

**„WASSERHAUSHALT ALTERNATIVER DEPONIE-
OBERFLÄCHENABSCHLUSSSYSTEME -
FELDVERSUCHE UND MODELLIERUNGEN“**

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der
Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.) vorgelegt an der
Fakultät XVII Geowissenschaften
der Ruhr-Universität Bochum

vorgelegt von

Dipl.-Ing. Kathrin Weiß

Angefertigt unter der Betreuung von
Prof. Dr. Harald Zepp

1. Gutachter: Prof. Dr. Harald Zepp
 2. Gutachter: Prof. Dr. Andreas Schumann
- Fachfremder Gutachter: Prof. Dr. Jürgen Scheuer

Bad Driburg, Mai 2009

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG	1
2	ENTWICKLUNG IN DER DEPONITECHNIK – RECHTSVORSCHRIFTEN UND STAND DER TECHNIK	4
2.1	HISTORISCHE ENTWICKLUNG.....	4
2.2	RECHTLICHE REGELUNGEN.....	5
2.2.1	<i>Abfallbeseitigungsgesetz/Abfallgesetz - AbfG</i>	<i>5</i>
2.2.2	<i>Technische Anleitungen.....</i>	<i>5</i>
2.2.3	<i>Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW-/AbfG</i>	<i>12</i>
2.2.4	<i>Europäische Deponierichtlinie (EU-DeponieRl).....</i>	<i>12</i>
2.2.5	<i>Abfall-Ablagerungsverordnung (AbfAbfV)</i>	<i>13</i>
2.2.6	<i>Deponieverordnung (DepV).....</i>	<i>13</i>
2.2.7	<i>Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts.....</i>	<i>13</i>
3	DEPONIE-OBERFLÄCHENABSCHLUSSSYSTEME – STAND DER FORSCHUNG	16
3.1	REKULTIVIERUNGSSCHICHT.....	16
3.2	DICHTUNGSELEMENT	18
3.2.1	<i>Kunststoffdichtungsbahn.....</i>	<i>19</i>
3.2.2	<i>Deponieasphaltdichtung.....</i>	<i>20</i>
3.2.3	<i>Bentonitmatten.....</i>	<i>20</i>
3.2.4	<i>Kapillarsperre.....</i>	<i>22</i>
3.2.5	<i>Vergütete Mineralstoffgemische</i>	<i>24</i>
3.2.5.1	<i>Bentonitvergütetes Mineralgemisch</i>	<i>24</i>
3.2.5.2	<i>Trisoplast®.....</i>	<i>24</i>
3.2.6	<i>Mineralische Abdichtung</i>	<i>25</i>
4	THEORIE DER BODENWASSERBEWEGUNG UND DES WÄRMETRANSPORTES	26
4.1	WASSER IM BODEN.....	27
4.1.1	<i>Potentialkonzept.....</i>	<i>27</i>
4.1.2	<i>Wasserbewegung im Boden.....</i>	<i>29</i>
4.2	PORENVOLUMEN.....	30
5	VERSUCHSAUFBAU UND UNTERSUCHUNGSMETHODIK	34
5.1	AUSGANGSSITUATION.....	34
5.2	VERSUCHSAUFBAU.....	35
5.2.1	<i>Wetterstation auf der Deponie Castrop-Rauxel.....</i>	<i>35</i>
5.2.2	<i>Versuchsstation 1.....</i>	<i>35</i>
5.2.3	<i>Versuchsstation 2.....</i>	<i>39</i>
5.2.4	<i>Versuchsstation 2x.....</i>	<i>45</i>
5.3	UNTERSUCHUNGSMETHODEN UND BERECHNUNGSVERFAHREN	47

5.3.1	<i>Bodenphysikalische Untersuchungen</i>	47
5.3.2	<i>Meteorologische Untersuchungen</i>	48
5.3.2.1	Niederschlag.....	48
5.3.2.2	Lufttemperatur, Luftfeuchte und Luftdruck.....	49
5.3.2.3	Verdunstungsberechnung.....	50
5.3.3	<i>Bodenhydrologische Untersuchungen</i>	53
5.3.3.1	Wassergehalte.....	53
5.3.3.2	Wasserspannungen.....	54
5.3.3.3	Ermittlung der Wasserspannungs-Wassergehaltsfunktionen.....	55
5.3.3.4	Bodentemperatur.....	56
5.3.4	<i>Abflussmessungen</i>	56
5.3.5	<i>Traceruntersuchung</i>	58
5.3.6	<i>Laboranalytik</i>	62
5.3.6.1	Bromid.....	62
5.3.6.2	Uranin.....	63
5.3.7	<i>Quantifizierung der Wasserbilanzen</i>	63
5.4	SIMULATION MIT HYDRUS 2D.....	64
5.4.1	<i>Modellbeschreibung</i>	65
5.4.2	<i>Modellanwendung</i>	66
5.4.2.1	Eingabeparameter.....	67
5.4.2.2	Fließgebiet und Bodenaufbau.....	70
5.4.2.3	Randbedingungen.....	70
6	ERGEBNISSE	72
6.1	BODENPHYSIKALISCHE UND GEOTECHNISCHE MATERIALEIGENSCHAFTEN.....	72
6.1.1	<i>Korngrößenverteilung</i>	72
6.1.2	<i>Konsistenzgrenzen</i>	76
6.1.3	<i>Proctordichte und optimaler Wassergehalt</i>	76
6.1.4	<i>Trockendichte und Verdichtungsgrad</i>	78
6.1.5	<i>Gesättigte Wasserleitfähigkeit</i>	81
6.1.6	<i>Ungesättigte Wasserleitfähigkeit (k_u) und Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehungen</i>	83
6.1.7	<i>Wasser- und Lufthaushalt (LK, FK, nFK usw.)</i>	87
6.1.8	<i>Schlussfolgerungen aus den geotechnisch-bodenphysikalischen Untersuchungen</i>	90
6.2	WITTERUNGSVERLAUF.....	92
6.2.1	<i>Niederschlag</i>	92
6.2.2	<i>Lufttemperatur</i>	94
6.2.3	<i>Luftdruck – Einfluss des Luftdrucks auf die Tensiometerwerte</i>	95
6.2.4	<i>Haude-Verdunstung</i>	102
6.2.5	<i>Einordnung der Versuchsjahre</i>	104
6.3	ERGEBNISSE DER BODENHYDROLOGISCHEN UNTERSUCHUNGEN.....	107
6.3.1	<i>Station 1</i>	107
6.3.1.1	Wasserspannungen.....	107
6.3.1.2	Wassergehalte.....	110

6.3.1.3	Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehung der Gelände-Daten	112
6.3.1.4	Bodentemperatur.....	115
6.3.2	<i>Station 2</i>	117
6.3.2.1	Wasserspannungen.....	117
6.3.2.2	Wassergehalte	122
6.3.2.3	Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehung der Gelände-Daten	125
6.3.2.4	Wasservorrat in der Rekultivierungsschicht	129
6.3.2.5	Bodentemperatur.....	131
6.3.3	<i>Schlussfolgerungen aus den bodenhydrologischen Untersuchungen</i>	135
6.4	ABFLÜSSE	137
6.4.1	<i>Station 1</i>	137
6.4.2	<i>Station 2</i>	140
6.4.2.1	Betonwannenabfluss	140
6.4.2.2	Einfluss der Bodentemperatur auf den Betonwannenabfluss	150
6.4.2.3	Drainageabfluss.....	160
6.4.3	<i>Station 2x</i>	169
6.4.4	<i>Schlussfolgerungen aus den Abflussuntersuchungen</i>	181
6.5	TRACER.....	183
6.5.1	<i>Tracerversuche 1999</i>	183
6.5.1.1	<i>Station 1</i>	183
6.5.1.2	<i>Station 2</i>	186
6.5.2	<i>Tracerversuche 2002</i>	190
6.5.2.1	Uranin.....	190
6.5.2.2	Bromid	191
6.5.3	<i>Schlussfolgerungen aus den Tracerversuchen</i>	193
7	WASSERBILANZEN DER VERSUCHSFELDER	194
7.1	STATION 1.....	194
7.2	STATION 2.....	200
7.3	STATION 2X.....	204
7.4	SCHLUSSFOLGERUNGEN	206
8	SIMULATIONSERGEBNISSE MIT HYDRUS-2D	207
8.1	STATION 2A.....	207
8.1.1	<i>Verdunstung</i>	207
8.1.2	<i>Lateraler Abfluss</i>	208
8.1.3	<i>Betonwanne</i>	210
8.1.4	<i>Wasserspannungen</i>	211
8.2	STATION 2B	215
8.2.1	<i>Verdunstung</i>	215
8.2.2	<i>Lateraler Abfluss</i>	216
8.2.3	<i>Betonwanne</i>	218
8.2.4	<i>Wasserspannungen</i>	219

8.3	EINFLUSS DES K_p -WERTES DER KONTROLLIERT VERDICHETEN SCHICHT	222
8.4	SCHLUSSFOLGERUNG.....	225
9	BEWERTUNG DER UNTERSUCHTEN OBERFLÄCHENABDICHTUNGSSYSTEME	227
9.1	STATION 1.....	227
9.2	STATION 2.....	230
10	VERZEICHNISSE.....	A
10.1	LITERATURVERZEICHNIS.....	A
10.1.1	<i>DIN-Normen.....</i>	<i>A</i>
10.1.2	<i>Gesetze/Verordnungen/Technische Anleitungen.....</i>	<i>A</i>
10.1.3	<i>Sonstige Veröffentlichungen.....</i>	<i>B</i>
10.2	ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	H
10.3	TABELLENVERZEICHNIS	O
10.4	ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS.....	R
ANHANG.....	T

1 Einleitung und Problemstellung

Abfälle enthalten unterschiedliche Arten und Mengen an Schadstoffen und biologisch abbaubaren Stoffen, die in der Deponie - wie in einem Reaktor - biologisch und chemisch miteinander reagieren. Da gleichzeitig Regenwasser in den Deponiekörper eindringt, entstehen große Mengen an schadstoffbelastetem Sickerwasser, das mit seinen vielfältigen organischen und anorganischen Schadstoffen unter dem Deponiekörper in das Grundwasser eindringen und dieses belasten kann. Durch die biologischen Abbauprozesse im Deponiekörper wird methanhaltiges Deponiegas gebildet und aus der Deponie emittiert, das die Atmosphäre belastet und erheblich zum Treibhauseffekt beiträgt.

Mit einem sog. Multibarrierensystem für Deponien, bestehend aus unabhängig voneinander wirkenden Barrieren, wird versucht, das Risiko des Transportes von Schadstoffen aus dem Deponiekörper in das Grundwasser oder die Luft zu begrenzen und damit die Restemissionen umwelt- und standortverträglich zu gestalten.

Als einzelne Barrieren sollen die Abfallvorbehandlung, die Geologie und Hydrologie des Standortes, der Deponiekörper, die Basisabdichtung, die Oberflächenabdichtung, die Einbautechnik, die aktive Gasfassung und –behandlung, die Sickerwasserfassung und –behandlung, die Kontrolle und Nachsorge der Deponie wirken.

Die Oberflächenabdichtung soll dabei die unkontrollierte Freisetzung von Deponiegas und Schadstoffen sowie die Infiltration von Niederschlagswasser in den Deponiekörper verhindern. Man spricht von einem Oberflächenabdichtungssystem, wenn mehrere unterschiedliche Komponenten wie z.B. Rekultivierungsschicht, Drainageschicht und Dichtungsschicht zusammen wirken.

Alle einmal gebauten Oberflächenabdichtungssysteme sollen über einen sehr langen Zeitraum wartungsfrei funktionieren. Technische Systeme und Bauwerke haben jedoch eine begrenzte Lebensdauer. Bei Kunststoffdichtungsbahnen – einem möglichen Element eines Oberflächenabdichtungssystems – geht man inzwischen von einer Funktionsfähigkeit über Zeiträume von ≥ 100 bis mehrere hundert Jahre aus (Albers, 2003). Den Verfassern der Technischen Anleitung Abfall (TA Abfall, 1991) und Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASi, 1993) – in denen die Anforderungen an das Oberflächenabdichtungssystem definiert sind – waren jedoch Zeiträume von ≥ 100 Jahren zu gering bemessen, und es soll nach dem altersbedingten „Ver-

sagen“ der Kunststoffdichtungsbahn die Langzeitkomponente „mineralische Dichtung“ die langfristige Dichtheit der Deponie gewährleisten (Egloffstein und Burkhardt, 2001a). In allen die Deponie betreffenden Vorschriften in Deutschland, aber auch in der EU-Deponierichtlinie (1999), ist die mineralische Dichtung aus natürlichen bindigen Böden, nach bekannten Regeln der Technik erdbautechnisch hergestellt, das maßgebende Dichtungselement für Oberflächenabdichtungssysteme. Nach positiven Erfahrungen und Nachweisen zur Wirksamkeit von mineralischen Dichtungen an der Deponiebasis gibt es aber auch Hinweise auf ungenügende Wirksamkeit und völliges Versagen der erdbautechnisch hergestellten mineralischen Dichtung in Oberflächenabdichtungssystemen.

Über die "Abfall-Ablagerungsverordnung AbfAbIV" (2001) und die "Deponieverordnung DepV" (2002) mit direkter Bezugnahme auf "TA Abfall" von 1991 und "TA Siedlungsabfall" von 1993 ist in Deutschland immer noch die Kombination aus Kunststoffdichtungsbahn und mineralischer Dichtung aus natürlichen bindigen Böden für Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien der Deponieklasse 2 gesetzlich verordnet. Allerdings können die Genehmigungsbehörden nach § 14 Abs. 6 DepV (2002) Alternativlösungen zulassen und genehmigen, wenn der Nachweis erbracht wird, dass mit der alternativen Abdichtungsmaßnahme die Schutzziele im Sinne der Anforderungen von AbfAbIV (2001) und DepV (2002) erreicht werden. Als Voraussetzung für eine Genehmigung ist ein Nachweis der Gleichwertigkeit für das Oberflächenabdichtungssystem und/oder die einzelne Komponente des Oberflächenabdichtungssystems, die alternativ ausgeführt werden soll, zu erbringen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit sollen Ergebnisse erzielt werden, die helfen, die Gleichwertigkeit zwischen den untersuchten alternativen Oberflächenabdichtungssystemen mit verstärkter mineralischer Abdichtung ohne Kunststoffdichtungsbahn und dem Regelsystem (Kombinationsabdichtung) nach TASI zu beurteilen. Gleichzeitig erfolgt eine Gewinnung von Daten für die Wasserhaushaltsbilanz unter besonderer Berücksichtigung des Interflows innerhalb der Rekultivierungsschicht und die Bestimmung der Wirksamkeit der Drainage und des gesamten Abdichtungssystems. Bedingt durch die lange Laufzeit des Projektes (1999 bis 2010) werden auch Ergebnisse zur der Durchlässigkeitsentwicklung der mineralischen Dichtungsschicht gewonnen.

Die vorliegende Arbeit beruht auf mehrjährigen Großlysimeteruntersuchungen zum Wasserhaushalt und vor allem zur Durchlässigkeit alternativer Oberflächenabdichtungssysteme auf der Deponie Castrop-Rauxel. Das Forschungsvorhaben wurde auf Anregung und mit Begleitung durch die Bezirksregierung Münster und das Staatliche Umweltamt Herten durchgeführt, durch das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NW) und die Abfallentsorgungs-Gesellschaft Ruhrgebiet mbH (AGR) gefördert.

Die Kapitel 2 bis 4 sind einleitende Kapitel, die in die Thematik einführen, bevor das Untersuchungskonzept und die Untersuchungsergebnisse vorgestellt werden. Im Kapitel 2 wird ein kurzer Überblick über den aktuellen rechtlichen Hintergrund zur Deponietechnik gegeben und die Kombinationsabdichtung nach TAsi dargestellt. Im folgenden Kapitel 3 wird der Stand der Forschung zu verschiedensten Oberflächenabdichtungssystemen vorgestellt. Kapitel 4 gibt einen Überblick über die Theorie der Bodenwasserbewegung und den Wärmetransport.

In Kapitel 5 wird der Versuchsaufbau und die Untersuchungsmethodik vorgestellt. Im Mittelpunkt steht der prinzipielle Aufbau der Versuchsfelder. Zur Ermittlung der Wirksamkeit der Oberflächenabdichtungssysteme werden die Messreihen (Witterung, Abflüsse, Wasserspannungen, Bodentemperatur) sowie Tracerversuche ausgewertet. Kapitel 6 enthält die im Versuchszeitraum 1999 bis 2003 gewonnen Ergebnisse.

Kapitel 7 führt die Ergebnisse zu komplexen Wasserhaushaltsbetrachtungen der Versuchsfelder in den Jahren 1999 bis 2003 zusammen.

Der Einsatz von Simulationsmodellen ermöglicht die relativ einfache und schnelle Bearbeitung von Fragestellungen und das Durchspielen unterschiedlicher Szenarien über längere Zeiträume, die in empirischen Untersuchungen zu kosten- und zeitintensiv wären. Im Rahmen dieser Arbeit ist mit Hilfe des Programms Hydrus 2D der Einfluss unterschiedlicher k -Werte der kontrolliert verdichteten Schicht auf die Gesamtdurchlässigkeit des Systems betrachtet worden. In Kapitel 8 werden die Simulationsergebnisse dargestellt.

In Kapitel 9 erfolgt eine zusammenfassende Darstellung der im Rahmen dieser Arbeit gewonnenen Ergebnisse, die dazu beitragen sollen, die Wirksamkeit der Systeme zu beurteilen.

2 Entwicklung in der Deponietechnik – Rechtsvorschriften und Stand der Technik

2.1 Historische Entwicklung

In den letzten Jahrzehnten hat ein erheblicher Wandel in der Deponietechnik stattgefunden. Bis in die 60er Jahre wurden ungeordnete Abfallhalden so genannte „wilde Müllkippen“ ohne behördliche Genehmigung eingerichtet. Im ersten Umweltbericht (Bundesministerium für Umwelt, 1970) der Bundesregierung wird 1970 die Zahl der wilden Müllkippen auf 50.000 geschätzt (Schenkel, 2003). Dies hatte eine entsprechend große Freisetzung von Schadstoffen in Grundwasser und Luft zur Folge. 1972 wurde das erste Abfallbeseitigungsgesetz (AbfG) (1972) der Bundesrepublik Deutschland verabschiedet. Es zielte vor allem darauf ab, die wilden Müllkippen zu schließen und stattdessen zentrale, geordnete und kontrollierte Deponien einzurichten, wofür die Landkreise und Kommunen verantwortlich wurden.

Als das Gefährdungspotential dieser Deponien deutlich zutage trat, stiegen die Anforderungen an das Rückhaltevermögen für die im abgelagerten Abfall vorhandenen Schadstoffe. Die Novellierung des Abfallgesetzes 1986 ermächtigte die Bundesregierung zum Erlass allgemeiner Verwaltungsvorschriften; die Umsetzung der Ermächtigungsgrundlage erfolgte mit der Technischen Anleitung für Abfall (Technische Anleitung Abfall (TA Abfall), 1991) sowie der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi), 1993).

Das Leitbild der „Kreislaufwirtschaft“ und die Notwendigkeit einer Anpassung des bundesdeutschen Abfallrechtes an das europäische Abfallrecht führten 1994 zu dem seit dem 07.10.1996 gültigen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (1996), das das Abfallgesetz von 1986 ablöste.

Eine weitergehende Regelung zur umweltverträglichen Ablagerung von Siedlungsabfällen und Abfällen, die wie diese entsorgt werden können, erfolgte 2001 durch die Abfall-Ablagerungsverordnung (AbfAbIV), die aufgrund der 1999 In-Kraft-Getretenen Europäischen Deponierichtlinie (EU-Deponierichtlinie) erlassen worden ist.

Erst mit dieser EU-Deponierichtlinie sind einheitliche europäische Anforderungen an den Stand der Technik bei der Ablagerung von Abfällen auf Deponien geschaffen

worden. 2002 erfolgte dann die Umsetzung der europäischen Richtlinie in nationales Recht (Deponieverordnung - DepV).

Die Bundesregierung hat am 11.03.2009 eine vom Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit vorgelegte Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts in der Fassung beschlossen, die sich aus dem Beschluss des Bundesrates vom 19. Dezember 2008 ergibt. Mit der Verordnung werden die Anforderungen der Deponieverordnung, der Abfallablagerungsverordnung sowie der Deponieverwertungsverordnung in einem Regelwerk zusammengeführt (Bundesministerium für Umwelt, 2009).

2.2 Rechtliche Regelungen

Die rechtlichen Regelungen zum Umgang mit Abfällen sind im EG-Recht, in Bundes- und Landesgesetzen sowie in Verordnungen, Empfehlungen und Technische Anleitungen für die Verwaltung niedergelegt.

2.2.1 Abfallbeseitigungsgesetz/Abfallgesetz - AbfG

Das Abfallbeseitigungsgesetz (AbfG) vom 11.06.1972 regelte erstmals die Abfallbeseitigung bundeseinheitlich. Es regelte unter anderem:

- Einsammlung, Transport, Behandlung, Lagerung und Ablagerung von Abfällen (§1 Abs. 2),
- Planung von Standortentscheidungen für Abfallbeseitigungsanlagen (§6,§7).

Die 4. Novellierung des Abfallgesetzes (1986) ermächtigte die Bundesregierung das Abfallgesetz durch weitere Verordnungen (Verpackungsverordnung §14, Reststoffüberwachungs-Verordnung §2 Abs. 3 usw.) zu ergänzen und zum Erlass allgemeiner Verwaltungsvorschriften (Technische Anleitungen §4 Abs. 5).

2.2.2 Technische Anleitungen

Die Technischen Anleitungen sollen durch bundeseinheitliche Regelungen der Anforderungen an die Entsorgung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen (TA Abfall) bzw. Siedlungsabfällen (TA Siedlungsabfall) sicherstellen, dass das Wohl

der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird. Die Verwaltungsvorschriften enthalten alle wichtigen Vorgaben für die Beschaffenheit von Deponien und der darin zugelassenen Abfälle, welche von den Behörden bei der Genehmigung neuer Anlagen und bei der Aufsicht über den Betrieb solcher Anlagen zu beachten sind.

Technische Anleitung Abfall – TA Abfall

Die TA Abfall (Technische Anleitung Abfall) ist als zweite Verwaltungsvorschrift am 01.04.1991 mit dem Titel „*TA Abfall (Teil 1): Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen*“ in Kraft getreten. Die TA Abfall soll umfassende technische und organisatorisch/administrative Anforderungen an die Verwertung und die sonstige Entsorgung besonders überwachungsbedürftiger Abfälle auf einem so hohen Niveau („Stand der Technik“) vorgeben, dass Beeinträchtigungen des Wohls der Allgemeinheit soweit wie möglich ausgeschlossen werden.

Unter Berücksichtigung der Erfahrungen der Vergangenheit wurde es als angebracht angesehen, bei Deponien nicht nur auf die Wirksamkeit einer Barriere zu vertrauen, sondern viele Sicherheiten einzubauen. Grundlage der Planung neuer Deponien ist das Multibarrierenkonzept (Stief, 1986). Das Multibarrierenkonzept besagt, dass mehrere Sicherheiten vorhanden sein müssen, um die Deponie umweltverträglich zu machen.

Als Barrieren werden bezeichnet:

- der Deponiestandort,
- das Deponiebasisabdichtungssystem,
- der Deponiekörper,
- die Oberflächendichtung,
- die Nutzung,
- die Nachsorge und die Kontrollierbarkeit und Reparierbarkeit der Barrieren.

