsoptimierung und KDB-Abdichtung im Systemverbund, in: Maier-Harth, U. [Hrsg.]: Oberflächenabdichtungen und Rekultivierung von Deponien, 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz: 227 – 245
- KREBS, M. (1995): Biogene Bodengefüge: Pflanzenartspezifische Oberboden-Mikrogefüge und Aspekte ihrer Entstehung. Hohenheimer Bodenkundliche

- Hefte 26, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, Stuttgart
- LINN D. M. & J.W. DORAN (1984): Effect of water-filled pore space on Carbondioxide and Nitrous oxide Production in tilled and non-tilled soils, *Soil Sci. Am. J.* 48: 1267 - 1272
- MAAS, D. & PFADENHAUER, J. (1994): Effizienzkontrollen von Naturschutzmaßnahmen - fachliche Anforderungen im vegetationskundlichen Bereich, *Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz H.* 40: 25 - 50, Bonn-Bad Godesberg
- MURACH, D., L. ILSE, F. KLAPROTH, A. PARTH & H. WIEDEMANN (1993): Rhizotron-Experimente zur Wurzelausbreitung der Fichte, *Forstarchiv* 64: 191 - 194
- QI, J., J. D. MARSHALL & K. G. MATTSON (1994): High soil carbondioxide concentrations inhibit root respiration of Douglas fir, *New Phytol.* 128: 435 - 442
- SANDS, R., P. B. NUGROHO, D. V. LEUNG, O. J. SUN & P. W. CLINTON (2000): Changes in soil CO₂ and O₂ concentrations when radiata pine is grown in competition with pasture or weeds and possible feedbacks with radiata pine root growth and respiration, *Plant and soil* .Vol 225: 213 - 225
- SCHACK-KIRCHNER, H. & E. HILDEBRAND (1998): Prozessmonitoring mit Gaskonzentrationsmessungen in Waldböden, in: Hildebrand E. (Hrsg.): *Der Gashauhalt von Waldböden: Messung, Modellierung und ökologische Bedeutung*, *Freiburger Bodenkundl. Abhandlungen* 37: 9 - 149, Freiburg
- SCHACK-KIRCHNER, H. (1996): Holzernte und Bodenschutz: Wie ernst muß man das Vorsorgeprinzip nehmen? *Agrarforschung in Baden-Württemberg* 26: 259-267, Stuttgart
- SCHACK-KIRCHNER, H., E. HILDEBRAND & K. V. WILPERT (1993): Ein konvektionsfreies Sammelsystem für Bodenluft, *Zeitschr. Pflanzenernährung und Bodenkunde* 156: 307-310
- SIMUNEK, J., T. VOGEL & M T. VAN GENUCHTEN (1994): The SWMS_2D Code for Simulating Water Flow and Solute Transport in Two-Dimensional Variably Saturated Media, Version 1.2. Research Report 132, U.S. Salinity Laboratory, ARS, USDA
- TASi (1993): Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall), Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen, *Bundesanzeiger Jahrg. 45, Nr. 99a*, Hrsg. v. Bundesministerium der Justiz
- VON WILPERT, K. (1986): Wurzelbildung von Douglasien auf Pseudogleyen im Nördlichen Oberschwaben, *Mitt. Verein f. forstliche Standortkunde und Forstpflanzenzüchtung* 32: 57 - 71
- WATTENDORF, P. & BÖNECKE, G. (1999): Rekultivierungsplanung Kreismülldeponie Neuenburg, Teil 1: Bestandsaufnahme und Bewertung, unveröff. Gutachten im Auftrag der Abfallwirtschaft Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald (ALB), Institut für Landespflege, Freiburg
- WATTENDORF, P. & BÖNECKE, G. (2000): Rekultivierungsplanung Kreismülldeponie Neuenburg, Teil 2: Rekultivierungskonzept, unveröff. Gutachten im Auftrag der Abfallwirtschaft Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald (ALB), Institut für Landespflege, Freiburg
- WATTENDORF, P. & BÖNECKE, G. (2001): Standortgutachtung Mülldeponie Eichelbuck (Freiburg), unveröff. Gutachten im Auftrag der Abfallwirtschaft und Stadtreinigung Freiburg GmbH (ASF), 53 S. + Anhang, Institut für Landespflege, Freiburg
- WATTENDORF, P. & G. BÖNECKE (2003): Rekultivierung der Hausmülldeponie Herten, Rekultivierungskonzept, unveröff. Gutachten im Auftrag der