Das **Deponiebasisabdichtungssystem** hat gem. Abb. 2.1 aus den folgenden, unmittelbar übereinander liegenden Systemkomponenten zu bestehen, deren Material- und Prüfanforderungen im Anhang E der TA Abfall genannt sind:

- Kombinationsdichtung aus einer mindestens 1,5 m mächtigen mineralischen Dichtungsschicht ($k_f = 5 \cdot 10^{-10}$ m/s) und Kunststoffdichtungsbahn mit $d = 2,5$ mm.
- Die Entwässerungsschicht ist mit einer Dicke von $d = 0,3$ m einzubauen. Der Durchlässigkeitsbeiwert von $k_f = 1 \cdot 10^{-3}$ m/s soll langfristig nicht unterschritten werden.

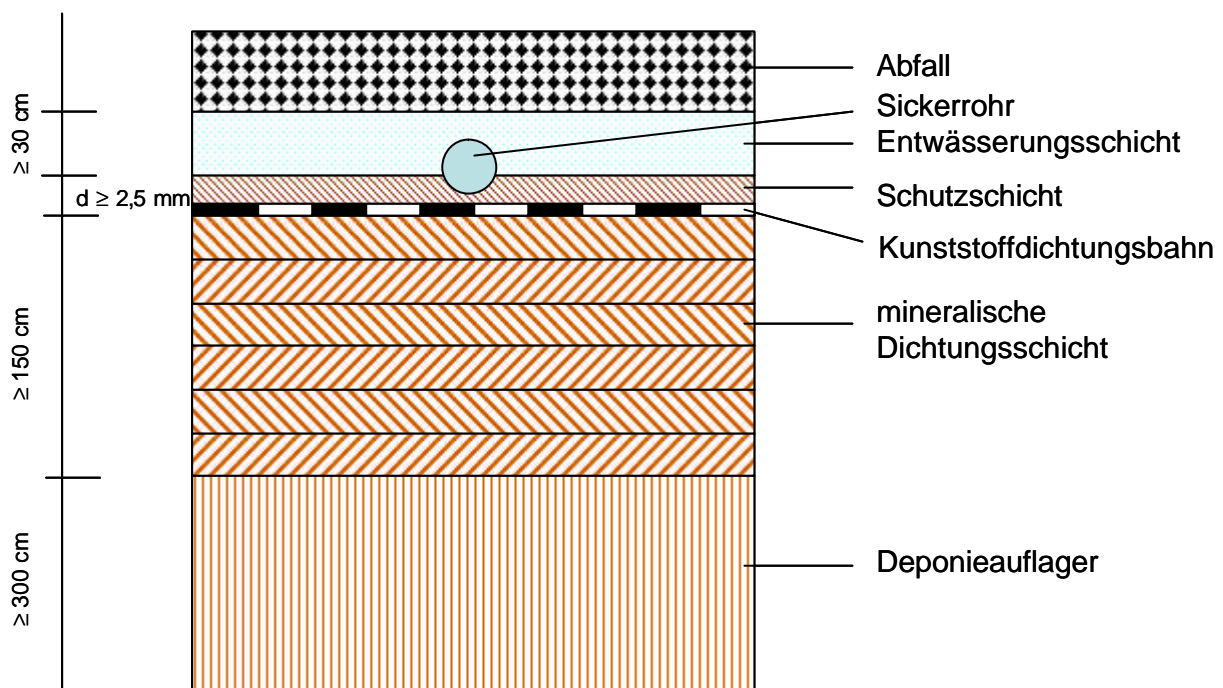


Abb. 2.1: Schematischer Aufbau des Deponiebasisabdichtungssystems nach TA Abfall (Technische Anleitung Abfall (TA Abfall), 1991)

Die Technik der Basisabdichtung hat einen relativ hohen Stand erreicht. Jedoch haben alle verwendeten Materialien eine endliche Lebensdauer, über die es keine zuverlässigen Kenntnisse gibt. Die Zeit, für die die Basisabdichtung wirksam sein muss, richtet sich nach der Zeit, in der standortunverträgliches Sickerwasser anfällt. Die Deponiebasisabdichtung muss umso zuverlässiger wirksam sein, je größer die Sickerwassermenge und die Konzentration der Inhaltsstoffe ist, die von den zulässig festgelegten Werten abweichen können.

Bei der Basisabdichtung werden für das Dichtungselement heute folgende 4 Varianten eingesetzt:

- Mineralische Abdichtungen aus kornabgestuften Mineralgemischen, Tonen und tonigen Schluffen,
- Kunststoffabdichtungsbahnen (KDB) mit Geotextil,
- Kombinationsdichtungen aus mineralischer Schicht und KDB,
- Asphaltbetondichtungen.

Die Abdichtung der Deponiebasis als Kombinationsdichtung aus mineralischem Material und Kunststoffdichtungsbahn (KDB) wird in der TA Abfall gefordert und gilt als Stand der Technik.

Das **Deponieoberflächenabdichtungssystem** der TA Abfall wird auf einer mindestens 0,5 m mächtigen verdichteten Ausgleichsschicht aus homogenem, nicht bindigem Material aufgebaut (Abb. 2.2). Eventuell ist zusätzlich eine Gasdrainschicht mit einer Mindestdicke von $d = 0,3$ m vorzusehen. Für die weiteren Systemkomponenten gelten folgende Anforderungen:

- Die Dichtung ist als Kombinationsdichtung auszuführen, mit einer mineralischen Dichtungsschicht von 0,5 m Mächtigkeit und einem Durchlässigkeitsbeiwert von $k_f = 5 \cdot 10^{-10}$ m/s und einer Kunststoffdichtungsbahn mit einer Mindestdicke von $d = 2,5$ mm.
- Die Entwässerungsschicht ist mit einer Dicke von $d = 0,3$ m einzubauen. Der Durchlässigkeitsbeiwert von $k_f = 1 \cdot 10^{-3}$ m/s soll langfristig nicht unterschritten werden.
- Die Rekultivierungsschicht hat aus einer mindestens 1 m dicken Schicht aus kulturfähigem Boden zu bestehen, der mit geeignetem Bewuchs zu bepflanzen ist.

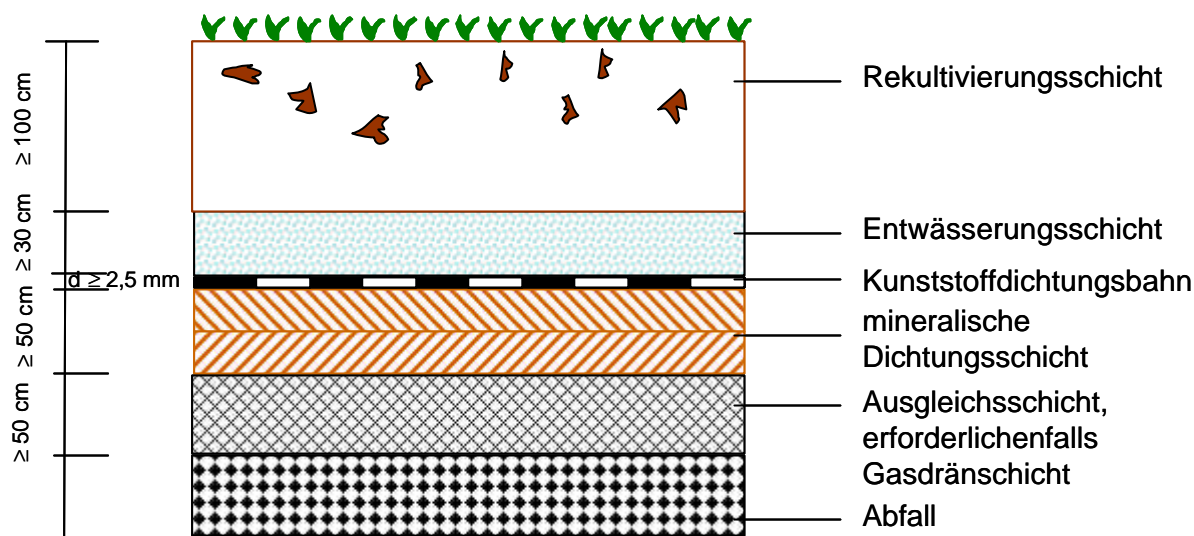


Abb. 2.2: Schematischer Aufbau des Deponieoberflächenabdichtungssystems nach TA Abfall (Technische Anleitung Abfall (TA Abfall), 1991)

Um die Weiterentwicklung des Standes der Technik insbesondere bei den Dichtungselementen nicht zu verhindern, wurde in der Gliederungsnummer 9.4.1.1 eine Ausnahmeklausel aufgenommen, wonach bei Nachweis der Gleichwertigkeit auch andere Dichtungssysteme /-komponenten zur Ausführung kommen können.

Technische Anleitung Siedlungsabfall – TASI

Die „Technische Anleitung zur Vermeidung, Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen“ (TASI) ist am 01.06.1993 in Kraft getreten. Die Vorschrift enthält genaue Vorgaben für die Verwertung, Behandlung und sonstige Entsorgung von Siedlungsabfällen, d.h. Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, nach dem Stand der Technik. Der gesamte Aufbau der TASI orientiert sich an dem Aufbau der TA Abfall.

Für die Umsetzung der Anforderungen wurde ein relativ langer Übergangszeitraum von bis zu 12 Jahren für erforderlich angesehen, so dass erst ab dem Jahr 2005 die Siedlungsabfälle überall in Deutschland entsprechend dieser Kriterien entsorgt werden müssen.

In Analogie zur TA Abfall, wurde auch bei der TA Siedlungsabfall die Philosophie verfolgt, dass für Deponien ein Mehrbarriersystem zugrunde zu legen ist, dessen wichtigste Barriere der Abfall selbst sein muss. Dies bedeutet, dass Siedlungsabfälle nur noch so abgelagert werden dürfen, dass auch langfristig keine schädlichen Sickerwässer das Grundwasser gefährden können und dass kein Deponiegas migriert.

Dies soll durch die Einhaltung der Zuordnungswerte nach Anhang B erreicht werden. Die Anforderungen an den Deponiestandort entsprechen weitestgehend der TA Abfall.

Basisabdichtungssysteme für Deponien der Deponieklasse II (Abb. 2.3) müssen als Kombinationsabdichtungen aus Kunststoffdichtungsbahn und mineralischer Dichtungsschicht erstellt werden. Bei Nachweis der Gleichwertigkeit des Abdichtungssystems sollen aber auch andere Kombinationsabdichtungen möglich sein. Die Mächtigkeit der mineralischen Dichtschicht darf bei Deponien der Klasse II 0,75 m nicht unterschreiten. Basisabdichtungssysteme für Deponien der Klasse I (Abb. 2.4) müssen nur eine mindestens 0,5 m mächtige mineralische Dichtschicht aufweisen. Sonstige System-, Material- und Prüf-Anforderungen wurden aus der TA Abfall weitestgehend übernommen.

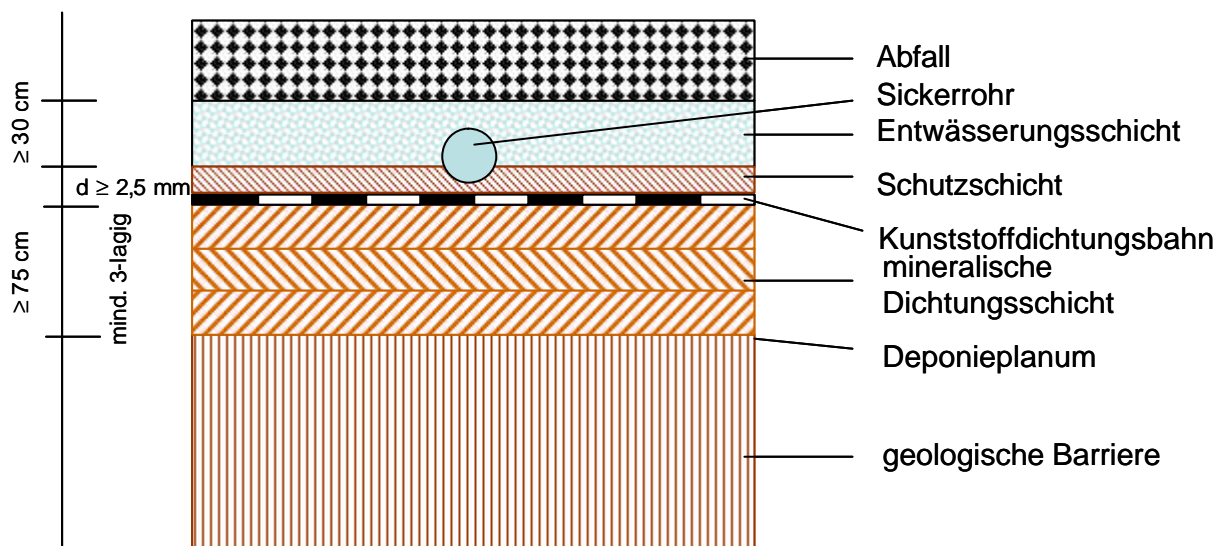


Abb. 2.3: Schematischer Aufbau des Deponiebasisabdichtungssystems nach TASi für Deponieklasse II (Technische Anleitung Siedlungsabfall (TA-Si), 1993)

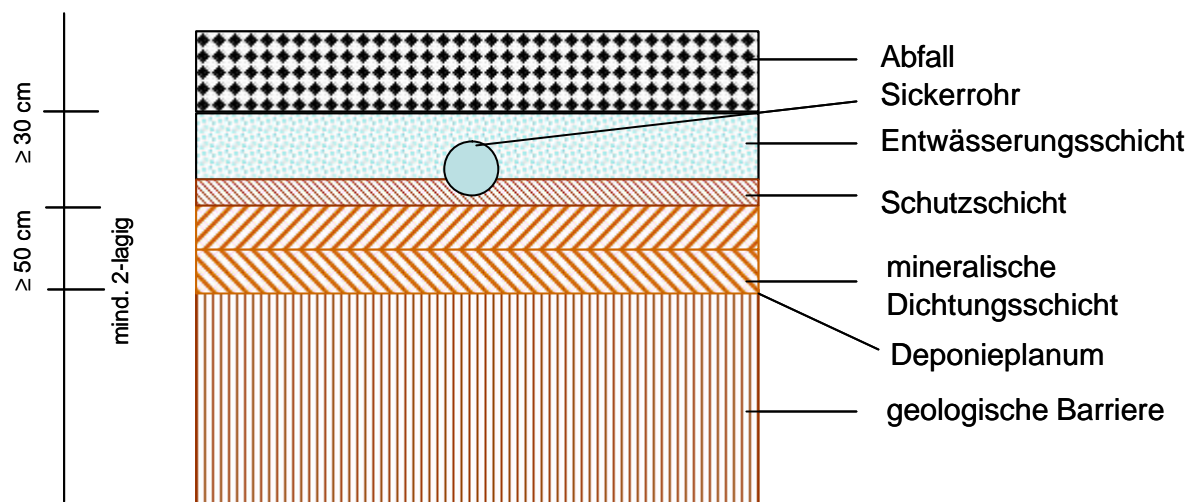


Abb. 2.4: Schematischer Aufbau des Deponiebasisabdichtungssystems nach TASI für Deponieklasse I (Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi), 1993)

Die TASI schreibt obligatorisch eine Oberflächenabdichtung vor. Der Aufbau entspricht für die Deponieklassen I und II den Anforderungen an die jeweilige Basisabdichtung, also mineralische Abdichtung bei Klasse I (Abb. 2.6) und Kombinationsdichtung bei Klasse II (Abb. 2.5). Allerdings wird für beide Klassen eine mindestens 50 cm mächtige Mineralschicht mit $k_f = 5 \cdot 10^{-9}$ m/s (also eine 10er-Potenz durchlässiger gegenüber den Anforderungen an die Deponiebasis) als ausreichend angesehen. Wird Gasbildung festgestellt, so ist zusätzlich zur Ausgleichsschicht unter der mineralischen Dichtung eine Gasdrainageschicht zu installieren.

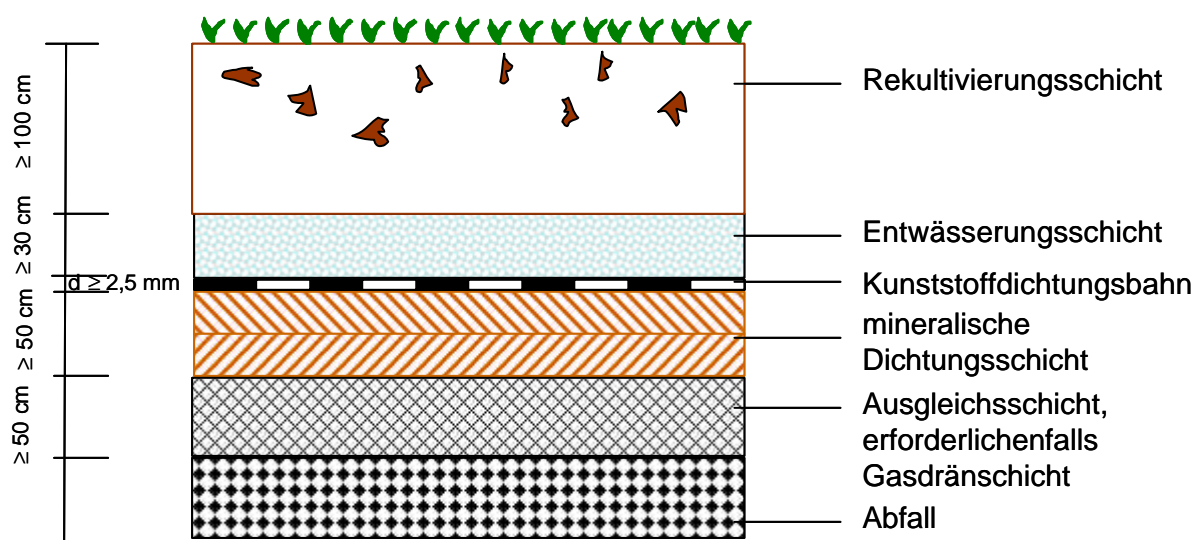


Abb. 2.5: Schematischer Aufbau des Deponieoberflächenabdichtungssystems nach TASI für Deponieklasse II (Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASI), 1993)

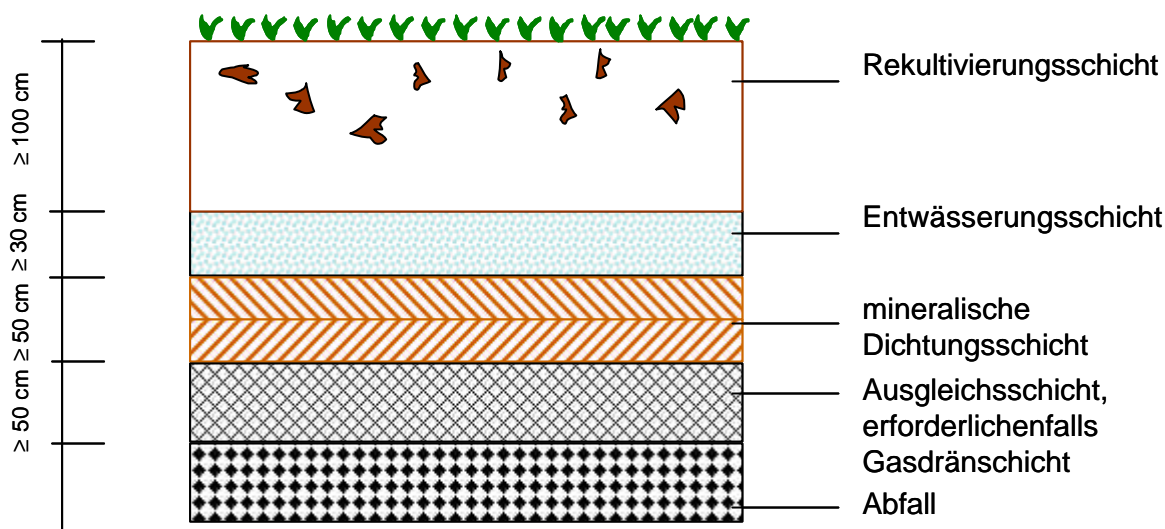


Abb. 2.6: Schematischer Aufbau des Deponieoberflächenabdichtungssystems nach TASI für Deponieklasse I (Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASI), 1993)

Um die Kombinationsabdichtung bei Hausmülldeponien (Altdeponien im Sinne der TASI) nicht anwenden zu müssen, wird nach alternativen Abdichtungssystemen gesucht.

2.2.3 Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW-/AbfG

Das Abfallgesetz (AbfG) ist am 06.10.1996 außer Kraft gesetzt worden. An seine Stelle ist am 07.10.1996 das neue Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) in Kraft getreten.

Vorrangiges Ziel des Gesetzes ist der Schutz der Umwelt und die Schonung der natürlichen Ressourcen. Dies soll durch eine noch konsequentere Vermeidung und Verwertung von Abfällen und damit die Förderung einer Kreislaufwirtschaft sowie die Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen erreicht werden.

2.2.4 Europäische Deponierichtlinie (EU-DeponieRI)

Die Europäische Union hat die Sicherheitsphilosophie für die Beseitigung von Abfällen in Richtlinien verankert, welche für die gesamte Europäische Union gelten. Die EU-Deponierichtlinie von 1999 (EU-DeponieRI) folgt im wesentlichen den in Deutschland und einigen anderen europäischen Ländern entwickelten Grundsätzen und Anforderungen für die Ablagerung von Abfällen

2.2.5 Abfall-Ablagerungsverordnung (AbfAbIV)

Eine weitergehende Regelung zur umweltverträglichen Ablagerung von Siedlungsabfällen und Abfällen, die wie diese entsorgt werden können, ist in Deutschland 2001 durch die Abfall-Ablagerungsverordnung (AbfAbIV) erfolgt.

Mit der AbfAbIV sind die Ablagerungsanforderungen der TASI verrechtlicht worden und dabei für die Ablagerung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle geöffnet worden, um den entsorgungspflichtigen Körperschaften eine verlässliche Entscheidungsgrundlage für anstehende Investitionen zu bieten. Die Verordnung enthält Zuordnungskriterien für die Ablagerung von Siedlungsabfällen nach mechanisch-biologischer sowie sonstiger Behandlung von Abfällen. Unverändert bleiben die Anforderungen an den Deponiestandort, die Abdichtungssysteme sowie den Betrieb von Deponien gemäß TA Siedlungsabfall. Ein wesentlicher Punkt ist die gestufte Befristung des Betriebes von Deponien, die den Stand der Technik nicht einhalten.

2.2.6 Deponieverordnung (DepV)

Die DepV vom 24. Juli 2002 setzt die Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26.04.1999 über Abfalldeponien (EU-Deponie RI) vollständig um.

Zur inhaltlich exakten Umsetzung der europarechtlichen Vorgaben sind die bislang in Deutschland geltenden Technischen Anleitungen in ihren wesentlichen Inhalten auf die Ebene von verbindlichen Rechtsverordnungen angehoben worden. Diese Rechtsverordnungen beinhalten nunmehr auch die Vorschrift, dass nicht den Standards entsprechende Deponien bis zum Jahr 2005 bzw. mit einer nur geringe Abweichungen zulassenden Übergangsvorschrift bis spätestens 2009 geschlossen werden müssen (Deponie-Verordnung).