- Abfallwirtschaft Landkreis Lörrach, 48 S. + Anhang, Institut für Landespflege, Freiburg
- WATTENDORF, P. & KONOLD, W. (2000): Untersuchungen zur Gestaltung von Rekultivierungsschichten und Wurzelsperren, 11 S., <http://www.bwplus.fzk.de>
- WATTENDORF, P. & KONOLD, W. (2001): Untersuchungen zur Gestaltung von Rekultivierungsschichten und Wurzelsperren, 13 S., <http://www.bwplus.fzk.de>
- WATTENDORF, P. & SOKOLLEK, V. (2000): Gestaltung und Entwicklung von standortgerechtem Bewuchs auf Rekultivierungsschichten, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 47: 225 – 234

9 Anhang

Bodendaten der HELP – Modellierung

Profil	Horizont	Fläche StO-Einheit	Anteil Oberfl.-Abfluss	Tiefe der Verdunstungszone	Schichttyp	Mächtigkeit	Texture No.	Gesamtporenvolumen	US-Fieldcapacity	PWP	Anfangswassergehalt	Gesättigte Leitfähigkeit (kf)	Neigung	Böschungslänge		
		m ²	%	cm		cm		[Vol/Vol]				cm/s	%	m		
K1v	1	360	100	65	1	10	122	0,490	0,410	0,180	nicht definiert	0,00044	35	36		
	2				1	25	322	0,406	0,294	0,120		0,00009				
	3				1	35	322	0,384	0,294	0,120		0,00009				
	4				1	150	522	0,359	0,306	0,125		0,000035				
K1k	1			35	Übrige Merkmale wie K1v											
K2v					Übrige Merkmale wie K1v									0,002110		
K2k				35	Übrige Merkmale wie K2v									0,002110		
U1v	1	360	100	95	1	10	122	0,490	0,410	0,180	nicht definiert	0,00044	35	36		
	2				1	55	322	0,399	0,316	0,120		0,00009				
	3				1	45	322	0,374	0,284	0,120		0,00009				
	4				1	110	322	0,406	0,316	0,120		0,00009				
U2v	1				Übrige Merkmale wie U1v									0,00211		

Bodendaten der BOWAHALD-Modellierung

Profil	Horizont	Bodenart	Dichtestufe (nach AG Boden 1994)	Anzahl Teilschichten	Mächtigkeit je Teilschicht	gesättigte Leitfähigkeit (nach AG Boden 1994)	Gesamtporenvolumen	FFeldkapazität	PWP	Anfangswassergehalt	Kapillare Steighöhe	mittlere Böschungslänge	Mächtigkeit
					mm	m/s	%	%	%	%	mm	m	cm
K1v	1	Ut3	2	1	100	0,0000044	49,0	47,0	18,0	47	700	36	10
	2	Ut3	3	2	125	0,0000009	40,6	35,9	12,0	35	800		25
	3	Ut3	3	2	175	0,0000009	38,4	35,9	12,0	35	800		35
	4	Ut3	4	10	150	0,0000003	35,9	35,3	12,5	35	900		150
K2v	1					Programm- interne Korrektur							
U1v	1	Ut3	2	1	100	0,0000044	49,0	47,0	18,0	47	700	36	10
	2	Ut3	3	5	110	0,0000009	39,9	35,5	12,0	35	800		55
	3	Ut3	3-4	3	150	0,0000009	37,4	34,0	12,0	34	800		45
	4	Ut3	3	10	110	0,0000009	40,6	35,5	12,0	35	800		110
U2v	1					Programm- interne Korrektur							