2.2.7 Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts

Mit der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts wird das historisch gewachsene zersplitterte Deponierecht in einer übersichtlichen Regelung zusammengefasst. Die bisher geltenden Anforderungen werden entflochten und dort Freiräume eröffnet, wo es geboten und vertretbar ist. Es werden beispielsweise Eckpunkte für Abdichtungskomponenten vorgegeben, die sicherstellen, dass ein Schad-

stoffeintrag in die Umwelt und insbesondere in das Grundwasser nachhaltig unterbunden wird. Durch die Vorgabe dieser Eckpunkte an Stelle eines bestimmten Regelsystems wird Planern und Bauherrn der erforderliche Freiraum eingeräumt, die für den jeweiligen Standort beste technische Variante umsetzen zu können. Das Oberflächenabdichtungssystem ist in der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (2009) nach den Anforderungen der Tab. 2.1 zu errichten.

Tab. 2.1: Aufbau des Oberflächenabdichtungssystems (Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts, 2009)

Nr.	Systemkomponente	DK 0	DK I	DK II	DK III
1	Ausgleichsschicht	nicht erforderlich	ggf. erforderlich	ggf. erforderlich	ggf. erforderlich
2	Gasdränschicht	nicht erforderlich	nicht erforderlich	ggf. erforderlich	ggf. erforderlich
3	Erste Abdichtungskomponente	nicht erforderlich	erforderlich	erforderlich	erforderlich
4	Zweite Abdichtungskomponente	nicht erforderlich	nicht erforderlich	erforderlich	erforderlich
5	Dichtungskontrollsystem	nicht erforderlich	nicht erforderlich	nicht erforderlich	erforderlich
6	Entwässerungsschicht $d = 0,30 \text{ m}$, $k_f = 1 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$, Gefälle $> 5 \%$	nicht erforderlich	erforderlich	erforderlich	erforderlich
7	Rekultivierungsschicht/technische Funktionsschicht	erforderlich	erforderlich	erforderlich	erforderlich

Werden bei Deponien der Deponiekategorie DK I und DK II Abdichtungskomponenten aus mineralischen Materialien verwendet, darf deren rechnerische Permeationsrate nicht größer sein als die einer 50 cm dicken mineralischen Dichtung mit einem Durchlässigkeitsbeiwert von $k_f = 5 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$. Abweichend können mineralische Abdichtungskomponenten, deren Wirksamkeit nicht mit Durchlässigkeitsbeiwerten beschrieben werden kann, eingesetzt werden, wenn sie im fünfjährigen Mittel nicht mehr als 20 mm/Jahr Durchfluss aufweisen. Werden Kunststoffdichtungsbahnen als Abdichtungskomponente eingesetzt, darf ihre Dicke 2,5 mm nicht unterschreiten.

Bei DK III-Deponien dürfen Abdichtungskomponenten aus mineralischen Materialien nur verwendet werden, deren rechnerische Permeationsrate nicht größer ist als die

einer 50 cm dicken mineralischen Dichtung mit einem Durchlässigkeitsbeiwert von $k_f = 5 \times 10^{-10} \text{ m/s}$.

Bei Erfordernis von zwei Abdichtungskomponenten sollen diese Komponenten aus verschiedenen Materialien bestehen, die auf eine Einwirkung (z.B. Austrocknung) so unterschiedlich reagieren, dass sie hinsichtlich der Dichtigkeit fehlerausgleichend wirken.

3 Deponie-Oberflächenabschlusssysteme – Stand der Forschung

3.1 Rekultivierungsschicht

Die Rekultivierungsschicht ist das oberste Element eines Oberflächenabschlusssystem und ist – langfristig betrachtet – das wichtigste Element. Da man davon ausgehen muss, dass im Laufe der Jahrzehnte und Jahrhunderte jedes Dichtungselement irgendwann zumindest teilweise versagen wird, bleibt zum Schluss nur noch die Rekultivierungsschicht mit ihrer Pflanzendecke für die Sickerwasserminimierung wirksam (Bothmann, 2000).

In der TASI werden abgesehen von der Schichtstärke (= 1 m) nur allgemeine Anforderungen formuliert; der Schutz der Dichtungs- und Dränelemente sowie die Minimierung des infiltrierenden Niederschlagswassers stehen dabei im Vordergrund.

Nach Ramke et al. (2002) sollte über einer eventuell vorhandenen Entwässerungsschicht die Rekultivierungsschicht mit möglichst großer Mächtigkeit folgen. Oberhalb einer schrumpfanfälligen mineralischen Abdichtung muss die Rekultivierungsschicht so dimensioniert sein, dass eine Durchwurzelung der Abdichtung verhindert wird und der untere Bereich der Rekultivierungsschicht möglichst dauerhaft feucht bleibt (Ramke et al., 2002). Die Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht über einer mineralischen Dichtschicht soll nach der zuvor genannten Quelle daher mindestens 1,5 m betragen. Nach Bothmann (2000) gibt es erst ab einer Schichtstärke von ca. 3 m einen Schutz des Dichtungselementes vor Wurzeln, wenn keine Wurzelsperren vorgesehen sind. Von der LAGA (2000b) wird gefordert, dass in Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten, der Wurzelcharakteristik der potentiellen natürlichen Vegetation, der beabsichtigten Folgenutzung und der Art des verfügbaren Bodenmaterials eine Schichtstärke von > 1,5 m bis über 3 m vorzusehen ist. Nach den Erkenntnissen von Fachleuten muss die in der TASI für die Rekultivierungsschicht angegebene Mindestmächtigkeit als zu gering angesehen werden.

Die Rekultivierungsschicht soll wesentliche Aufgaben in einem Oberflächenabschlusssystem erfüllt. Von besonderer Bedeutung sind hierbei die langfristige Minimierung der Sickerwasserneubildung und der Schutz der Dichtung vor Wurzel- und Frosteinwirkung. Die Rekultivierungsschicht kann nur dann die ihr zugewiesenen Aufgaben hinreichend erfüllen, wenn sie über geeignete Boden- und Vegetations-

strukturen in Verbindung mit einem möglichst ausgeglichenen Wasserhaushalt, d.h. einem aufgrund der hydraulischen Bodeneigenschaften vorhandenen natürlichen Gleichgewicht zwischen Niederschlag, Wasserspeicherung, Evaporation, Evapotranspiration und (minimierter) Sickerwasserbildung, verfügt. Voraussetzung und Kenngrößen hierfür sind die nutzbare Feldkapazität der Rekultivierungsschicht im effektiven Wurzelraum (n_{FKWe} oder pflanzenverfügbare Bodenwasservorrat). Das pflanzenverfügbare Bodenwasser ist in den engen Grobporen und Mittelporen gespeichert. Die nutzbare Feldkapazität (n_{FK}) bezeichnet den Gehalt an pflanzenverfügbarem Wasser. Die nutzbare Feldkapazität hängt von der Bodenart, dem Humusgehalt und der Trockendichte des Rekultivierungsmaterials ab (Ramke et al., 2002). Die Rekultivierungsschicht sollte idealerweise über eine nutzbare Feldkapazität von $\approx 200 \text{ mm/m}$ verfügen (Egloffstein und Burkhardt, 2001a; Ramke et al., 2002). Der Einbau des Rekultivierungsmaterials muss im effektiven Wurzelraum so erfolgen, dass eine Überverdichtung und damit verbundene geringe nutzbare Feldkapazität und geringe Luftkapazität vermieden werden (Egloffstein und Sturm, 2003). Nach Wiemer et al. (2003) und Brücklmeier (2000) sollte die nutzbare Feldkapazität der Rekultivierungsschicht so bemessen sein, dass überschüssige Wassermengen aus Niederschlägen der Wintermonate gespeichert und möglichst vollständig zur Transpiration in der Vegetationsperiode zur Verfügung gestellt werden und dass Trockenschäden an der Vegetationsdecke vermieden werden.

Bei Trockenstandorten und Standorten, die der natürlichen Sukzession überlassen werden sollen, ist eine deutliche Erhöhung der Schichtmächtigkeit sinnvoll (Ramke et al., 2002).

Um Anreize zur Durchwurzelung mineralischer Dichtungselemente zu vermeiden und einer Austrocknungsgefahr derselben entgegenzuwirken, muss eine ausreichende Wasser- und Nährstoffversorgung der Vegetation vorrangiges Ziel sein (LAGA-Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, 2000b). Wasserhaushalt und Substratqualität werden wiederum maßgeblich durch die Faktoren Bodenart und -struktur und Schichtstärke beeinflusst. Schluffe, lehmige, schluffige und tonige Sande sowie sandige Tone und Lehme sind vorteilhafter als reine Sande oder Tone (Deutsche Gesellschaft für Geotechnik, 2000a; LAGA-Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, 2000b).

Rekultivierungsschicht und Bewuchs beeinflussen sich wechselseitig und erfüllen ihre Aufgaben im Verbund (Deutsche Gesellschaft für Geotechnik, 2000b). Die Re-

kultivierungsschicht und der Bewuchs entfalten ihre sickerwasserminimierende- oder vermeidende Wirkung über die Mechanismen der Bodenwasserspeicherung und Evapotranspiration (Wiemer et al., 2003). Dies ist vor allem bei Altdeponien, bei denen keine Basisabdichtung vorhanden ist oder wenn die Abdichtungsschichten alterungsbedingt in ihrer Wirksamkeit eingeschränkt sind, von Bedeutung. Die Vegetation muss so gestaltet werden, dass sie auch im Winter eine große oberirdische Fläche aufweist, die benetzt werden kann und eine möglichst hohe Interzeptionsverdunstung ermöglicht und im Sommer einen hohen Wasserverbrauch aufweist (Brücklmeier, 2000).

Durch gezielte Auswahl der Anzahl und durch geeignete Pflegemaßnahmen muss Tiefwurzeln entgegengewirkt werden (Ramke et al., 2002). Zur Begrenzung des Wurzelwachstums muss in der Rekultivierungsschicht eine ausreichende Wasserversorgung sichergestellt sein (ausreichende Mächtigkeit und hohes Wasserspeichervermögen des Bodens). Positiv wirkt sich auch der Einbau eines Korngrößenstrungs im Abdichtungssystem aus; dazu könnte z.B. die Drainageschicht als Begrenzungsschicht für das Wurzelwachstum fungieren (Ramke et al., 2002).

3.2 Dichtungselement

Das Dichtungselement bildet bei der Wasserhaushaltsbetrachtung einer Deponieabdichtung die unterste Funktionseinheit. Bevor das Niederschlagswasser zur Dichtungsschicht gelangt, muss es Rekultivierungs- und Drainageschicht passieren. Das zu planende Abdichtungssystem sollte auf die Optimierung dieser beiden Schichten ausgelegt sein, um den Wasserdruck auf die Dichtungsschicht zu minimieren.

In der Fachwelt werden derzeit für Oberflächenabschlusssysteme im wesentlichen folgende Materialien für die Dichtungsschicht diskutiert:

1. Kunststoffdichtungsbahn,
2. Deponieasphaltdichtung,
3. Bentonitmatten,
4. Kapillarsperren,
5. Vergütete Mineralstoffgemische (Bentokies, wasserglasvergütete und polymervergütete Dichtungen),
6. Mineralische Abdichtung.

Bei allen genannten Dichtmaterialien bestehen derzeit noch Unsicherheiten bezüglich des Langzeitverhaltens in dem Oberflächenabschlusssystem. Dies gilt nicht nur für mögliche Alternativsysteme, sondern auch für die als Stand der Technik definierte Kombinationsabdichtung mit mineralischer Dichtung und Kunststoffdichtungsbahn (Austrocknungsgefahr der mineralischen Dichtung, Verletzbarkeit der Kunststoffdichtungsbahn, Standsicherheitsproblem).

Im Folgenden werden die zuvor aufgeführten Dichtungselemente mit ihren wesentlichen Vor- und Nachteilen vorgestellt.

3.2.1 Kunststoffdichtungsbahn

Unter Kunststoffdichtungsbahnen (KDB) werden ausschließlich die für den Verwendungszweck Deponieabdichtung von der BAM (Bundesanstalt für Materialforschung) speziell zugelassenen PEHD-(Polyethylen hoher Dichte) Dichtungsbahnen mit einer Dicke von 2,5 mm verstanden. Kunststoffdichtungsbahnen besitzen bei richtiger Materialauswahl und entsprechenden Einbaubedingungen eine sehr lange, aber keine dauerhafte Funktionsfähigkeit. Nach Literaturangaben kann jedoch von einer Funktionsdauer von > 100 Jahren ausgegangen werden (Müller, 2001; Albers, 2003).

Die KDB ist bei fehlerfreier Herstellung über einen langen Zeitraum (s.o.) wasser- und gasdicht. Die KDB ist setzungsunempfindlich und kann Verformungen bis 6% (Albers, 2003) langfristig schadlos aufnehmen.

Oxidationseinflüsse, UV-Strahlung und hohe Temperaturen können sich negativ auf die Langzeitbeständigkeit auswirken, gegen relevante chemische Substanzen im Gaskondensat ist die KDB weitgehend resistent. Bei ordnungsgemäßer Verlegung wirkt sie als Wurzelsperre. Es darf nicht infolge von Setzungsprozessen des Deponiekörpers zu einer mechanischen Überbeanspruchung der PEHD-Bahnen kommen. Dies gilt auch für den Einsatz der Kunststoffbahnen in Kombination mit anderen Dichtschichten. Weiterhin muss der Einbau auf einem optimal vorbereiteten Untergrund erfolgen.

3.2.2 Deponieasphaltdichtung

Asphaltbeton ist ein Gemisch aus Splitten oder Kiesen verschiedener Körnungen, Sanden, Füllern und Bitumen. Die bauaufsichtliche zugelassene Asphaltdichtung besteht aus einer Asphalttragschicht ($d = 8 \text{ cm}$) mit einem Hohlraumgehalt $\leq 5 \text{ Vol.-%}$ und zwei darüberliegenden Asphaltdichtungsschichten ($d = 2 \cdot 6 \text{ cm}$) mit einem Hohlraumgehalt $\leq 3 \text{ Vol.-%}$. Für die Zusammensetzung des Deponieasphalts, den Einbau und die Qualitätssicherung müssen besondere Anforderungen erfüllt werden, die in der bauaufsichtlichen Zulassung des DIBt (Deutsches Institut für Bautechnik) und den zugehörigen Richtlinien detailliert beschrieben werden. Das Deutsche Institut für Bautechnik (DIBt) ist eine gemeinsame Einrichtung des Bundes und der Länder zur einheitlichen Erfüllung bautechnischer Aufgaben auf dem Gebiet des öffentlichen Rechts.

Die Asphaltdichtung besitzt eine hohe Wasser- und Gasdichtigkeit. Sie ist standsicher bis zu einer Böschungsneigung von 1:2,5. Bei größeren Setzungen bzw. Sackungen besteht die Gefahr der Rissbildung.

Asphaltbetonabdichtungen sind witterungsbeständig und erosionsfest. Oxidativ bedingte Alterungsprozesse können ausgeschlossen werden. Aber Asphaltdichtungen unterliegen Alterungsvorgänge (Müller, 2001). Sie ist unempfindlich gegen Austrocknung und besitzt eine gute Wurzelfestigkeit. Erfahrungen über eine längere Zeit mit Oberflächenabdichtungen in Asphaltbauweise gibt es jedoch noch nicht.

3.2.3 Bentonitmatten

Bentonitmatten, auch Geosynthetische Tondichtungsbahnen (GTD) genannt, sind industriell gefertigte hydraulische Dichtungselemente, die aus Bentonit oder einem anderen sehr wenig durchlässigen Material bestehen (Heerten et al., 1994). Eine mehrere Millimeter dicke Schicht aus Bentonitpulver oder -granulat wird zwischen zwei Geotextilvliesen eingeschlossen. Das Bentonit (Tonmineral mit sehr hohem Quell- und Wasseraufnahmevermögen) weist im trockenen Zustand geringe Durchlässigkeiten auf, die bei der Quellung infolge von Durchfeuchtung weiter abnehmen (Hütter et al., 1993). Entsprechend reichen geringere Schichtdicken aus, um einen mit mineralischen Systemen vergleichbaren Dichtheitsgrad zu erreichen. Aufgrund ihrer relativ hohen Verformbarkeit, ohne die Dichtungseigenschaften zu verlieren,

können Bentonitmatten als Dichtungssysteme eingesetzt werden. Aufgrund der sehr geringen Mattenstärke von ca. 7 mm im trockenen Zustand werden sehr hohe Anforderungen an das Ausgangsmaterial Bentonit gestellt, da dieses maßgeblich die Dichtungseigenschaften der Bentonitmatten bestimmt.

Bentonitmatten werden seit den frühen 90iger Jahren in Deutschland als Dichtungselement für Oberflächenabschlusssysteme von Deponien eingesetzt. Laboruntersuchungen des Institutes für Grundbau, Bodenmechanik und Felsmechanik der TU München haben ergeben, dass Bentonitmatten nach der Sättigungsphase Durchlässigkeitsbeiwerte von etwa 10^{-12} m/s bis 10^{-11} m/s aufweisen (Heerten et al., 1994). Der k_f -Wert ist unabhängig vom hydraulischen Gradienten. In der Empfehlung des Arbeitskreises der DGGT (Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V.) zu Bentonitmatten wird zur Charakterisierung der Dichtigkeit der Kennwert Permittivität ($1/s$) als Quotient aus Durchlässigkeit und Dicke der Bentonitmatte, eingeführt. Übliche Laborwerte liegen unter $5 \cdot 10^{-9}$ m/s und unterschreiten diesen Wert auch nach mehrfachen Frost-Tau oder Trocken-Naß-Zyklen nicht. Im nassen Zustand können Bentonitmatten als gasdicht angesehen werden (Deutsche Gesellschaft für Geotechnik, 2002). Es ist zu beachten, dass Bentonitmatten keine Wurzelsperre darstellen.

Felduntersuchungen auf der Deponie Georgswerder in Hamburg konnten die geringe Wasserdurchlässigkeit von Bentonitmatten nicht bestätigen. Bei Lysimeteruntersuchungen mit einem Abdichtsystem, bestehend aus 30 cm Rekultivierungsschicht, 15 cm Drainageschicht und Bentonitmatten, wurde nach einem Zeitraum von 1,5 Jahren in den Bentonitmatten Risse von bis zu 2 mm beobachtet, die auf die extreme Sommertrockenheit 1995 zurückzuführen sind. Im Winter 1994 wurde eine Durchsickerungsrate von ≤ 6 mm unterhalb der GTDs gemessen, welches für einen optimalen Einbau der Bentonitmatten spricht. Nach der Wiederbefeuchtung des Rekultivierungsbodens im August 1995 kam es jedoch nach einzelnen Regenereignissen zu hohen Abflüssen unterhalb der Dichtschicht (in 4 Monaten ca. 60 mm). Um die genaue Ursache feststellen zu können, wurde ein umfangreiches Untersuchungsprogramm im Auftrag des Herstellers durchgeführt. Die Auswertung des Programms zeigt, dass auf eine wasserspeichernde, mindestens 1 m mächtigen Rekultivierungsschicht, ein speicherfähiges Auflager sowie eine kapillarbrechende Dränschicht über der Bentonitmatte nicht verzichtet werden kann. Für eine dauerhafte Dichtigkeit der Bentonitmatte muss eine trocknungsbedingte Rissbildung in der Bentonitmatte aus-

geschlossen werden (Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, 1998).

Bei zu geringer Abdeckung durch die Rekultivierungsschicht kommt es zur Austrocknung der Bentonitmatte und es entstehen Risse, die sich auch nach Wiederbefeuchtung nicht vollständig schließen. Nach Egloffstein und Burkhard (2000) ist für das „Selbstheilungsvermögen“ von ionenausgetauschtem Calcium-Bentonit eine Überdeckung von mindesten 75 cm erforderlich. Ionenaustauschprozesse – Umwandlung von Na- in Ca-Bentonit – führen jedoch zu einer Erhöhung der Durchlässigkeit (Egloffstein und Burkhardt, 2000).

3.2.4 Kapillarsperre

Während die in der Praxis üblichen Dichtungselemente aus möglichst gering wasserundurchlässigem Material bestehen, werden bei dem Kapillarsperrenprinzip zwei im gesättigten Zustand sehr leitfähige nicht bindige Substrate kombiniert. Die obere Lage der Kapillarsperre (sog. Kapillarschicht) besteht aus einem feinkörnigen Material mit hoher Wasserspeicherkapazität, wohingegen die untere Lage aus gröberem Material mit größeren Poren (sog. Kapillarblock oder Kapillarbruchschicht) besteht (Hartge, 1996; Zischak, 1997). Die Wirkung der Kapillarsperre beruht auf dem ausgeprägten Porensprung in der Kontaktfläche zwischen feinem und grobem Material. Die ungesättigte Durchlässigkeit der Kapillarschicht ist deutlich größer als die des darunter liegenden Kapillarblocks. Bei gleicher Saugspannung stellen sich in den zwei Schichten unterschiedliche Wassergehalte ein. Der Feinsand wird einen höheren Wassergehalt aufweisen als das darunter liegende gröbere Material. Durch die Einstellung einer geeigneten Neigung der Schichtfläche (Grenzfläche zwischen beiden Materialien) kann das Wasser in der Kapillarschicht lateral abgeführt werden (von der Hude, 1991; Wohnlich, 1994). Die Effektivität von Kapillarsperren beruht somit auf der relativ höheren ungesättigten horizontalen Leitfähigkeit oberhalb der Schichtgrenze und auf den Materialeigenschaften der Schichten. Bei Untersuchungen von Wohnlich (1994) zeigte sich, dass Bodenmaterial mit einem Kapillarsaum von 15 bis 20 cm bei Durchlässigkeitsbeiwerten von 1,3 bis $1,5 \cdot 10^{-4}$ m/s günstige Eigenschaften aufweisen. In verschiedenen Veröffentlichungen wird die Restdurchlässigkeit einer Kapillarsperre mit der Durchlässigkeit einer intakten mineralischen Dichtung gleichgesetzt (Burkhardt und Egloffstein, 1994).

Kapillarsperren sind unter Hangbedingungen bei wasserungesättigten Bedingungen leistungsfähige Barrieren. Außergewöhnliche Niederschlagsereignisse können die Funktionsfähigkeit in Abhängigkeit von den gegebenen Randbedingungen überfordern, jedoch wird nach Abklingen der hydraulischen Überbelastung innerhalb weniger Tage die volle Funktionsfähigkeit zurück gewonnen. Je nach den klimatischen Randbedingungen sollten Kapillarsperrensysteme mindestens durch eine Rekultivierungsschicht mit relativ hoher nutzbarer Feldkapazität oder durch eine zusätzliche Dichtung bedeckt werden (Melchior, 1995), um einen Sickerwasserdurchbruch durch die Kapillarsperre bei extremen Niederschlagsereignissen zu minimieren. Gegen Deponiegas stellt die Kapillarsperre keine Barriere dar. Der Einsatz der Kapillarsperre als alleiniges Dichtungselement bei Deponien mit Gasproduktion ist nicht möglich. Die Dichtwirkung der Kapillarsperre auf der Deponie Karlsruhe-West liegt bei ca. 96 % des Niederschlages (Zischak und Hötzl, 1994). Bei weiteren Oberflächenabdichtungssystemen mit Kapillarsperre werden bis zu 99 % lateral abgeführt (Bräcker, 2002).

Eine langfristige Gefährdung durch Prozesse, die das Porensystem der beiden Schichten verändern können (z.B. Setzungen), ist noch nicht befriedigend geklärt (Melchior, 1997; Schnittger, 1997). Hinsichtlich der in der Literatur mehrfach als Vorteil herausgestellten Unempfindlichkeit gegenüber Setzungen fehlen Bestätigungen aus der Praxis (LAGA-Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, 2000a). Wohnlich (1994) geht von einer geringeren Empfindlichkeit von Kapillarsperren gegenüber Setzungen aus, da Verformungen nicht zu einer Porositätsveränderung führen und somit die Kapillareigenschaften erhalten bleiben

Kapillarsperren sind gegenüber Austrocknung sowie Frost-Tau-Wechsel unempfindlich und weisen nur eine geringe Empfindlichkeit gegenüber Wurzeleinwirkung auf. Zur Vergleichmäßigung und Rückhaltung verstärkter eindringenden Wassers sollte die Rekultivierungsschicht eine Mächtigkeit von 1,5 m aufweisen (Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, 1998).

3.2.5 Vergütete Mineralstoffgemische

3.2.5.1 Bentonitvergütetes Mineralgemisch

Oft stehen vor Ort die von der TASI geforderten mineralischen Dichtungsmaterialien mit einem k_f - Wert $< 5 \cdot 10^{-9}$ m/s nicht zur Verfügung. Vergleichbare oder geringere Durchlässigkeiten können aber auch mit gemischtkörnigen Materialien erreicht werden, wenn zur Porenfüllung z. B. hochquellfähiges Bentonit zugemischt wird.

Die erzielten Durchlässigkeitsbeiwerte der Dichtung sind mindestens eine Zehnerpotenz besser als die Forderungen in der TASI an die mineralische Komponente der Oberflächenabschlusssysteme.

Es wird angenommen, dass die Dichtung schrumpfungsunempfindlich und damit wenig gefährdet durch Trocknungsrisse ist. Entsprechende Nachweise wurden bisher allerdings nicht geführt. Es liegen auch noch keine Nachweise oder Erfahrungen zum Eindringen von Wurzeln und Bodentieren vor.

Für die Herstellung einer vergüteten Mineralstoffdichtung ist ein erhöhter bauverfahrenstechnischer Aufwand (Materialauswahl, Mischung und Einbau) erforderlich (Müller, 2001). Dieser ist jedoch bei unzureichender Verfügbarkeit geeigneter feinkörniger mineralischer Dichtungsmaterialien gerechtfertigt.

3.2.5.2 Trisoplast®

Bei Trisoplast® handelt es sich um ein in Mischanlagen hergestelltes Produkt aus den Komponenten Sand ($\approx 89,1$ Gew.-%), Bentonit ($\approx 10,7$ Gew.-%) und Polymer ($\approx 0,2$ Gew.-%). Bei Befeuchtung reagieren die funktionellen Gruppen des Polymers mit dem Bentonit und dem mineralischen Zuschlagsstoff.

Es sind k_f -Werte $< 1 \cdot 10^{-12}$ m/s im Labor erreicht worden. Trisoplast®-Dichtungen sind auch in Schichtdicken unter 10 cm undurchlässiger als konventionelle mineralische Dichtungen. Trisoplast® bildet keine Konvektionssperre (Müller, 2001).

Es bestehen derzeit noch keine Standortanforderungen an ein Oberflächenabschlusssystem mit Trisoplast®. Dies kann eventuell darauf zurückzuführen sein, dass es noch keine Langzeiterfahrungen mit dem Dichtungselement gibt.

Der polymere Zusatz kann als sehr beständig gegenüber inneren und äußeren Alterungsursachen angesehen werden. Trotzdem liegen Langzeiterfahrungen über den

Einsatz dieses Materials nicht vor. Laborversuche ergaben eine sehr geringe Empfindlichkeit gegen Austrocknung. Einwachsen von Pflanzenwurzeln in die Trisoplast[®]-Dichtung sind möglich (Melchior et al., 2002). Das verwendete Polymer ist empfindlich gegen mechanische Beanspruchungen. Hydrodynamische Einwirkungen können äußere Erosions- und Suffusionsvorgänge an der Dichtung auslösen (Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, 2003).

Das Trisoplast[®]-Mischgut und eingebaute noch nicht verdichtete Bereiche der Trisoplast[®]-Dichtung sind vor Niederschlag und Austrocknung zu schützen. Bei Niederschlägen darf Trisoplast[®] nicht eingebaut werden. Trisoplast[®] darf zu keinem Zeitpunkt Frost ausgesetzt sein (Trisoplast, 2002).

3.2.6 Mineralische Abdichtung

Bindige mineralische Dichtungen erreichen Durchlässigkeitsbeiwerte von $k_f = 1 \cdot 10^{-9}$ m/s und geringer. Diese Durchlässigkeit erlaubt es prinzipiell, die Deponie weitgehend abzudichten, so dass nur noch geringe Anteile des Niederschlages in den Deponiekörper eindringen können. Es bestehen jedoch Bedenken hinsichtlich des langfristigen Verhaltens der mineralischen Dichtung (Witt, 2005). Im Hinblick auf das Langzeitverhalten muss die Feuchtigkeitsveränderung bzw. –verlust der mineralischen Abdichtung beachtet werden, wobei eine Schrumpfung des Dichtelements eine ausgeprägte Rissbildung zur Folge haben kann. Die Dichtschicht würde langfristig unbrauchbar werden. Die darüber liegende Wasserhaushaltsschicht sollte dementsprechend dimensioniert werden, um langfristig einen Schutz vor Austrocknung zu bieten. Rissbildung durch Austrocknung und Durchwurzelung führen zur Erhöhung der Durchlässigkeit.

Die Herstellung der mineralischen Dichtschicht ist bei Beauftragung erfahrener Bauunternehmen problemlos. Ein Einbau ist bei Frost nicht möglich; im Sommer müssen Maßnahmen gegen Austrocknung ergriffen werden. Niederschläge verändern den Wassergehalt des verwendeten Materials, wodurch die Verarbeitung eventuell eingeschränkt werden kann.

4 Theorie der Bodenwasserbewegung und des Wärmetransportes

Seit längerem sind der Feuchtetransport und Wasserhaushalt von Bodensystemen Gegenstand der wissenschaftlichen Forschung.

Der Wasserhaushalt gibt Auskunft über die im betrachteten Zeitabschnitt mengenmäßige Verteilung des Niederschlages (Regen, Schnee, Tau) in die Anteile Oberflächenabfluss, lateraler Bodenwasserabfluss, Evapotranspiration ET (Evaporation [Verdunstung von Boden- und Pflanzenoberfläche] (E) + Transpiration der Pflanzen (T) + Interzeptionsverdunstung von der Pflanzenoberfläche (l_p)), Wasserspeicherung und vertikale Versickerung.

Die Beschreibung des Eindringens von Wasser in den Boden sowie der Wasserbewegung im Boden ist für viele Fragestellungen bedeutsam. Bei der Quantifizierung der Wasserflüsse in einem Deponie-Oberflächenabschlussystem müssen drei Komponenten erfasst werden:

- der abwärts gerichtete sowie laterale Wasserfluss in der Rekultivierungsschicht (Wurzelraum),
- der laterale Abfluss an der Grenzfläche zum Dichtungselement, bzw. in einer eventuell vorhandenen Drainageschicht oberhalb des Dichtungselementes,
- die Durchsickerung durch das Dichtungselement in den Deponiekörper hinein.

Im Rahmen der Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit eines Deponie-Oberflächenabschlussystems sind diese Flüsse zu ermitteln und weitestgehend zu quantifizieren.

Im Weiteren werden die für die vorliegende Arbeit wichtigsten theoretische Grundlagen des Feuchtetransports in teilgesättigten Bodensystemen erläutert werden.

4.1 Wasser im Boden

4.1.1 Potentialkonzept

Es muss Arbeit verrichtet werden, um dem Boden Wasser entziehen zu können. Als Potential wird die Arbeit definiert, „die notwendig ist, um eine Einheitsmenge (Volumen, Masse oder Gewicht) Wasser von einem gegebenen Punkt eines Kraftfeldes zu einem Bezugspunkt zu transportieren. Diese Arbeit entspricht derjenigen, die notwendig ist, um die Mengeneinheit Wasser von einer freien Wasserfläche auf eine bestimmte Höhe in einer Pore zu heben oder dieser der Bodenmatrix zu entziehen“ (Scheffer und Schachtschabel, 1998).

Durch Verdunstung, Bewässerung oder Temperaturunterschiede entstehen Potentialgefälle, die zu Wasserbewegungen führen, wobei der Wassertransport immer von Orten höheren zu Orten niedrigeren Potentials erfolgt. Der Wassertransport hält so lange an, bis das Gesamtpotential überall im Boden den gleichen Wert aufweist.

Da das Gesamtpotential messtechnisch nicht erfassbar ist, wird es in messbare Einzelpotentiale unterteilt, die aufsummiert werden

$$\Psi = \Psi_z + \Psi_m + \Psi_g + \Psi_o + \Psi_\Omega.$$

Folgende Teilpotentiale werden unterschieden:

Gravitationspotential Ψ_z

Das Gravitationspotential ist auf die Wirkung der Erdanziehung zurückzuführen, daher allgegenwärtig und bewirkt ausschließlich eine Abwärtsbewegung von Wasser im Boden. Es entspricht der Arbeit, die geleistet werden muss, um eine bestimmte Menge Wasser auf ein anderes Höhenniveau zu transportieren. Es wird stets auf eine freie Wasserfläche bezogen, die unter atmosphärischem Druck steht. Das Gravitationspotential erhält mit der Höhe steigende Beträge und somit ein positives Vorzeichen.

Matrixpotential Ψ_m

Das Matrixpotential entspricht der Arbeit, die geleistet werden muss, um eine bestimmte Menge Wasser dem Boden gegen die Adsorptions- und Kohäsionskräfte zu entziehen. Es kennzeichnet die Bindungsstärke des Bodenwassers an die feste Matrix. Da die potentielle Energie des gebundenen Wassers geringer als die des freien Wassers ist, erhält das Matrixpotential ein negatives Vorzeichen. Der Absolutwert

entspricht der Wasserspannung. Das Matrixpotential ist vom Wassergehalt abhängig. Es ist um so geringer (und die Wasserspannung umso höher), je trockener der Boden ist. Mit dem Matrixpotential kann daher der Grad der Austrocknung eines Bodens bestimmt werden.

Gaspotential ψ_g

Das Gaspotential muss berücksichtigt werden, wenn der im Boden herrschende Druck nicht dem Bezugsluftdruck entspricht. Gaspotentiale sind in der Regel vernachlässigbar, da sich der Gasaustausch in porösen Medien recht schnell vollzieht. Bei stark verdichteten und wassergesättigten Böden muss das Gaspotential mit positivem Vorzeichen berücksichtigt werden, da die Druckfortpflanzung der Gasphase behindert wird und sich so in Bereichen mit Gaseinschlüssen Gaspotentiale aufbauen können.

Osmotisches Potential ψ_o

Das osmotische Potential entspricht der Arbeit, die geleistet werden muss, um eine bestimmte Menge Wasser durch eine semipermeable Membran aus der Bodenlösung zu ziehen. Es ist von der Menge der gelösten Salze benachbarter Bodenschichten abhängig. Das osmotische Potential reduziert die potentielle Energie des Bodenswassers gegenüber freiem Wasser und erhält somit ein negatives Vorzeichen.

Auflastpotential ψ_w

Bei Böden, die über kein starres Korngerüst verfügen, werden durch Auflast oder Verdichtung Bodenpartikel zusammengedrückt. Kann das im Boden befindliche Wasser nicht sofort entweichen, so trägt es einen Teil der Last mit. Die daraus folgende Zunahme des Wasserdrucks wird als Auflastpotential bezeichnet. Da Porenwasserüberdrücke auftreten können, erhält es ein positives Vorzeichen.

Die Wasserbewegungen im Boden werden als Annäherung durch das **hydraulische Potential ψ_H** angegeben:

$$\psi_H = \psi_z + \psi_m + \psi_g$$

Um die Verfügbarkeit von Wasser für eine Pflanze zu erfassen, wird eine andere Kombination von Teilpotentialen, das Wasserpotential ψ_w , verwendet (Scheffer und Schachtschabel, 1998). Das Wasserpotenzial ψ_w ist die Summe aus *Matrixpotenzial*

ψ_m , dem *Osmotischem Potenzial* ψ_o und dem *Gaspotenzial* ψ_g . Das selten gebrauchte Druckpotential (ψ_D) summiert ψ_g und ψ_m (Scheffer and Schachtschabel, 1998).

4.1.2 Wasserbewegung im Boden

Der Wassertransport findet sowohl in flüssiger als auch in dampfförmiger Phase statt. Er ist abhängig von den antreibenden Druck- und Temperaturgradienten und der Durchlässigkeit bzw. Wasserleitfähigkeit des Bodens.

Die **isotherme Wasserbewegung** in der flüssigen Phase kann durch das Gesetz von Darcy beschrieben werden.

$$v = k \cdot i \quad \text{wobei } i = \Delta h / L$$

mit

v Fließgeschwindigkeit [m/s],

k Durchlässigkeitsbeiwert [m/s],

i hydraulischer Gradient,

Δh Höhenunterschied zwischen dem Wasserspiegel des einströmenden Wassers und dem Wasserspiegel des ausströmenden Wassers [m],

L Filterlänge.

Als antreibende Kraft für die Wasserbewegung in flüssiger Phase ohne Temperatureinfluss wirkt der hydraulische Gradient.

Das Gesetz von Darcy gilt unter der Voraussetzung des laminaren Fließens sowohl für den gesättigten als auch den ungesättigten Zustand des Bodens. Da das Wasservolumen aber auf die gesamte Querschnittsfläche von Poren und festen Partikeln bezogen wird, entspricht die hydraulische Leitfähigkeit k nicht der tatsächlichen Fließgeschwindigkeit in Porenräumen. Sie verhält sich bei teilgesättigten Zuständen nicht linear zu dem Wassergehalt und ist zudem von der temperaturbedingten Veränderung der Viskosität des Wassers abhängig. Daraus folgt die Erweiterung des Darcy-Gesetzes, in der das Matrixpotential als Funktion des Wassergehaltes eingeht. Unter wassergesättigten Verhältnissen ist die hydraulische Leitfähigkeit konstant und wird als k_f -Wert bezeichnet, bei ungesättigten Verhältnissen als k_u -Wert. Dabei wird

der Boden als starr und homogen aufgebaut betrachtet, in dem reines Wasser eindimensional und stationär strömt.

Der **anisotherme Wassertransport** in der flüssigen Phase beruht auf Temperaturänderungen. Diese rufen eine Änderung der Viskosität und der Oberflächenspannung hervor und beeinflussen dadurch die Kapillarkräfte. „Mit zunehmender Temperatur nimmt die Oberflächenspannung von Wasser gegenüber Luft ab, daher steigt das Matrixpotential. Entsprechend sinkt als Folge einer Temperaturzunahme bei gleich bleibendem Matrixpotential das Wasserhaltevermögen des Bodens gegen die Schwerkraft, und die Poren entwässern“ (Vielhaber, 1995). Der Wassertransport verläuft in Richtung abnehmender Temperatur.

Unter wassergesättigten Verhältnissen erfolgt der Wassertransport ausschließlich in der flüssigen Phase, in Böden mit geringen Wassergehalten nimmt dagegen der Anteil des dampfförmigen Transports zu.

Die Wasserbewegung in der gasförmigen Phase ist in erster Linie von der Temperatur abhängig.

Isothermer Wasserdampftransport ist meistens vernachlässigbar klein. Er findet beispielsweise dann statt, wenn der Oberboden im Vergleich zum Unterboden stärker austrocknet. Dies führt dazu, dass der Wasserdampfdruck im oberen Bereich des Profils sinkt und ein ausgleichender Dampftransport vom Unter- zum Oberboden erfolgt.

Anisotherme Dampfdruckgradienten haben einen weitaus größeren Beitrag an der Wasserdampfbewegung als isotherme Gradienten. Als Folge eines Temperaturgefälles entstehen Dampfdruckgradienten, und Wasserdampf diffundiert von der wärmeren (hohe Dampfdichte) zur kühleren Region (geringere Dampfdichte) im Boden. Der Dampftransport erfolgt vorwiegend durch Diffusion, wobei nicht nur der luftgefüllte Porenraum zur Verfügung steht, sondern auch der wassergefüllte.

4.2 Porenvolumen

Die Wasserhaushaltskomponenten (Evaporation, Versickerung, Oberflächenabfluss und kapillarer Aufstieg) werden vor allem von zwei bodenhydrologischen Basisbeziehungen bestimmt:

- der Beziehung zwischen Wassergehalt und Wasserspannung, die durch die Porengrößenverteilung (pF-Kurve) beschrieben wird und
- der Beziehung zwischen Wasserdurchlässigkeit und Wasserspannung im Porenraum, die durch die gesättigte (k_f) bzw. die ungesättigte Wasserleitfähigkeit (k_u) ausgedrückt wird.

Aus der Beziehung zwischen Wassergehalt und Wasserspannung lassen sich die für den Wasser- und Lufthaushalt wichtigen ökologischen Kennwerte Feldkapazität (FK), Luftkapazität (LK), nutzbare Feldkapazität (nFK) und permanenter Welkepunkt (PWP) ableiten.

Die Beziehung des Wassergehaltes zur Wasserspannung ist jedoch nicht konstant. Bei der Entwässerung (Abtrocknung) eines gesättigten Bodens werden bei gleichen Wasserspannungen zumeist höhere Wassergehalte festgestellt, als bei der Bewässerung (Befeuchtung) eines trockenen Bodens (Abb. 4.1). Die Begründung für diesen als Hysterese bezeichneten Effekt liegt in den häufig wechselnden Querschnitten des Porenraums im Boden. Es gibt verschiedene Ursachen für Hysterese, z.B. die gegensätzliche Wirkung von Porenengpässen bei Be- und Entwässerung, eine Veränderung der Porengeometrie durch Schwinden und Quellen.

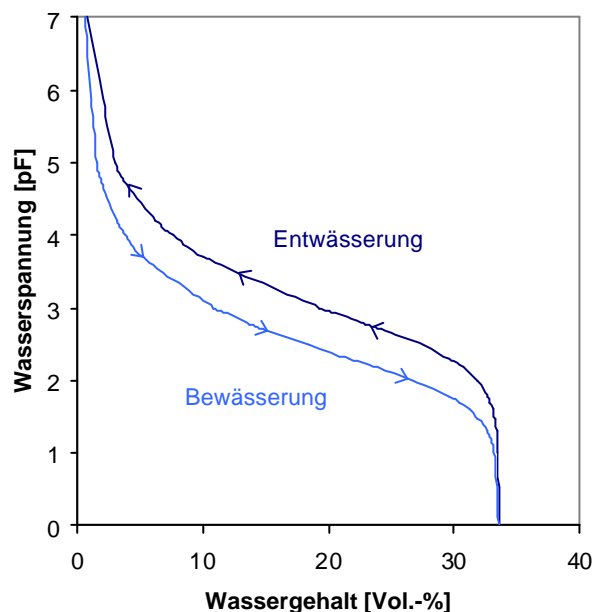


Abb. 4.1: Beziehung zwischen Wassergehalt und Wasserspannung (pF-Kurve) bei Be- und Entwässerung (Hysteresiseffekt).

Zwischen einer theoretischen primären Bewässerungskurve und einer primären Entwässerungskurve – die bei einer vollständigen Be- bzw. Entwässerung eines Bodens gemessen wird – finden sich zahlreiche sekundäre Retentionskurven, deren Lage davon abhängig ist, wie weit sie von einem der primären Zustände entfernt ist und in welche Richtung sie sich bewegt (Entwässerung nach Teilbewässerung bzw. Bewässerung nach Teilentwässerung). Da sich unter natürlichen Bedingungen nur selten primäre Zustände einstellen, ist bei Feldversuchen mit einer Vielzahl von sekundären Retentionskurven zu rechnen.

Die Einteilung der Poren erfolgt über die pF-Kurve. Das Bodenwasser wird je nach Porengröße durch die Kapillarkräfte unterschiedlich stark gebunden. Diese Kapillarkräfte werden unter Annahme zylindrischer Geometrie der Poren Äquivalentdurchmesser zugeordnet. Grundsätzlich entspricht jedem pF-Wert ein (Äquivalent-) Porenradius, so dass die pF-Kurve gleichzeitig eine (Äquivalent-) Porengrößenverteilung darstellt (Tab. 4.1). Eine Gliederung des Porenraums in Feinporen, Mittelporen und Grobporen ist somit möglich.

Tab. 4.1: Einteilung in Grob-, Mittel- und Feinporen (Hartge und Horn, 1991)

Bezeichnung	Äquivalentporendurchmesser	pF-Bereich	Matrixpotentialbereich
Weite Grobporen	>50 μm	<1,8	- 60 cm
Enge Grobporen	50 - 10 μm	1,8 – 2,5	-60 bis – 300 cm
Mittelporen	10 – 0,2 μm	2,5 – 4,2	-300 bis –15000 cm
Feinporen	<0,2 μm	> 4,2	< -15000 cm

- Grobporen (>10 μm) binden Wasser nicht und werden daher durch die Schwerkraft leicht entwässert, sofern keine Stauschicht vorhanden ist. Die Grobporen sind deshalb vor allem für die Durchlüftung des Bodens wichtig. Wurzeln haben aufgrund ihrer Größe nur Zugang zu den Grobporen. Das Wasser in den Grobporen wird als Gravitations- oder Sickerwasser bezeichnet.
- Mittelporen (0,2-10 μm) speichern kapillares Wasser, das für Pflanzenwurzeln aufgrund ihres Saugdrucks verfügbar ist. In die Mittelporen eindringen können nur

Wurzelhaare und Mikroorganismen. Die Menge an Wasser, die in den Mittel- und Feinporen eines Bodens gegen die Schwerkraft festgehalten werden kann, wird als Feldkapazität (FK) bezeichnet. Bei Feldkapazität sind die Grobporen nach Wassersättigung durch die Schwerkraft soweit dräniert, dass das Gravitationswasser aus ihnen abgeflossen ist. In terrestrischen Böden wird die Feldkapazität auf die Mittel- und Feinporen bezogen ($= -300 \text{ hPa}$), in hydromorphen Böden bezieht man auch die engen Grobporen zusätzlich zu den Mittel- und Feinporen ein (Matrixpotential $= -60 \text{ hPa}$). D.h. in Abhängigkeit von der Korngrößenverteilung, dem Bodengefüge und dem Gehalt an organischer Bodensubstanz schwankt die Wasserspannung bei Feldkapazität zwischen pF-Werten von 1,8 und 2,5.

Die Menge des pflanzenverfügbaren Wassers im Boden ist die nutzbare Feldkapazität (nFK). Sie ist begrenzt durch den Wassergehalt am permanenten Welkepunkt und demjenigen bei Feldkapazität.

- Feinporen ($< 0,2 \mu\text{m}$) binden Wasser so stark, dass es im Allgemeinen nicht mehr für Pflanzen verfügbar ist. Die Feinporen sind unter humiden Klimabedingungen praktisch immer wasserführend. Die Feinporen sind unbelebt.

Bei einem pF-Wert von 4,2 ($= 15000 \text{ hPa}$) ist der permanente Welkepunkt (PWP) erreicht (Wassergehalt, nach dessen Unterschreiten Pflanzen irreversibel welken). Dieser Wert ist jedoch als Näherungswert aufzufassen, da nicht alle Pflanzen gleich auf Trockenheit reagieren.

Eine weitere Unterteilung erfolgt in Primärporen und Sekundärporen. Primärporen sind abhängig von der Korngrößenverteilung und der Trockendichte, Sekundärporen entstehen durch Gefügebildung und haben meist einen größeren Durchmesser als Primärporen. Dadurch sind sie von erheblicher Bedeutung für den Wasser- und Lufthaushalt eines Bodens. Sekundärporen und weite Grobporen werden auch als Makroporen bezeichnet.

Neben der Beziehung zwischen Wassergehalt und Wasserspannung ist die Wasserleitfähigkeit für die Wasserbewegung im Boden (z.B. Infiltration, kapillarer Aufstieg, Wasseraufnahme durch die Pflanzenwurzel) entscheidend.

5 Versuchsaufbau und Untersuchungsmethodik

5.1 Ausgangssituation

Die Zentraldeponie Castrop-Rauxel liegt nördlich des Stadtzentrums von Castrop-Rauxel, auf dem Gebiet der "Doeningerheide". Die Zentraldeponie Castrop-Rauxel wurde 1983 durch die AGR (Abfallentsorgungs-Gesellschaft Ruhrgebiet mbH) von der Stadt Castrop-Rauxel übernommen. Im Westen und Süden wurde die Deponie zwischen 1983 und dem heutigen Zeitpunkt auf einer Fläche von insgesamt ca. 5 ha erweitert. Im Erweiterungsbereich ist – im Gegensatz zur restlichen Deponiefläche – eine Basisabdichtung und eine Basisentwässerung angelegt worden. Die Deponie ist insgesamt, bis auf wenige Bereiche, mit einer $\geq 2,5$ m mächtigen Bodenschicht abgedeckt und Teile der Altdeponie sind – insbesondere auf den steilen Hängen – rekultiviert, d.h. mit Bäumen und Sträuchern bewachsen.

Im Rahmen der in dieser Arbeit vorgestellten Untersuchungen wird geklärt, ob in den Bereichen mit Bodenabdeckung $\geq 2,5$ m sowie optimierter Bepflanzung mit einem Wassereintrag in den Deponiekörper zu rechnen ist, dessen Größenordnung langfristig Schadstoffausträge zur Folge haben könnte.

Hierzu wurde eine Versuchstation mit zwei Standorten eingerichtet: Die **Station 1** liegt im nordöstlichen Bereich der Deponie, auf einem mit 5° bis 12° nach Nordosten geneigten Hang. Sie ist in einem bereits rekultivierten Deponiebereich eingerichtet und umfasst zwei Standorte (1a und 1b) von jeweils ca. 100 m^2 Fläche. An der Versuchstation 1 sollen Vergleichswerte für ein bestehendes, nicht gezielt angelegtes und damit insbesondere nicht kontrolliert verdichtetes Oberflächenabschlusssystem, ca. 8-10 Jahre nach der Rekultivierung, erarbeitet werden.

Auf der **Station 2** im noch nicht rekultivierten Bereich der Deponie sind zwei von der AGR vorgeschlagene, alternative Oberflächenabschlusssysteme im Großversuch gebaut worden. Eine praxisferne, überoptimierte Qualität der Dichtung („Kunstbauwerk“) sollte vermieden werden.

5.2 Versuchsaufbau

5.2.1 Wetterstation auf der Deponie Castrop-Rauxel

Die Wetterstation befindet sich in räumlicher Nähe zum Eingangsbereich der Deponie Castrop-Rauxel. Ihre Lage ist Nord-Ost exponiert auf ca. 63 m ü. NN. Bedingt durch ihre Lage im Windschatten der Abfallablagerung befindet sie sich im Lee (Abb. 5.1). Details zu den an der Wetterstation gemessenen Parametern finden sich in Kapitel 5.3.

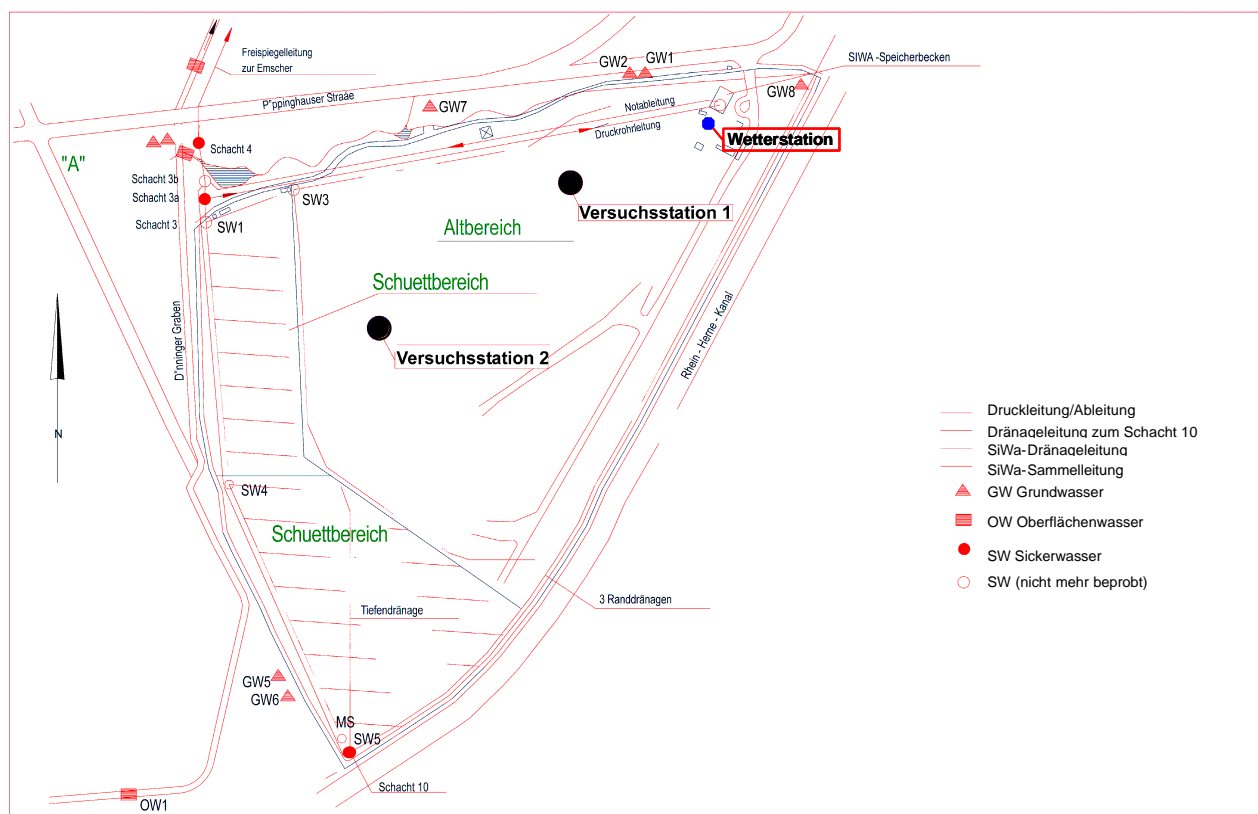


Abb. 5.1: Anordnung der Messstationen auf der Deponie

5.2.2 Versuchsstation 1

Vorgabe für die Anlage der Stationen 1a und 1b war, sie am nördlichen Hang der Deponie in einem bereits vor Jahren rekultivierten Bereich mit einer > 2,5 m mächtigen Abdeckung anzulegen (Abb. 5.1). Station 1a sollte auf einer mit Wildrasen bestandenen Fläche, Station 1b auf einer locker mit Bäumen und Sträuchern (ohne Kronenschluss) bestockten Fläche (wird in dieser Arbeit auch als „bewaldete Fläche“ bezeichnet) errichtet werden (Abb. 5.2).

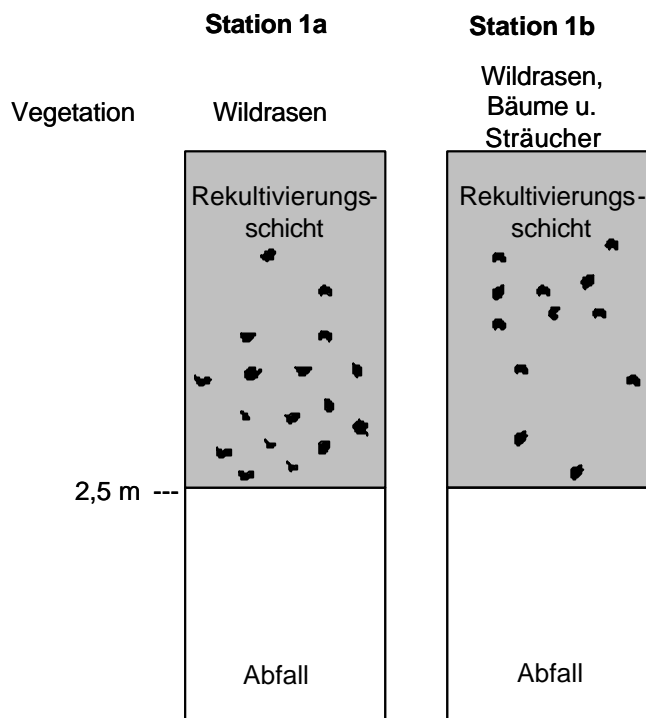


Abb. 5.2: Bodenprofil und Vegetation der Station 1a und b

Zur genauen Festlegung der Standorte wurden im Juni 1998 18 Bohrungen niedergebracht und ihre Lage eingemessen. Sie dienten der Erfassung des den Müllkörper abdeckenden Materials. Am Bohrstock wurden jeweils Bodenartenschichtung, Färbung, Carbonatgehalt und eine feldbodenkundliche Abschätzung der Dichtlagerung (unterschieden nach locker, mäßig dicht und dicht) vorgenommen.

Eine Grenze zwischen bewaldeter Fläche und mit Wildrasen bewachsener Fläche zeichnet sich im Untergrund nicht wieder.

Auf der Grundlage der Bohrungen wurden die beiden 10 x 10 m² umfassenden Versuchsflächen abgesteckt. Angestrebt wurde innerhalb der Flächen ein gleichsinniges Gefälle senkrecht zu einer Seite der quadratischen Flächen, denen die Schürfguben vorgelagert werden sollten. Im Ergebnis musste ein Kompromiss zwischen optimalem Bodenaufbau und den Reliefanforderungen gefunden werden. Bereits während der Sondierungen wurde deutlich, dass die untere Wildrasen-Fläche (Station 1a) nicht den Anforderungen entsprechen würde, die an ein Abdecksystem gestellt werden – Reduzierung des Wassereintrages in den Deponiekörper auf eine Größenordnung, die keine Schadstoffausträge aus dem Deponiekörper in die Umwelt zur Folge hat. Mit bodenartigen Heterogenitäten innerhalb der Messfläche war zu rechnen. In Richtung der höher gelegenen, bewaldeten Fläche (Station 1b) erreicht das Abdeckmaterial eine größere Gleichförmigkeit. Die Station 1a ist so weit von der bewal-

deten Fläche entfernt angeordnet worden, dass sie nicht im Regenschatten des Waldes liegt.

Im Juni 1998 wurden Schürfgruben (Anhang: Bild A 5.1 und A 5.2) jeweils nordöstlich, d.h. unterhalb der Versuchsfelder 1a und 1b ausgehoben. Durch das Labor Dr. Hennig und die Ruhr-Universität Bochum sind zeitgleich Bodenproben entnommen worden. Die Gruben dienten ebenfalls zur Festlegung der Einbautiefen von Horizontblechen, die der Fassung des lateralen Flusses dienen. Im Bereich vor der späteren Profilwand wurden hierzu 5 Bodenstufen, nach Nord-Osten absteigend, angelegt. Nach der Bodenproben-Entnahme aus den jeweiligen Stufen wurden die Profilwände jeweils durch ein 6 m breites, 2,5 m hohes und 2 cm starkes Stahlblech gesichert (Anhang: Bild A 5.3). Anschließend erfolgte der Abtrag der vorgelagerten Stufen-treppen. Dies bedeutet, dass – bedingt durch die Einbautechnik des Stahlblechs – zu keiner Zeit die Grubenwand als einheitlich senkrechte Fläche einsehbar war. Zum Zeitpunkt der Probenentnahme lag nur die spätere Grubenwand oberhalb der ersten Bodenstufe frei.

Die Fenster zur Aufnahme der Horizontbleche wurden den angetroffenen Materialverhältnissen (siehe Kapitel 6) entsprechend angepasst aus dem Stahlblech, vor dessen Einbau, ausgeschnitten. Für die Station 1a wurde die Tiefenlage der Fenster für die Horizontbleche auf 50, 85, 120, 155 und 190 cm festgelegt. Nach dem Einbau befinden sich die Horizontbleche in ca. 45, 80, 115, 150 und 185 cm Tiefe. Die Horizontbleche wurden auf der Station 1b aus dem Stahlblech in 65, 85, 120, 155 und 190 cm ausgeschnitten. Nach dem Einbau des Stahlbleches liegt die Einbautiefe der Horizontbleche bei ca. 50, 70, 105, 140 und 175 cm. Die Horizontbleche mit angeschlossenen Kippzählern dienen der Fassung und Aufzeichnung des lateralen Flusses.

Der freiliegende Boden um die Abfluss fassenden Horizontbleche wurde mit einem Kunststoffschäum zur Außenluft abgeschirmt und somit abgedichtet, um ihn gegen Verdunstung zu schützen. Die beim Eintreiben des Stahlblechs entstandenen kleineren Hohlräume zwischen ungestörtem Boden und Stahlblech sind mit eingeschlammtem Sand verfüllt, damit eventuell im Boden lateral fließendes Wasser nicht verdunstet und/oder zu Bodenauswaschungen führt und nach unten zu den Horizontblechen abgeleitet wird.

In den Schürfgruben beider Stationen traten vereinzelt Abschnitte auf, aus denen ungespanntes Bodenwasser heraussickerte. Eine Bindung an Schichtgrenzen war nicht erkennbar. Es ist also unzweifelhaft, dass im Abdecksystem präferentielle Fließpfade auftreten.

Auf Station 1a wurde in 5 Tiefen und auf Station 1b in 6 Tiefen jeweils 7 Mischproben (siehe Tab. 5.1) zur Bestimmung der Korngrößenverteilung, der Proctordichte, der Konsistenzgrenzen sowie ungestörte Proben zur Ermittlung der Lagerungsdichte und des k_f -Wertes gewonnen. Aufgrund der Heterogenität des Bodenmaterials wurden auf Station 1a in den Tiefen 160 und 50 cm an zwei verschiedenen Stellen des Bodenprofils Proben genommen und mit den Ziffern I und II gekennzeichnet. Die Ergebnisse sind in Kapitel 6 (Tab. 6.1 und 6.2) dargestellt.

Tab. 5.1: Probeentnahmeorte und Bezeichnung auf Versuchsstation 1

Tiefe	Station 1a	Station 1b
10 cm		1B/10
20 cm	1A/20	
30 cm		1B/30
50 cm	1A/50 I; 1A/50 II	
55 cm		1B/55
90 cm	1A/90	
100 cm		1B/100 I, 1B/100 II
125 cm	1A/125	
140 cm		1B/140
160 cm	1A/160 I; 1A/160 II	
170 cm		1B/170

Um die Wasserinfiltration aus der mineralischen Abdeckung in den Deponiekörper quantifizieren zu können, sind an Station 1 vollautomatische Druckwandler-Tensiometer in vertikalen Abständen von 0,3 m bis in eine Tiefe von 2,1 m im Abdecksystem installiert (6 Parallelen à 7 Tiefenstufen). Die Bodentemperaturmessungen erfolgen in den Tiefen 30, 60, 90, 120, 150, 180 und 210 cm. Weiterhin sind auf Station 1a 6 TDR-Sonden-Messrohre (maximal bis 70 cm Tiefe) und auf Station 1b 4 TDR-Sonden-Messrohre vertikal installiert worden, in denen einmal wöchentlich

das Bodenwassergehalts-Tiefenprofil bestimmt wird. Die Sondenrohre konnten wegen des mit der Tiefe zunehmenden Skelettgehaltes nicht bis zu den gewünschten Tiefen von 1,8 m niedergebracht werden. Potentieller Oberflächenabfluss wird über eine Regenrinne abgeführt und mit einem Kippzähler erfasst. Die bodenhydrologischen Messinstrumente und Kippzähler sind stationsweise an einem Datenlogger angeschlossen und die Messwerte werden in einem Messintervall von 5 Minuten abgerufen und als Stundenmittel-, -max-, -min-Werte gespeichert. Zum Schutz vor Vandalismus ist die Station 1 mit einem Zaun gesichert.

5.2.3 Versuchstation 2

Die zwei Standorte der Station 2 wurden mit einem Oberflächengefälle von unter 5 % in einem noch nicht rekultivierten Deponiebereich eingerichtet (Abb. 5.1). Die Grundfläche dieser Standorte besteht aus zwei jeweils 100 m² großen, 4-teiligen Betonwannen mit getrennter Abflussmengenerfassung (Anordnung der Betonwannen siehe Abb. 5.4). Die Betonwannen, die der Erfassung des eventuell durch das Oberflächenabschlussystems sickern den Bodenwassers dienen, sind im Herbst 1998 fertig gestellt und mit Kies und Sand verfüllt worden (Abb. 5.3; Bilder 5.4 – 5.6 zum Bau der Versuchsfelder siehe Anhang I). Während der Befüllung der Wannen wurde in Abstimmung mit der Ruhr-Universität, der AGR sowie dem Erdbaulabor Dr. Hennig beschlossen, zwischen Kies-Sand-Füllung und der ersten Lage des verdichteten Bodens ein wasserdurchlässiges Geotextil einzubauen. Folgende Überlegungen liegen dieser Entscheidung zugrunde: Kies- und Sandfüllung sowie die überlagernde verdichtete Schicht besitzen definierte bodenphysikalische Eigenschaften. Durch den Verdichtungsprozess (und die Auflast bei späterer Überdeckung) könnte eine Vermengung der feinkörnigen, verdichteten Schicht mit den unterlagernden Sanden auftreten. Diese Mischung besäße möglicherweise noch geringere Wasserleitfähigkeiten als die verdichtete Schicht, mit der Folge, dass unter diesen, denkbaren und unbeabsichtigten Umständen der Versuchsaufbau nachträglich in Frage gestellt werden könnte.

Auf den Betonwannen und im angrenzenden Bereich auf bis zu 1 ha wurde großflächig die mineralische Dichtschicht in vier ca. 25 cm mächtigen Einzellagen praxisgerecht großtechnisch aufgebracht und diese dann lagenweise mittels einer Schaffußwalze kontrolliert verdichtet. Der Einbau erfolgte mit einem auf der Deponie – zum

Zweck der Herstellung eines alternativen Oberflächenabschlusssystems – angelieferten und im Vorfeld vor dem Einbau durch das Erdbaulabor Dr. Hennig beprobten Erdmaterial (s. Kap. 6).

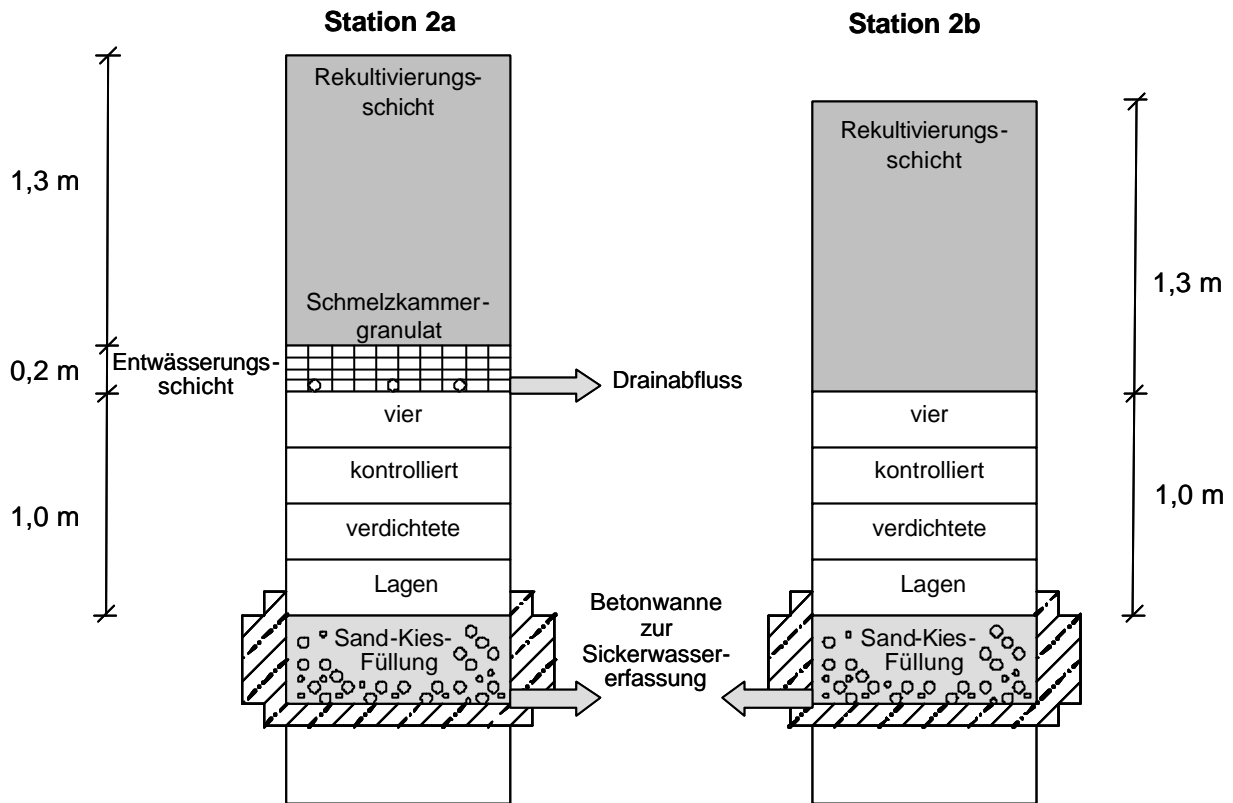


Abb. 5.3: Bodenprofil der Station 2a und b

Das Hauptproblem beim Bau bindiger mineralischer Dichtungen besteht in der Witterungsempfindlichkeit, da der Wassergehalt des Materials maßgeblich dessen Verdichtbarkeit und die Qualität der späteren Dichtung bestimmt. Durch die Witterung wird der Wassergehalt jedoch verändert. Es gibt zwei kritische Fälle:

- das Material ist zu feucht und der Einbau muss unterbrochen werden, oder das Material kann nicht optimal verdichtet werden, oder
- bei trockener und warmer Witterung besteht die Gefahr, dass sich durch Austrocknung bereits Schrumpfrisse bilden, bevor die Schicht durch die folgende Lage überdeckt ist.

Daher mussten im Herbst 1998 nach Fertigstellung der Betonwannen und nach Einbau der ersten verdichteten Schicht wegen schlechter Witterung die Bauarbeiten unterbrochen und konnten erst im Mai 1999 wieder aufgenommen werden.

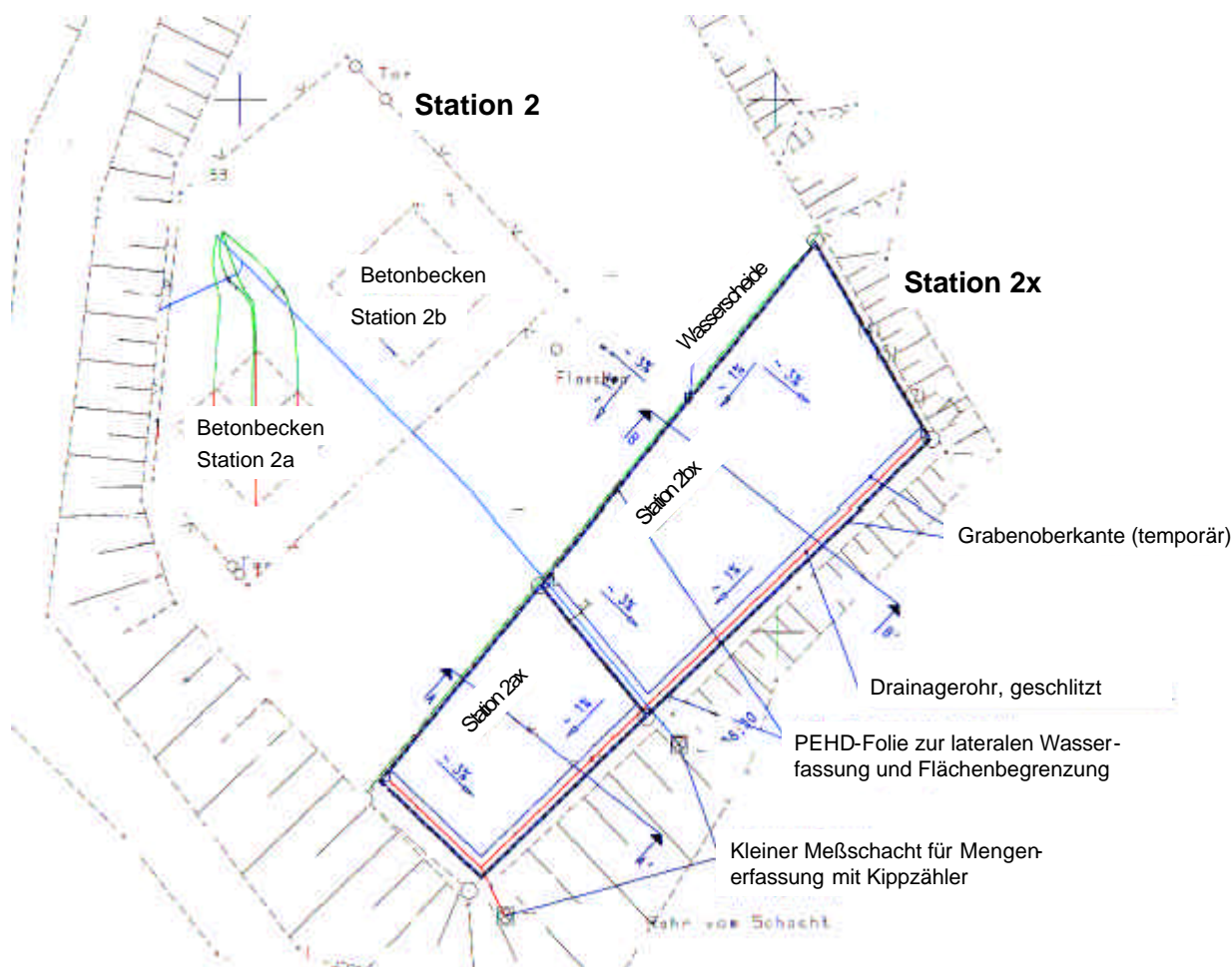


Abb. 5.4: Lage der Versuchsflächen

Während des weiteren Baus der Versuchsfelder wurden aus jeder Lage Stechzylinderproben zur Feststellung der bodenphysikalischen Parameter gesättigte Wasserleitfähigkeit, Lagerungsdichte, Proctordichte und der ungesättigten Wasserleitfähigkeitsfunktion genommen. Zusätzlich sind außerhalb der Betonwannen aus der verdichteten Schicht Proben für die geotechnische und bodenphysikalische Kennzeichnung und Analyse des eingebauten Bodenmaterials entnommen worden. Das verdichtete Material wurde durch folgende Methoden bzw. Parameter charakterisiert: Lastplattendruckversuch, Trockendichte, gesättigte Wasserleitfähigkeit (k_f), Korngrößenverteilung; es wurden ebenfalls Proben zur Ermittlung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit entnommen. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Kapitel 6.1 dargestellt.

Um die möglicherweise nach der längeren Unterbrechung während der Winterpause denkbaren Veränderungen der geotechnischen und bodenphysikalischen Eigenschaften zu prüfen, sind im April 1999 Proben aus der obersten Lage aus der Umgebung der Wanne und über einer Wanne (2b) entnommen worden. Zum Zeitpunkt der

Probenentnahme waren die Flächen für eine maschinelle Bearbeitung noch zu nass. Ab einer Tiefe von ca. 10 cm war der verdichtete Untergrund nicht mehr aufgeweicht. Die Abdeckfolie auf der nördlichen Wanne (2b) war vom Wind abgetragen, Wanne 2a noch abgedeckt; dem Augenschein nach und bei der Begehung machte das verdichtete Material der Wanne 2a einen festeren Eindruck. Somit stellte Wanne 2b gewissermaßen den „worst case“ dar. Die Laborbestimmung der k_f -Werte zeigten, dass die Werte aus der Wanne 2b und aus dem Umfeld in dem erwarteten Schwankungsbereich liegen, der aus dem Außenbereich durch die Vorjahresuntersuchungen bekannt war. Da nach Einschätzung der Ruhr-Universität Bochum die Wasserleitfähigkeiten das entscheidende Kriterium darstellen, wurden die Baumaßnahmen nach Abtrocknung der Bodenoberfläche fortgesetzt. Eine Ausbaggerung der über den Betonwannen und im Umfeld der Betonwannen verdichtet eingebauten Bodenschichten erfolgte nicht. Bevor die weiteren Bodenschichten aufgebracht wurden, sind die Oberflächenunebenheiten – und in der Umgebung der Wanne die Erosionsanrisse am Rand der fertig gestellten verdichteten Schicht – beseitigt worden.

Aufgrund des sehr feuchten Zustandes der Bodenmiete, die als Rekultivierungsboden auf die kontrolliert verdichtete Schicht aufgebracht werden sollte, wurden Überlegungen angestrengt, frisches trockeneres Bodenmaterial zu besorgen, um zu verhindern, dass es zu einer unerwünschten Verdichtung während des Einbaus des Rekultivierungsbodens und zur Stauvernässung kommt.

Da derartig ungünstige Materialeigenschaften bei etwaigen Bauarbeiten in der Praxis nicht ausgeschlossen werden können und keine hinsichtlich der Qualitätsanforderungen im Rahmen eines denkbaren Routineeinsatzes nur schwer einzuhaltenden Anforderungen präjudiziert werden sollten, wurde doch auf das vorhandene Erdmaterial zurückgegriffen.

Das Versuchskonzept wurde während der Baumaßnahme in Absprache mit allen Beteiligten (Behörden, AGR, Ruhr-Universität Bochum) derart modifiziert, dass auf Station 2a eine 20 cm starke Flächendrainage aus Schmelzkammergranulat aufgetragen wurde. Das ursprüngliche Konzept sah für Station 2a eine im Fräsverfahren eingebrachte Oberflächendrainage in einer Tiefe von 130 cm vor. Auf das Granulat ist der Rekultivierungsboden mit einer Mächtigkeit von 1,30 m unverdichtet großtechnisch aufgebracht worden.

Zeitgleich mit dem Einbau der Granulatschicht wurden auf Station 2a Drainageleitungen in der Tiefe der Unterkante der Granulatschicht eingebaut. Ihr diagonaler Verlauf oberhalb der einzelnen Quadranten der Betonwanne gewährleistet, dass die mittels Kippzähler erfassten Abflussmengen einer definierten Fläche (25 m²) zugeordnet werden können (Anhang: Bild A 5.6).

Zusätzlich wurden Drainageleitungen mit gleichem seitlichem Abstand in Gefällerrichtung gesehen ober- und unterhalb der Versuchsfelder 2a und 2b zur Vermeidung von Randeffekten durch Zufluss von außerhalb der Versuchsflächen versickernden Niederschlages eingebaut. Diese Leitungen werden in einem Drainagesammler zusammengeführt, der zwischen den beiden Versuchsflächen verläuft.

Auf Station 2b wurde dem Versuchskonzept vom April 1998 entsprechend auf Granulatschicht und Felddrainage verzichtet, um die Wirksamkeit der Oberflächendrainage an Station 2a durch den Vergleich der Abflüsse aus beiden Betonwannen überprüfen zu können. Der Rekultivierungsboden wurde auf dieser Station wie geplant mit einer Stärke von 1,30 m unmittelbar auf die kontrolliert verdichtete Schicht aufgetragen. Der Rekultivierungsboden wurde auf den Stationen 2a und 2b in den Tiefen 30, 60, 90 cm von der RUB und dem Erdbaulabor Dr. Hennig zur Feststellung der bodenphysikalischen Parameter beprobt.

Zeitgleich zu den Erdbauarbeiten wurde ca. 10 m unterhalb, nördlich der Versuchsflächen 2a und 2b ein ca. 5,0 m tiefer Messschacht aus PE-HD errichtet. In diesen münden die Oberflächendrainagen und die Betonwannenabläufe. Das Längsgefälle der Zuleitungen beträgt etwa 1-2 %. Die geringe Distanz zwischen Betonwannen und Schacht soll Messungenauigkeiten durch Benetzungsverluste innerhalb der Rohrleitungen minimieren.

Die Bauarbeiten des Abdecksystems auf Station 2 wurden Anfang August 1999 mit der Einsaat einer Grünlandmischung (Zusammensetzung: Klee, Luzerne, Lieschgras, versch. dt. Weidelgras-Arten) beendet. Zur Vorbereitung des Bodens wurde eine Kalk- und Kompostgabe ausgebracht, um die Nährstoffverfügbarkeit im Boden sicherzustellen und Bodenleben zu initiieren.

Die Instrumentierung der Versuchsflächen 2a und 2b mit Tensiometern und TDR-Sonden entspricht weitgehend der von Versuchsstation 1. Im August 1999 wurden Tensiometer in 7 Tiefen à 6 Parallelen (30, 60, 90, 120, 150, 180, 210 cm) eingebaut. Eine Messung der Wasserspannung innerhalb der Granulatschicht ist nicht möglich,

weil das glasartige grobkörnige Substrat keine Feinporen und kaum Mittelporen besitzt, so dass die Tensiometerkeramik im ungesättigten Boden keinen hydraulischen Kontakt zu der Umgebung besäße. Mit der Installation der Tensiometer in 150 cm Tiefe unmittelbar unterhalb der Untergrenze der Granulatschicht kann im Falle einer Porenwassersättigung in den untersten Zentimetern der Granulatschicht die hydraulische Druckhöhe erfasst werden, die den Drainagefluss bestimmt.

Die Bodentemperaturmessungen erfolgen in den Tiefen 30, 60, 90, 120, 150, 180 und 210 cm.

Die im Messschacht installierten Kippzähler erfassen sowohl den Abfluss der Flächendrainage auf Station 2a als auch die Abflussmengen der 4-teiligen Betonwannen auf den Stationen 2a und 2b. Von den 4 Abflüssen aus jeder Betonwanne werden 2 Teilströme zusammengefasst und über einen Kippzähler gemessen (2 Kippzähler je Wanne). Gemeinsam erfasst werden somit jeweils die beiden rechten und linken Hälften der Betonwannen. Somit beziehen sich die in einem Kippzähler gemessenen Abflussmengen auf eine Gesamtfläche von 50 m².

Die Abflüsse aus den vier diagonal über der Betonwanne 2a in der Granulatschicht eingebauten Drainagen sowie die Sammelleitung zwischen den Versuchsfeldern werden separat über je einen Kippzähler erfasst, so dass im Messschacht insgesamt 9 Kippzähler installiert sind. Ein Hundertstel des Abflussvolumens aus den Betonwannen wird automatisch in Sammelgefäßen gesammelt und wöchentlich gemessen (ausgelitert), um die Loggerregistrierungen kontrollieren zu können. Der zwischen den Messflächen ebenfalls im Granulat eingebaute Sammler wird wie die Oberflächendrainage in den Messschacht geleitet. Da sich der Messschacht teilweise im Abfallkörper der Deponie befindet, müssen sicherheitstechnische Maßnahmen berücksichtigt werden. Die Begehung erfolgt nur in Anwesenheit eines im Umgang mit Deponiegas Sachkundigen und mit Auffanggurt und Sicherheitsseil nach ausreichender Belüftung des Schachtes und nach Kontrolle der Gaskonzentration im Schacht.

Die bodenhydrologischen Messinstrumente sind stationsweise an einem Datenlogger angeschlossen und die Messwerte werden in einem Messintervall von 5 Minuten abgerufen und als Stundenmittel-, -max-, -min-Werte gespeichert. Die Abflüsse aus beiden Betonwannen sowie aus drei Drainageleitungen werden über den Datenlog-

ger der Station 2b aufgezeichnet. Der Kippzähler der vierten Drainageleitung und des Sammlers sind am Datenlogger Station 2a angeschlossen.

Wie auf Station 1 sind auch auf den Messflächen 2a und 2b je 6 TDR-Messrohre vertikal in den Boden eingebaut. Das Bodenwassertiefenprofil wurde auf diesem Standort im Zeitraum 04.09.1999 bis 31.12.2003 einmal wöchentlich bis in eine Tiefe von ca. 170 cm erfasst.

Die Stationen 2a und 2b sind - analog den Stationen 1a und 1b - zum Schutz vor Vandalismus durch einen Zaun gesichert. Die Messung der Wasserhaushaltsgrößen wurde auf den Versuchsstationen 2a und b am 04.09.1999 begonnen.

5.2.4 Versuchsstation 2x

Im Sommer 2001 sind im Randbereich der 1ha großen Fläche der Station 2 die Stationen 2ax und 2bx errichtet worden. Sie dienen der Fassung des gesamten lateralen Flusses in der Rekultivierungsschicht und – für das Oberflächenabschlusssystem 2a – der Drainage (Abb. 5.4). Sie sind von der Station 2a und b durch eine ober- und unterirdische Wasserscheide getrennt. Station 2ax hat eine Flächen von ca. 350 m²; die Station 2bx ist mit ca. 710 m² doppelt so groß. Die Stationen 2ax und 2bx sind allseitig mit einer Folie begrenzt. Um die Folie zur Flächenbegrenzung einzubauen, wurde die kontrolliert verdichtete Schicht bis 25 cm Tiefe aufgeschlitzt, anschließend die Folie im Pressverbund hineingelegt und mit Ton bis auf das Niveau der Oberfläche der kontrolliert verdichteten Schicht wieder aufgefüllt und verdichtet (Abb. 5.5). Die mengenmäßige Erfassung des lateralen Abflusses erfolgt über Kippzähler, die sich in einem Schacht links unterhalb eines jeden Versuchsfeldes befinden. Die Datenaufzeichnung für die Station 2x erfolgt am Logger der Station 2a.

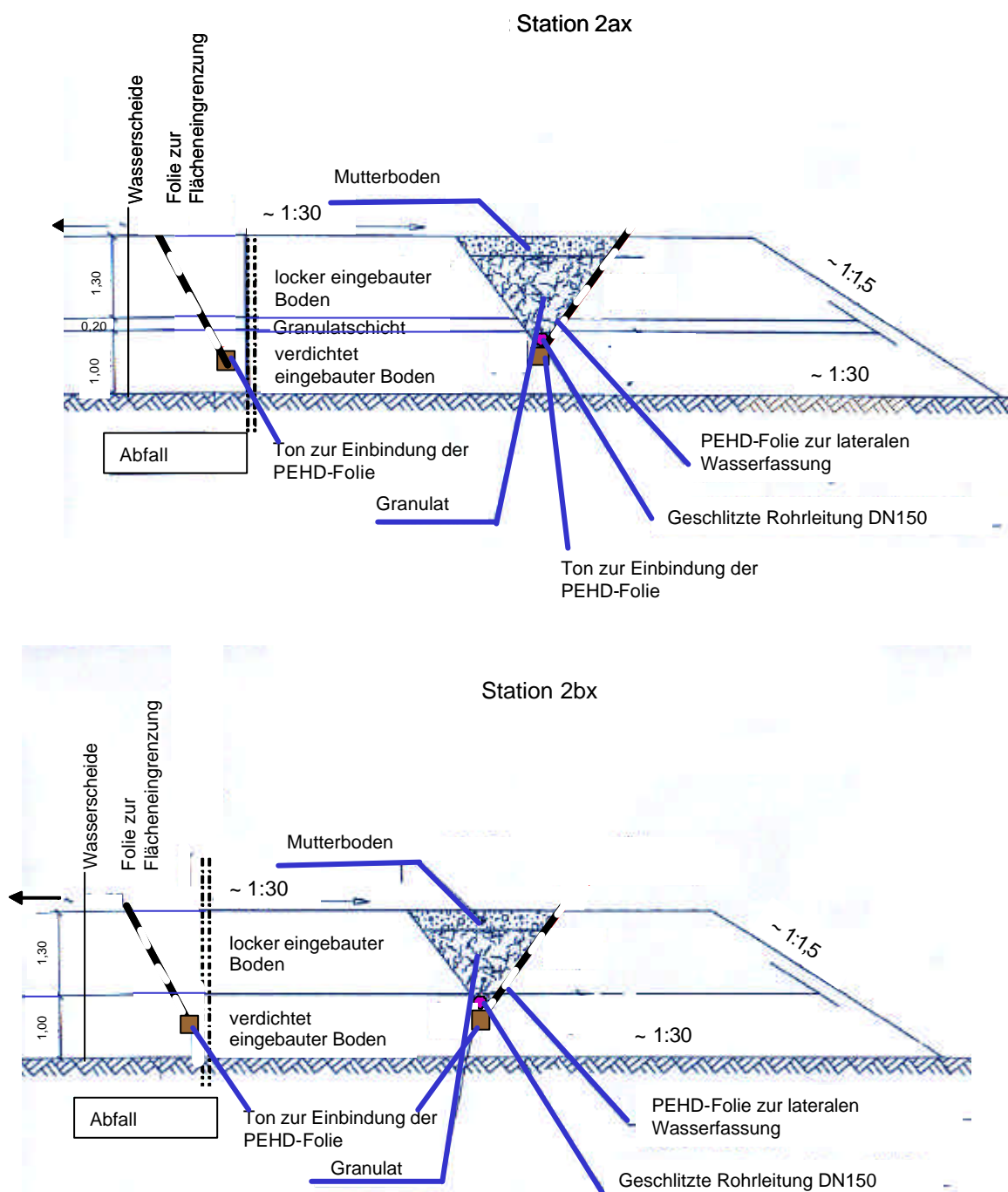


Abb. 5.5: Versuchsaufbau der Stationen 2ax und 2bx

Die Versuchsfelder 2ax und 2bx wurden im November 2001 in Betrieb genommen. Aufgrund zu gering ausgelegter Abflussleitungen aus den Schächten, wurden die Kippzähler Ende November 2001 überstaut und die Schächte vollständig geflutet. Dies führte zu einer Korrosion der Kontakte, die der Datenübertragung zu den Loggern dienen. Aufgrund eines Personal- und damit verbundenen Aufgabenwechsels

innerhalb des Projektes wurde dies erst Ende Dezember festgestellt. Nach dem Austausch der Kontakte konnte ab Mitte Januar wieder eine Aufzeichnung der lateralen Abflüsse erfolgen.

Um während der weiteren Projektlaufzeit die Möglichkeit zu haben, bei eventuell später noch einmal auftretenden Datenverlusten die lateralen Abflussmengen zu ermitteln, werden seit Oktober 2002 die Abflüsse aus den Kippzählern in einen 10000 l Behälter geleitet; dieser wird durch eine Pumpe mit Hilfe eines Schwimmers bei Bedarf zwischen den Geländetagen leer gepumpt; einmal wöchentlich wird die Pumpe am Geländetag händisch in Betrieb genommen. Der Abfluss aus den Behältern wird über eine Wasseruhr erfasst (Abb. 5.6).

Im Januar 2003 wurde festgestellt, dass die Leistungsgrenze der Kippzähler bei sehr starken Abflussereignissen überschritten wird. Daher wurden im Februar zusätzlich zu den vorhandenen 0,5l Kippzählern 3l Kippzähler angebracht. Die Bestimmung des lateralen Abflusses erfolgt im Winter über den 3l Kippzähler und im Sommer zeitlich höher auflösend über den 0,5l Kippzähler.

5.3 Untersuchungsmethoden und Berechnungsverfahren

5.3.1 Bodenphysikalische Untersuchungen

Während des Baus der Versuchsfelder im Sommer 1999 und zum Ende des zweiten Förderungszeitraums im Sommer 2001 wurden von der Ruhr-Universität Bochum Stechzylinderproben in der Umgebung der Messflächen an Station 2 lagenweise zur Feststellung der bodenphysikalischen Parameter Lagerungsdichte, ungesättigte Wasserleitfähigkeit und pF-Kurve entnommen. In der Rekultivierungsschicht wurden sowohl auf Station 2a als auch 2b in 30 cm, 60 cm und 90 cm Tiefe Stechzylinderproben genommen. Die kontrolliert verdichtete Schicht (kvS) wurde auf Station 2a in 160 cm, 185 cm, 210 cm und 235 cm Tiefe beprobt. Auf Station 2b (ohne Granulatschicht) erfolgte die Beprobung in der kontrolliert verdichteten Schicht jeweils ca. 20 cm höher (140 cm, 165 cm, 190 cm, 210 cm).

Vom Erdbaulabor Dr. Hennig wurden die Parameter gesättigte Wasserleitfähigkeit (k_f) (nach DIN 18130, Teil 1), Proctor-Dichte (d_{pr}) (nach DIN 18127 - 9 100 Y), Lagerungsdichte (d_b) (nach DIN 18124, Teil 1) und Körnung (nach DIN 18123) untersucht,

die ungesättigte Wasserleitfähigkeitsfunktion (k_u) wurde von der RUB mittels Verdunstungsmethode (Becher, 1970) bestimmt.

In Stechzylinderproben können bei freier Verdunstung die auftretenden Wassergehalts- und Saugspannungsänderungen bestimmt werden und daraus der k_u -Wert der Probe bei verschiedenen Saugspannungen berechnet werden.

Da es sich bei den beteiligten Potentialen neben Adsorptions- vor allem um Kapillarkräfte handelt, kann aus der Wasserspannungskurve auch die Porengrößenverteilung berechnet werden.

5.3.2 Meteorologische Untersuchungen

Die Messung der meteorologischen Parameter erfolgt auf der Wetterstation der Zentraldeponie Castrop-Rauxel im nord-östlichen Bereich der Deponie in der Nähe des Eingangsbereiches. Die Station 1 befindet sich in ca. 100 m Entfernung von der Wetterstation. Die Entfernung zwischen der Station 2 und der Wetterstation beträgt ca. 360 m Luftlinie. Die Wetterstation ist mit Geräten der Firma Thies Clima ausgestattet (www.thiesclima.com).

5.3.2.1 Niederschlag

Mit einem Niederschlagsgeber der Firma Thies Clima wird der in 1 m Höhe über der Erdoberfläche fallende Niederschlag gemessen.

Die Messung des Niederschlages ist ein scheinbar sicheres Verfahren; es enthält jedoch eine Reihe von Fehlermöglichkeiten. Im Wesentlichen entstehen diese Fehler durch den Einfluss des Windes, welcher Niederschlagsteilchen über das Auffanggefäß hinwegweht, und durch Benetzungs- und Verdunstungsverluste des Gerätes. Durch konstruktive Maßnahmen bei der Gestaltung des Messgerätes sollen einige Fehlermöglichkeiten vermieden werden.

Auch die Platzierung des Messgerätes kann zu einer fehlerhaften Messung des Niederschlages führen. Wenn es zu nahe an Bäumen, Sträuchern oder Gebäuden steht, wird der Niederschlag je nach Windrichtung abgehalten oder durch Leewind in verstärktem Maße eingetragen (Häckel, 1985). Hindernisse sollten mindestens so weit weg sein wie sie hoch sind.

An einem windoffenen Standort kann der Niederschlagsmesser das Strömungsfeld dermaßen beeinflussen, dass Regen und vor allem Schnee über die Auffangfläche weggetragen wird anstatt hineinzufallen.

Zusätzliche Störeffekte bei beheizten Niederschlagsmessgeräten sind (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, 1985):

- unkontrollierte Verdunstungsverluste,
- teilweise stark verzögerte Darstellung des Niederschlagsgeschehens bei Niederschlägen in fester Form.

Die gemessenen Niederschläge sind – unabhängig vom Messgerät – generell mit Fehlern behaftet und müssen nach ATV (2002) im Sommer um 6 bis 12 %, im Winter bei Schnee um bis zu 30 % und mehr nach oben korrigiert werden, um den wasserhaushaltlich wirksamen Niederschlag zu erhalten.

Der Vergleich mit Wetterdaten von anderen Messtationen ist nur sehr eingeschränkt zulässig, da aufgrund der räumlichen Variabilität des Niederschlages vermutlich ein anderer „wahrer“ Niederschlag zugrunde zu legen wäre. Besonders kurzzeitige Schauer weisen erhebliche lokale Unterschiede auf.

Die Abgrenzung eines Einzelniederschlages beruht auf der Vorgabe von Wischermann und Smith (1978) nach der ein Niederschlagsereignis als beendet gilt, wenn diesem innerhalb von sechs Stunden keine weiteren Niederschläge folgen. Für die nach der o.g. Definition abgegrenzten Niederschlagsereignisse müssen die folgenden Parameter bestimmt werden:

- Startzeit, Schwerpunkt, Dauer,
- Anzahl der Stunden ohne Niederschlag (Unterbrechungen),
- Niederschlagssumme.

5.3.2.2 Lufttemperatur, Luftfeuchte und Luftdruck

Die Lufttemperatur und Luftfeuchte werden mit einem Hygro-Thermogegercompact der Firma Thies Klima gemessen.

Ungeschützte sowie unsachgemäß geschützte Temperatur- und Feuchtesensoren können durch Strahlung und Niederschlag hinsichtlich ihrer Messwerte unakzeptabel verfälscht werden.

Die Berechnung der Tagesmitteltemperatur erfolgt mit Hilfe der Temperatur um 7, 14 und 21 Uhr nach der Formel:

$$TMT = 0,25 \cdot (T_7 + T_{14} + 2 \cdot T_{21}).$$

Die Bestimmung des Luftdruckes erfolgt mit einem Barogeber PTB 100 A.

5.3.2.3 Verdunstungsberechnung

Verdunstung ist der physikalische Vorgang, bei dem Wasser vom flüssigen oder festen Zustand in den gasförmigen Aggregatzustand (Wasserdampf) bei Temperaturen unter dem Siedepunkt übergeht. Die Gebietsverdunstung eines Einzugsgebietes wird als Evapotranspiration ET bezeichnet; sie setzt sich aus zwei Vorgängen zusammen: aus Evaporation E und Transpiration T. Evaporation ist die nach physikalischen Gesetzen (Phasenumwandlung, Diffusion, Turbulenz, Konvektion) erfolgte Verdunstung von freien Wasserflächen (Gewässerverdunstung E_O = Potentielle Verdunstung E_P), von unbewachsenem Erdboden (Bodenverdunstung E_B) sowie die Verdunstung des von Pflanzen aufgefangenen und nicht zum Boden gelangenden Wassers (Interzeptionsverdunstung E_I).

Die Evaporation von einer freien Wasseroberfläche und einer unbewachsenen, wassergesättigten Bodenoberfläche wird alleine von meteorologischen Faktoren bestimmt. Trocknet die Bodenoberfläche ab, dann bewirken Potentialgradienten zwischen dieser und den folgenden feuchteren Bodenschichten eine aufwärts gerichtete Wasserbewegung. Die Evaporation hängt dann auch von der aufwärts gerichteten Wassertransportrate ab.

Die Interzeptionsverdunstung E_I hängt von der Dauer, Höhe, Intensität und zeitlichen Verteilung des Niederschlages, vom Wind und von den Charakteristika der Vegetation (Art und Alter, Bestandsdichte, Blattfläche, Benetzungswiderstand, jahreszeitliche Entwicklung) ab.

Als Einflussfaktoren auf die Verdunstung wirken:

- die Atmosphäre als Energie- und Wasserlieferant und als Wasserdampftransporteur,
- die Vegetationsdecke als Energieumwandler, Speicher und Transporteur des Wassers,
- der Boden als Wasserspeicher und –transporteur sowie als Energiespeicher und –umwandler.

Die Transpiration (E_T) ist die physiologisch regulierte Abgabe von Wasserdampf durch die oberirdischen Organe der Pflanzen an die Atmosphäre (Pflanzenverdunstung). Die Transpiration macht in Mitteleuropa den Hauptanteil an der Gesamtverdunstung aus (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, 2002).

Die reale Evapotranspiration (=aktuelle) E_a ist die ET einer teilweise oder ganz mit Pflanzen bewachsenen Fläche, deren Wassernachschub durch Wassermangel, biologische oder physikalische Bedingungen begrenzt ist.

Die potentielle Evapotranspiration E_P ist definiert als die maximale Verdunstungshöhe, die unter gegebenen Klimabedingungen erzielt wird, unter der Voraussetzung, dass genügend Wasser verfügbar ist.

Da das Feuchteangebot vieler Landflächen nicht immer ausreichend ist, ist die reale Verdunstung kleiner als die potentielle; nur unter der Bedingung des stets optimalen Wasserangebotes gilt $E_P = E_a$.

Die Verdunstungsverluste an der Bodenoberfläche werden durch Wasserbewegung in der flüssigen Phase aus tieferen Schichten ausgeglichen. Solange die Nachlieferung ausreichend hoch ist, trocknet die Bodenoberfläche nicht aus. Je höher die Verdunstung steigt, umso steiler müssen die Potentialgradienten werden, um die Verdunstungsverluste auszugleichen. Dies hat jedoch weiterhin zur Folge, dass der Wassergehalt und damit auch die Wasserleitfähigkeit der oberflächennahen Schicht abnehmen, und dass auch die Evaporation häufig sprunghaft abnimmt. In Feinsandböden und ton- und schluffreichen Böden bleibt die oberste Schicht länger feucht, weil das verdunstete Wasser durch kapillaren Wassernachschub während eines längeren Zeitraumes ergänzt wird (Scheffer und Schachtschabel, 1992).

Die infolge freien Nachschubes höhere Evapotranspiration nasser Böden führt dazu, dass dort im hydrologischen Zyklus eines Jahres weniger Grundwasserneubildung zustande kommt als auf trockeneren Böden.

Erst nach der Verdunstung des Wassers an der Pflanzenoberfläche setzt die Transpiration wieder ein, gesteuert von der Wassernachlieferung aus dem Boden. Das bedeutet, dass an den Tagen, in denen die Verdunstungsansprüche der Atmosphäre kleiner ist als die Interzeptionshöhe, die Pflanze dem Boden kein Wasser entzieht.

Zur Ermittlung der Verdunstung von Wasser- und Landoberflächen sind zahlreiche empirische und physikalische begründete Ansätze und Modelle entwickelt worden, wie die von Penman, Haude u.a. Für die Berechnung der potentiellen Verdunstung können je nach Verfügbarkeit der notwendigen Eingangsparameter verschiedene Ansätze verwendet werden.

Aufgrund der verfügbaren Datenbasis wurde im Rahmen dieser Arbeit die potentielle Verdunstung nach dem HAUDE-Verfahren berechnet (Haude, 1955). Bei diesem Verfahren steht das Sättigungsdefizit der Luft als Eingangsgröße im Vordergrund (Schrödter, 1985). Es handelt sich bei der Haude-Formel um eine empirische Formel. Empirische Formel sind nur in Gebieten einsetzbar, in denen sie entwickelt wurden, benötigen dafür jedoch nur wenige, in der Regel leicht zu erhebende Daten. Die potentielle Verdunstung E_P wird nach Haude aus der relativen Luftfeuchte (LF) und der Lufttemperatur (T) um 14:00 Uhr mittlerer Ortszeit sowie einem empirisch ermittelten Monatsfaktor berechnet:

$$E_P = f * 6,107 * 10^{((7,5 * T_{14}) / (237 + T_{14}))} * (1 - LF_{14} / 100)$$

f monatsvariabler Faktor in mm H₂O/(hPa*d),

T₁₄ Lufttemperatur um 14:00 Uhr mittlerer Ortszeit,

LF₁₄ relative Luftfeuchte um 14:00 Uhr mittlerer Ortszeit.

Der Proportionalitätsfaktor f ist ein monatlich variabler Faktor, der mit dieser Variabilität in erster Linie dem Jahresgang der Tageslänge gerecht werden soll (Schrödter, 1985). Die Faktoren f sind von Haude verschiedentlich verändert und den Ergebnissen weiterer Untersuchungen angepasst worden. Von verschiedenen Autoren werden die Faktoren f abweichend von den von Haude vorgegebenen angegeben (Maniak, 1997); (Petzold, 1982). Petzold (1982) gibt die Faktoren in mb (Millibar) an; mit dem Faktor 0,75 erfolgt die Umrechnung auf mm Hg. Mit den Faktoren nach Petzold (1982) wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit die Haude-Verdunstung berechnet.

Tab. 5.2: Haude-Faktoren nach Petzold (1982) im mm Hg

Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
0,20	0,20	0,25	0,29	0,29	0,28	0,27	0,25	0,23	0,20	0,20	0,20

Die ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft (2002) zeigt, dass nach Art der Berechnung der potentiellen Verdunstung diese um $\pm 5\%$ schwanken kann. Die tatsächliche Verdunstung hat über $\pm 10\%$ Abweichung, wenn mit verschiedenen Verfahren für dasselbe Gebiet gerechnet wird. Die Abweichungen resultieren aus der Übertragung der Verfahren auf Regionen bzw. Landnutzungsarten, für die die empirisch abgeleiteten Koeffizienten der Berechnungsverfahren nicht oder nur eingeschränkt gültig sind.

Zu den Relationen zwischen Gras-Referenzverdunstung und Verfahren zur Berechnung von E_p nach Haude, wird auf die Untersuchung von Wendling (1995) verwiesen.

5.3.3 Bodenhydrologische Untersuchungen

5.3.3.1 Wassergehalte

Im Vergleich zu der direkten Methode der Wassergehaltsbestimmung im Boden, die eine Probeentnahme erfordert und somit zu einer Zerstörung des Bodenkörpers führt, ist mit einer indirekten Bestimmung der große Vorteil der Dauerbeobachtbarkeit gegeben. In dieser Arbeit ist die Time-Domain-Reflectometry- Methode zur Anwendung gekommen.

Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden zur Bestimmung der Bodenwassergehalte auf eine spezielle auf die Anwendung der Materialfeuchtemessung zugeschnittene Realisierung der TDR-Technik, dem TRIME-Verfahren (Time Domain Reflectometry mit Intelligent Micromodul-Elementen) der Firma Imko, zurückgegriffen.

Untersuchungen von Scheid und Semprich (2003) verdeutlichen, dass die TDR-Sonde bei Versuchen mit Schwankungen in der Sättigung auf die Änderungen ohne Zeitverzögerung reagierte und die Ergebnisse sich durch Reproduzierbarkeit auszeichneten.

Demgegenüber steht, dass bei der TDR-Messung Einflüsse von außen wie elektrische oder magnetische Felder zu vermeiden sind. Auch der Einbau erfordert einen umsichtigen Umgang, da bei nicht sattem Kontakt ein Hohlraum entsteht, der entweder mit Luft oder Wasser gefüllt ist und immer die Ergebnisse beeinflussen wird. Bei hohen Salzgehalten des untersuchten Mediums oder der flüssigen Phase streut das TDR-Verfahren stärker und ist damit im Bereich der Umweltgeotechnik weniger geeignet.

5.3.3.2 *Wasserspannungen*

Das wichtigste Teilpotential ist bei der vorliegenden Messaufgabe das Matrixpotential als Maß der Wassersättigung des Bodens. Das Matrixpotential wird üblicherweise mit Tensiometern gemessen. Der Absolutbetrag des Matrixpotentials wird als Wasserspannung bezeichnet. Da in der bindigen mineralischen Dichtung auch das Gasdruck- und evtl. das Auflastpotential den Tensiometerwert beeinflussen, messen die Tensiometer hier das Druckpotential (vgl. Kapitel 4.1.2).

Zur Messung der Wasserspannungen wurden in vertikalen Abständen von 0,3 m bis in eine Tiefe von 2,1 m vollautomatische Druckwandler-Tensiometer Typ TENSIO 151 der Fa. UGT Umwelt-Geräte-Technik GmbH eingebaut.

Der Messbereich der Tensiometer reicht maximal bis ca. 850 hPa Wasserspannung. Es können also nur Werte in nassem, feuchtem und frischem Boden gemessen werden. Bei trockenem Boden wird der Messbereich überschritten. Bildet sich im Boden eine Stauwasserschicht aus, so kann der Druck dieser Wassersäule im Tensiometer auch negative Drücke (hPa-Werte < 0) hervorrufen.

In praktischer Hinsicht ist mit dem Trockenfallen von Tensiometern an der oberen Messbereichsgrenze (ca. 80 kPa) ein erheblicher Wartungsaufwand verbunden, da die Geräte dann ausgebaut und neu befüllt werden müssen. Insbesondere die Bestimmung des Zeitpunktes, ab dem im Boden wieder messbare Wasserspannungsverhältnisse herrschen, ist dabei schwierig. Die Wiederbefüllung der Tensiometer im Herbst – nach einem eventuellen Trockenfallen im Sommer – erfolgt im Rahmen dieses Projektes durch die dieses Projekt betreuenden wissenschaftlichen Mitarbeiter der Ruhr-Universität Bochum.

Die Kalibrierung der Tensiometer erfolgt einmal jährlich mit einer Wartung durch die Firma UGT.

5.3.3.3 Ermittlung der Wasserspannungs-Wassergehaltsfunktionen

Die Wasserspannungs-Wassergehaltsfunktion der Rekultivierungsschicht wurde mit zwei verschiedenen Methoden bestimmt: mit einer in-situ und mit einer im Labor an Stechzylinderproben ermittelten pF-Kurve. Für die kontrolliert verdichtete Schicht können keine in-situ pF-Kurven ermittelt werden, weil die Wasserspannungen nur geringen zeitlichen Variationen unterliegen. Die zur Kennzeichnung der verschiedenen Bodenmaterialien notwendigen bodenphysikalischen Parameter (van Genuchten-Parameter) wurden mit den Optimierungsprogrammen RETC (van Genuchten et al., 1991) aus den pF-Kurven ermittelt. RETC optimiert anhand von gemessenen bodenhydrologischen Daten die zur Beschreibung der Wasserspannungs-Wassergehaltsfunktionen notwendigen Parameter und die ungesättigte Wasserleitfähigkeitsfunktion.

Mathematische Beschreibung der Wasserspannungs-Wassergehaltskurve nach van Genuchten:

$$\Theta(y) \equiv \Theta_r + \frac{\Theta_s - \Theta_r}{\left[1 + (\alpha \cdot y)^n\right]^m}$$

ψ =Wasserspannung; Θ_r = Restwassergehalt; Θ_s = Wassergehalt bei Sättigung; α , n , m sind Parameter, die den s-förmigen Verlauf der Kurve beschreiben.

Das Programm RETC ermittelt zum einen den Restwassergehalt (Θ_r) und den Sättigungswassergehalt (Θ_s), sowie die Kurvenparameter m , n und α . Die Parameter m und n beeinflussen die Stauchung bzw. Streckung der Kurve; der Faktor α den Beginn des oberen Knickpunktes. Es gilt: Je kleiner der Wert α ist, umso später setzt die Kurvenkrümmung ein und je kleiner die Potenzen sind, desto flacher wird der Kurvenverlauf.

5.3.3.4 Bodentemperatur

Die Messung der Bodentemperatur erfolgt auf allen Stationen in den Tiefen 30, 60, 90, 120, 150, 180 und 210 cm mit einem Messwertgeber PT100 der Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH. Die Wartung und Kalibrierung erfolgt durch die Firma UGT.

5.3.4 Abflussmessungen

Die Abflussmessung auf Station 1 an den Horizontblechen als auch auf Station 2 die Drainage- und Betonwannenabflüsse im Schacht erfolgt mit Kippzählern aus Polycarbonat der Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH. Die zweigeteilte Kippschale der Kippzähler besitzt ein Fassungsvermögen von 0,1 l. 1 % Mengenaäquat je Kippung kann in einer Probenehmer-Flasche gesammelt werden. Der maximale Volumenstrom dieser Kippzähler beträgt 5 l/min. Von der Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH wird keine Genauigkeit zur Abflussmessung der Kippzähler angegeben. Vergleichbare Geräte anderer Hersteller geben die Genauigkeit mit 1% bei 1 Liter/h an.

Auf Station 1 wird das Mengenaäquat gefasst und einmal wöchentlich zur Kontrolle der Loggeraufzeichnungen bestimmt. Das maximale Fassungsvermögen der Probenehmer-Flaschen (500 ml) an den Kippzählern der Station 1 wird zwischen den eine Woche auseinander liegenden manuellen Messterminen nur selten überschritten.

Auf Station 1 kommt es vor allem im Herbst zwischen den Messterminen zu einer Verstopfung der Zuflussleitung des Oberflächenabflusses durch Laub und Grasschnitt. Diese wird durch eine regelmäßige Reinigung der Abflussrinne zu den Messterminen behoben. Somit wird dann der Oberflächenabfluss erst zeitverzögert zum Messtermin aufgezeichnet. Eine weitere Folge der Verstopfung der Regenrinne ist, dass der Oberflächenabfluss, der in der Rinne zurückgehalten wird, der Verdunstung zur Verfügung steht und daher der aufgezeichnet Abfluss geringer ist, als der tatsächliche.

Die Fassung des Mengenaäquates erfolgt auf Station 2 nur an den Kippzählern, die den Betonwannenabfluss registrieren. Dieses Mengenaäquat wird zum Geländetermin einmal wöchentlich zur Kontrolle der Loggeraufzeichnungen ausgelitert und zur weiteren Laboranalytik verwendet.

Das maximale Fassungsvermögen der Probenehmer-Flaschen an den Kippzählern, die an den Drainagen angeschlossen sind, würde – bei dem nur einmal wöchentlichen Auslitern der Flaschen – in den Winterhalbjahren regelmäßig überschritten.

Daher erfolgt die Fassung des Drainageabflusses zur Probengewinnung über den Gesamtabfluss der Kippzähler in 10 l Behältern aus Kunststoff. Das Volumen der Sammelbehälter ist bei den Drainageleitungen zu gering, um bei Spitzenabflüssen und bei den 7 Tage auseinander liegenden manuellen Messterminen den gesamten Abfluss aufzunehmen, so dass die Behälter dann überlaufen. Der wöchentliche Drainageabfluss wird in den Behältern durchmischt, so dass bei den erfolgten Traceruntersuchungen die Konzentration des Tracers in den Behältern als mittlere Wochenkonzentration angenommen wird.

Auf Station 2x erfolgt die Abflussmessung mit V2A-Kippzählern der Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH. Zu Beginn der Messung im Herbst 2001 betrug das Fassungsvermögen der Kippschalen 0,5 l mit einem maximalen Volumenstrom von 10 l/min. Im Winterhalbjahr 02/03 wurde die Leistungsfähigkeit dieser Kippzähler überschritten. Die Messeinrichtung wurde im Februar 2003 mit Kippzählern erweitert, dessen Kippschalen ein Fassungsvermögen von 3 l bei einem maximalen Volumenstrom von 60 l/min besitzen.

Eine Kontrolle der wöchentlichen mit Logger aufgezeichneten lateralen Abflüsse erfolgt mit einer Wasseruhr, die den Abfluss aus den hinter den Kippzähler installierten 10000 l Behältern registriert (Abb. 5.6).

Die Gewinnung von Wasserproben zur Laboranalytik des lateralen Abflusses auf Station 2x ist jedoch nur direkt aus den Kippschalen der Kippzähler möglich. Dies hat den Nachteil, dass bei der Traceruntersuchung nur die Konzentration des Tracers im Abfluss zum Probenahmetermin bestimmt werden kann.

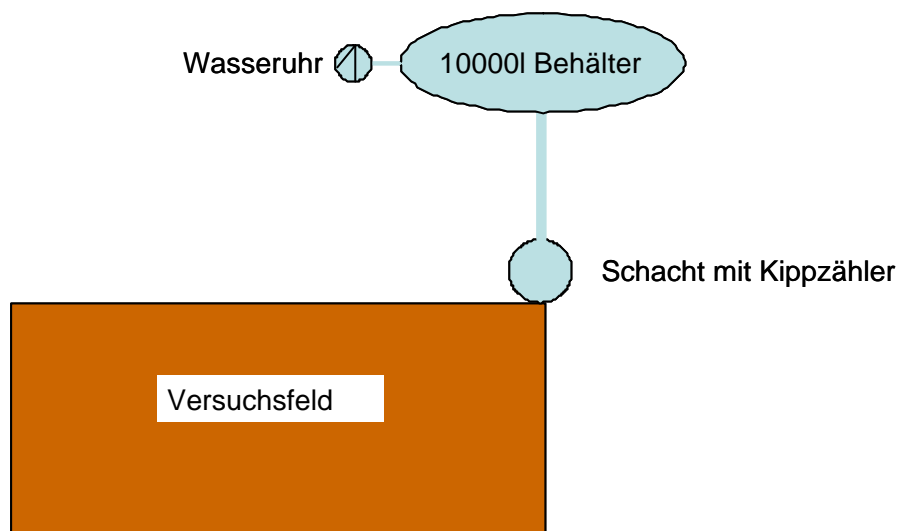


Abb. 5.6: Anordnung der Messeinrichtung der Versuchsfelder 2ax und 2bx

5.3.5 Traceruntersuchung

Tracer werden vorzugsweise eingesetzt, um die Verlagerungsgeschwindigkeit des Bodenwassers zu ermitteln und Hinweise auf die tatsächlichen Fließwege des Bodenwassers zu geben. Durch die regelmäßige Analyse der Bodenlösungen kann festgestellt werden, ob und ggf. mit welchen Geschwindigkeiten der zuvor aufgebrauchte Tracer im Abdecksystem vertikal und lateral verlagert wird. Üblicherweise werden für Markierungszecke Fluoreszenzfarbstoffe oder Salze verwendet. Salze – in der Regel Bromide und Chloride – haben den Vorteil, dass sie einfach nachzuweisen sind. Hohe Nachweisgrenzen sowie Vorbelastungen machen hohe Tracereingaben notwendig. Fluoreszenzfarbstoffe kommen natürlicherweise nicht in der Umwelt vor und lassen sich in sehr geringen Konzentrationen sicher und genau nachweisen. Die am häufigsten verwendeten Stoffe sind Uranin und Eosin. Uranin ist von allen bekannten Stoffen der am stärksten fluoreszierende. Nachteilig ist, dass Uranin in Lösung durch Licht zerstört wird. Käss (1992) weist daraufhin, dass die Adsorption von Uranin an tonigen, mergeligen oder schluffigen Gesteinsschichten angenommen wird. Eigene Untersuchungen von Käss führten jedoch zur Auffassung, dass Tonminerale Uranin keineswegs adsorbieren.

Auf der Deponie Castrop-Rauxel wurde am 7. Dezember 1999, an allen 4 Versuchstationen auf Teilflächen von jeweils 8 m² (1 m * 8 m) für die Betonwannen/ Horizontbleche, bzw. 16 m² (4 m * 4 m) Größe für die Bohrfelder, Bromidtracer flüssig ausgebracht (10 g/m² Kaliumbromid, gelöst in einer niederschlagsäquivalenten Menge von

0,5 l/m²) (Abb. 5.7; Abb. 5.8). Vor der Ausbringung des Tracers wurde durch die Gewinnung und Analyse von Bodenlösung (Horizontbleche der Station 1, Wannens- und Drainage-Abläufe der Station 2) sowie durch die Beprobung von 2 Bohrungen je Fläche sichergestellt, dass das Material der Abdecksysteme kein Bromid enthält.

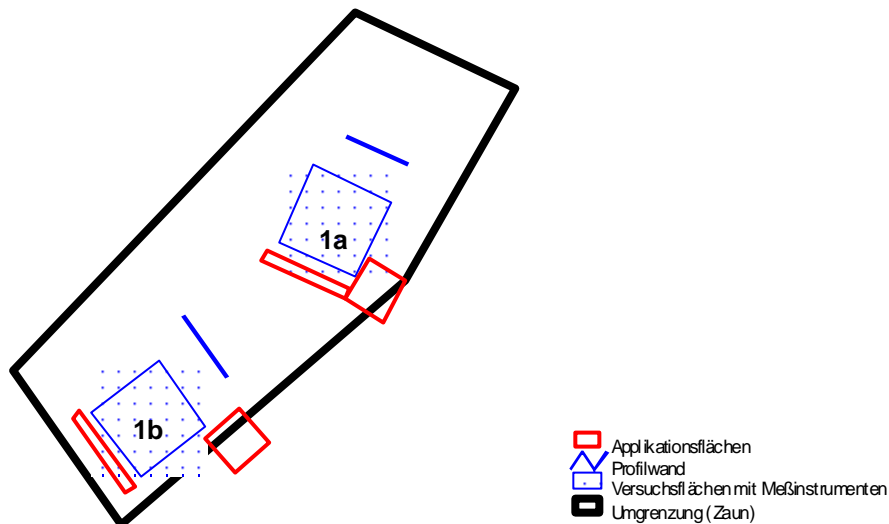


Abb. 5.7: Anordnung der Tracerapplikationsflächen 1999 auf Station 1

Durch die ab dem 09.12.1999 wöchentliche Gewinnung der Bodenlösung über die Horizontbleche und Drainleitungen und deren regelmäßige Analyse soll festgestellt werden, ob und ggf. mit welchen Geschwindigkeiten der Tracer im Abdecksystem vertikal und lateral verlagert wird. 2001 wird auf allen Messstationen aufgrund der geringen Konzentrationen nur noch einmal monatlich der Bromidgehalt im Wasser analysiert. Zur Sicherheit erfolgte eine wöchentliche Probennahme, wobei diese – bei Auffälligkeiten in den Monatsanalysen im Einzelfall – nachträglich hätte analysiert werden können. Dieses war jedoch nicht erforderlich.

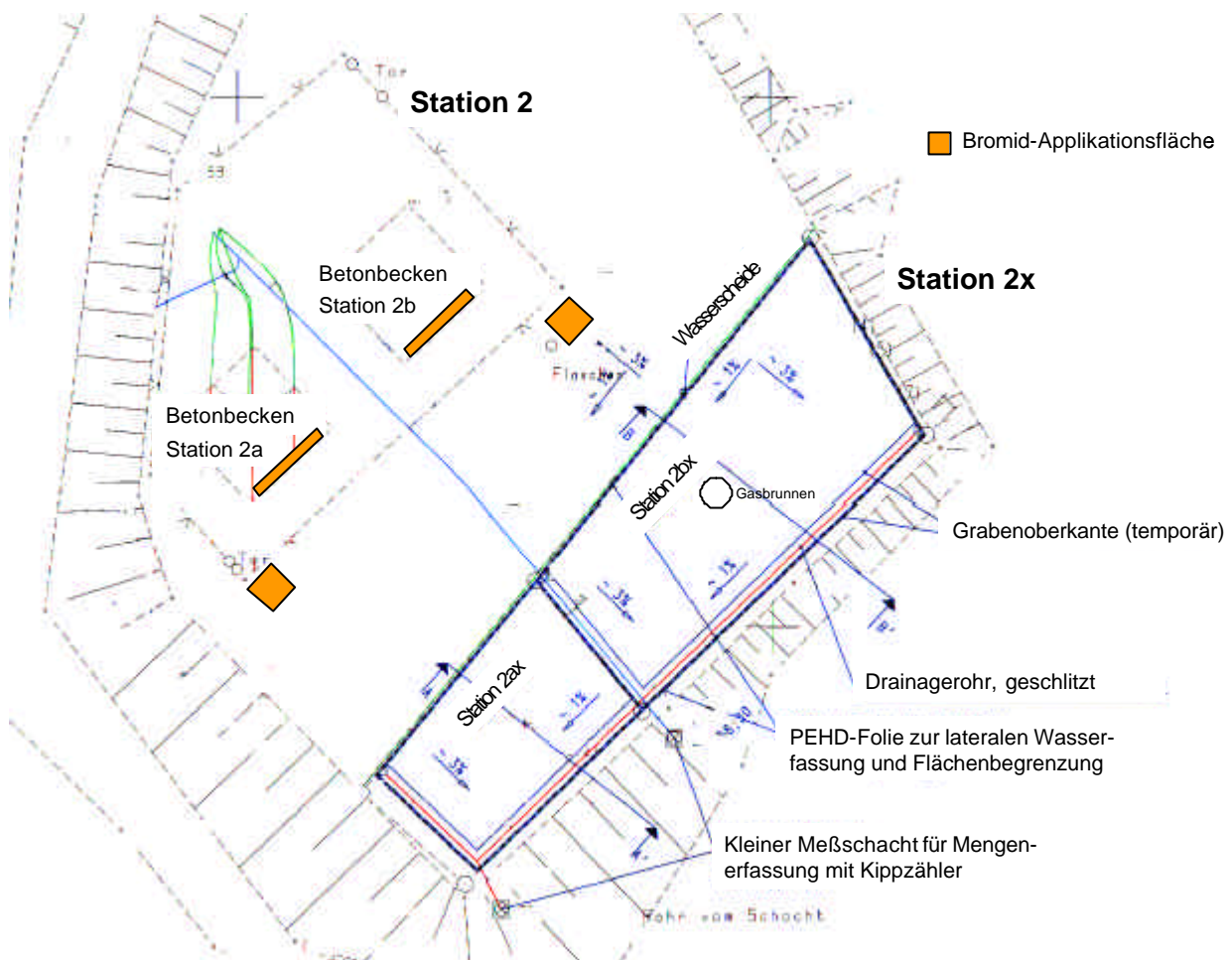


Abb. 5.8: Anordnung der Tracerapplikationsflächen 1999 auf Station 2 (AGR, überarbeitet von Weiß)

Im April 2000 nach der winterlichen Sickerperiode wurden auf den Stationen 1a und 1b Bohrungen und tiefenstufenorientierte Probenahmen zur Bestimmung der Verteilung des Tracers im Substrat durchgeführt. Die nach der winterlichen Sickerperiode geplanten Bohrungen und tiefenstufenorientierten Probenahmen zur Bestimmung der Verteilung des Tracers im Substrat konnten nur auf den Stationen 1a und 1b durchgeführt werden. Die extrem hohe Bodenfeuchte (Wassersättigung) auf den Stationen 2a und 2b machte eine optimale Probenahme unmöglich. Bei den Bohrungen wäre es zu einer Vermischung des Bodenmaterials über die Bohrtiefe gekommen. Stattdessen wurde am 27.03.2000 auf den Applikationsflächen (außerhalb der Instrumentierung) Saugkerzen zur Gewinnung von Bodenlösung eingebaut. In den Tiefen 40, 80, 120 und 160 cm wurde je eine Saugkerze installiert und die Bodenlösung einmal wöchentlich beprobt. Dennoch ist auch bei dieser Technik, die tiefenspezifische Zuordnung der gemessenen Konzentrationen nicht sicher gewährleistet. Bei der

Installation der Saugkerzen kann bromidhaltige Lösung durch die Bohrlöcher in die Tiefe gesickert sein. Die Traceruntersuchung wurde im Dezember 2001 beendet.

Da auf der Station 2 im Winterhalbjahr 99/00 ein Tracerversuch mit Bromid erfolgt war, wurde im Januar 2003 entschieden, für einen erneuten Tracerversuch Uranin einzusetzen.

Am 21. Januar 2003 wurde punktuell Uranintracer auf Station 2 und 2x ausgebracht (Abb. 5.9). Da Licht Uranin in Lösung zerstört, war auf den Stationen 2 und 2x jeweils auf einer Fläche von ca. 20 x 20 cm² vorher die Grasnarbe abgenommen worden. Erst dann wurde das in Braunglasflaschen transportierte pulverförmige Uranin mit maximal 1l destilliertem Wasser gelöst und aufgegeben. Für die Stationen 2a und 2b wurden jeweils 25 g, für Station 2ax 50 g und für Station 2bx 100g Uranin in Lösung gebracht. Nach dem Aufbringen der Lösungen auf die vorbereiteten 20 x 20 m² große Flächen wurden diese wieder mit der Grasnarbe abgedeckt, um die Gefahr der Zerstörung des Uranins durch Licht zu mindern.

Am 23. Januar wurde auf den Stationen 2ax und 2bx auf Teilflächen von jeweils ca. 1 m² (1 m * 1 m) Bromidtracer flüssig ausgebracht (250 g Kaliumbromid, gelöst in einer niederschlagsäquivalenten Menge von 2 l/m²) (Abb. 5.9).

Vor der Applikation des Uranins wurde der Hintergrundwert der Bodenlösung bei 5 µg/l bestimmt.

Ab dem 23. Januar 2003 wurden wöchentlich Bodenlösung aus den Betonwannen der Stationen 2a und 2b, den Drainleitungen auf Station 2a und aus den Kippzählern der Station 2ax und 2bx gewonnen. Die Bestimmung der Uranin-Konzentrationen in den Proben erfolgte über ein Jahr. Die Bestimmung der Bromidkonzentrationen erfolgt über den in dieser Arbeit vorgestellten Versuchszeitraum hinaus.

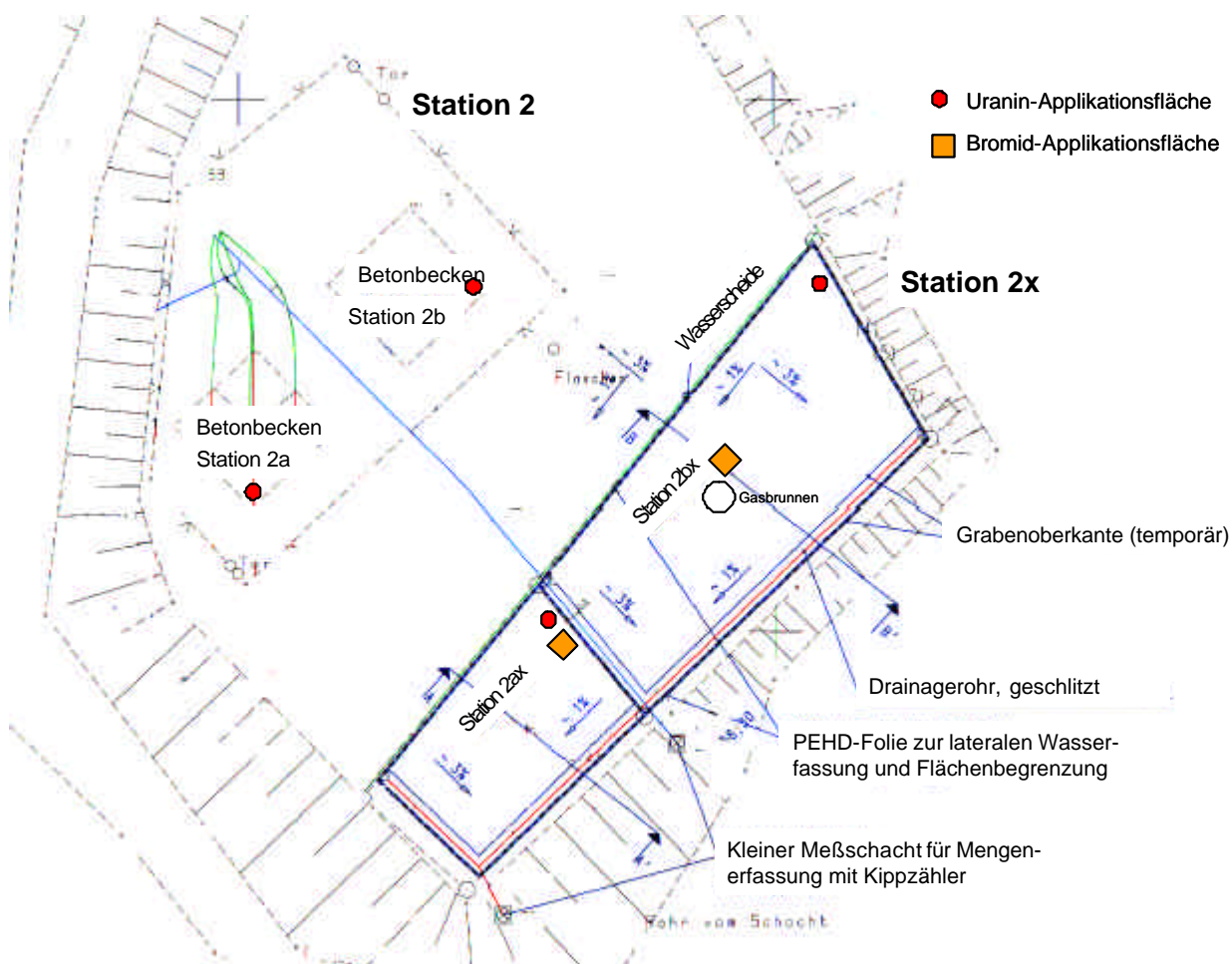


Abb. 5.9: Anordnung der Tracerapplikationsflächen 2001 auf Station 2 und 2x

Im Sommer konnten aufgrund der trocken gefallenen Drainage keine Proben gewonnen werden. Auch auf Station 2ax und 2bx war nicht immer eine ausreichende Wassermenge für die Probenahme in den Kippschalen vorhanden. Zudem war es vor allem im Sommer nicht immer möglich die Schächte der Stationen 2ax und 2bx, in denen sich die Kippzähler befinden, zu betreten, da eine aufgrund der Gaszusammensetzung der Luft in den Schächten notwendige Belüftung der Schächte nur mit erheblichem Aufwand möglich gewesen wäre.

5.3.6 Laboranalytik

5.3.6.1 Bromid

Im Labor werden der pH-Wert und die Leitfähigkeit des aufgefangenen Wassers mittels Elektroden bestimmt. Anschließend werden die Proben filtriert und mit Hilfe eines

Ionenchromatographen auf Bromid analysiert. Die Bestimmungsgrenze liegt bei 0,16 mg Bromid pro Liter.

5.3.6.2 *Uranin*

Zur Bestimmung der Uranin-Konzentrationen mittels Fluorimetrie war im Vorlauf zu den Felduntersuchungen eine Eichkurve erstellt worden.

Die im Feld gewonnenen Wasserproben wurden filtriert; mittels Elektroden pH-Wert und Leitfähigkeit bestimmt. Anschließend musste noch eine Anhebung des pH-Wertes auf $> 8,5$ mit einem EDTA-Puffer erfolgen, um Ausfällungen des Uranins zu verhindern.

5.3.7 **Quantifizierung der Wasserbilanzen**

Grundsätzlich können zur Quantifizierung von Wasserflüssen verschiedene Methoden eingesetzt werden. Im Rahmen dieser Untersuchung wurden direkte Methoden bevorzugt, die es gestatten nach dem Vorbild von Lysimetern das unterhalb einer zu prüfenden Systemkomponente durchsickernde Wasser aufzufangen. Das Wannenkonzept für Station 2 unterscheidet sich von üblichen Lysimetern dadurch, dass die seitlichen Wände nicht bis zur Bodenoberfläche aufragen. Diese Konstruktion wurde gewählt, um lateralen Abfluss auf der mineralischen Dichtschicht zu gewährleisten.

Für die Tiefensickerung an den Stationen 1a und 1b sowie für den Wasserverlust aus der Rekultivierungsschicht der Stationen 2a und b wurde ein kombiniertes Klimatische Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Verfahren angewendet (Zepp, 1987). Die Wasserscheidenmethode (Ehlers, 1996) basiert auf der Festlegung der Bewegungsrichtung des Bodenwassers (vertikal nach unten oder nach oben). Während transpirationsaktiver Zeiten stellt sich durch den Wasserentzug der Pflanzen und die Evaporation von der unbewachsenen Bodenoberfläche im Boden eine Ebene (sog. Wasserscheide, zero flux plane) ein, die einen aufsteigenden von einem absteigenden Wasserfluss trennt. Zur Ermittlung der zeitabhängigen Tiefenlage der hydraulischen Wasserscheide ist die Messung der Matrixpotentiale (Tensiometer) in mehreren, übereinander angeordneten Messebenen erforderlich. Mithilfe der Wassergehaltsänderungen in diesen Tiefen kann der Wasserverlust im Boden eindeutig der Verdunstung oder der Tiefensickerung zugeordnet werden. Die für die Umrechnung der gemessenen

nen Wasserspannungen in Wassergehalte notwendigen pF-Kurven sind für alle Versuchsstandorte tiefenspezifisch im Freiland und im Labor bestimmt worden.

Im Winterhalbjahr – bei permanent absteigender Bodenwasserbewegung – wird die Tiefensickerung nach der Wasserbilanzmethode bestimmt; die tägliche Tiefensickerung ergibt sich als Restglied der Wasserhaushaltsgleichung aus der Differenz zwischen Niederschlag, berechneter Verdunstung (Näherungsformel nach Haude) und Bodenwassergehaltsänderung. Für die Berechnung der Verdunstung nach Haude sind neben Tagesniederschlägen die Erfassung von Lufttemperatur und relativer Feuchte (14:00 Uhr-Werte) erforderlich. In dieser Untersuchung wird die Haude-Formel (Haude, 1955) mit den Korrekturfaktoren nach Petzold (Petzold, 1982) verwendet. Die Klimadaten wurden am Versuchsstandort gemessen.

Das vorgestellte Messprogramm ermöglicht die Erhebung der Parameter zur Lösung der Wasserhaushaltsgleichung, die Basisdaten zur Physik der Wasserbewegung sowie zur Beschreibung der Materialeigenschaften.

5.4 Simulation mit Hydrus 2D

Neben der empirischen in-situ-Untersuchung des Wasserhaushaltes von Oberflächenabdichtsystemen besteht die Möglichkeit zur Quantifizierung des Wasserhaushaltes Simulationsmodelle einzusetzen. Sie können effiziente Werkzeuge für die Bearbeitung von komplexen hydrologischen Systemen sein. Wesentlicher Vorteil des Einsatzes von Simulationsmodellen ist die im Vergleich zu empirischen Untersuchungen relativ einfache und schnelle Bearbeitung von Fragestellungen und die Möglichkeit unterschiedliche Szenarien auch für längere Zeiträume durchzuspielen, die in empirischen Untersuchungen zu kosten- und zeitintensiv wären. Weitere Vorteile von Modellen sind die Reproduzierbarkeit und Vergleichbarkeit von Ergebnissen (Berger, 1998), (Berger et al., 1996; Berger und Miehlich, 1996). Simulationsergebnisse lassen jedoch nur dann verlässliche Schlussfolgerungen zu, wenn – ausgehend von der Realsituation – eine sorgfältige Ermittlung der bodenhydrologischen Kennwertfunktionen erfolgt und nach der Kalibrierung eine hinreichende Übereinstimmung gemessener und simulierter Abflüsse und/oder Wassergehalte/Wasserspannungen erreicht ist.

Die Erfassung der zweidimensionalen Fließvorgänge in der Wasserhaushaltsschicht als wesentlichem Element von Oberflächenabdichtungen macht den Einsatz numerischer Modelle notwendig. An das einzusetzende Modell ergeben sich folgende Anforderungen:

- instationäre Berechnung,
- variable Gestaltung des Modellgebietes,
- Berücksichtigung lateraler Flüsse (zwei-dimensionale Effekte),
- Berücksichtigung von Bodenstrukturen unterschiedlicher Ausdehnung,
- Berücksichtigung der Interaktion Boden-Pflanze-Atmosphäre (Kämpf und Montenegro, 1999).

Für die Abschätzung des Wasserhaushaltes von Deponien wird seit 1982 das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Modell im Auftrag der Umweltbehörde der USA vom U.S. Army Corps of Engineering entwickelt (Schroeder et al., 1994a), (Schroeder et al., 1994b). Das Modell HELP wurde mit der Zielsetzung entwickelt, Planern von Deponien sowie Genehmigungsbehörden ein System zur Verfügung zu stellen, dass eine schnelle und ökonomische Abschätzung der Wasserhaushaltsgrößen für einen großen Bereich möglicher Deponieaufbauten und klimatischer Verhältnisse ermöglicht. Simulationen mit dem Deponie-Simulationsprogramm HELP konnten jedoch nicht die im Gelände beobachteten und quantifizierten Prozesse abbilden. Das realisierte Oberflächenabschlusssystem mit lateralen Flüssen durch die Perkolationschicht ist physikalisch mit HELP ebenso wenig darstellbar wie der Wasserfluss durch die ungesättigte Dichtschicht (kontrolliert verdichtete Schicht). Daher wird, mit Hilfe des Simulationsprogramms HYDRUS-2D (Simunek et al., 1996) der Wasserhaushalt des Castroper Oberflächenabschlusssysteme simuliert.

5.4.1 Modellbeschreibung

Die zuvor aufgeführten Anforderungen erfüllt das Simulationsmodell HYDRUS-2D (Version 2.0) (Simunek et al., 1996). Es beinhaltet das zwei-dimensionale Finite-Element-Modell SWMS-2D zur Simulation des zweidimensionalen Wasser- und Stofftransportes in porösen Medien mit variabler Wassersättigung. Das Programm löst numerisch die Richards-Gleichung für den gesättigten-ungesättigten Wasserfluss

und die Advektions-Dispersions-Gleichung für den Wärme- und Stofftransport im Boden. Wasserfluss und Stofftransport können in der vertikalen und horizontalen Ebene simuliert werden. Die Flussgleichung beinhaltet ebenfalls einen Senkenterm, mit dem die Interaktion zwischen Boden und Pflanze berücksichtigt werden kann. Die Wasseraufnahme durch Pflanzenwurzeln wird nach Feddes et al. (1978) modelliert. Die potentielle Evapotranspiration wird nicht im Programm berechnet, sondern muss extern ermittelt werden.

Mit Hilfe des Moduls Meshgen kann jede Form eines Fließgebietes - auch nicht-reguläre Formen - bearbeitet werden. Weiterhin kann das zu bearbeitende Fließgebiet aus mehreren Materialien mit unterschiedlichen Eigenschaften bestehen, die eine beliebige Anisotropie aufweisen können. Die bodenphysikalischen Eigenschaften des Untersuchungsgebietes werden mit einem erweiterten Van-Genuchten-Mualem-Modell berechnet, mit dem der Bereich nahe der Wassersättigung flexibler gestaltet werden kann. Die gesättigte Wasserleitfähigkeit kann bereits bei Wassergehalten unterhalb der Sättigung erreicht werden und so auch der Fluss durch Grobporen simuliert werden (Berger, 1998). Eine Simulation des Makroporenflusses im Boden ist mit HYDRUS-2D jedoch nicht möglich.

HYDRUS-2D kann auf dem Gebiet der numerischen Simulation der ungesättigten Bodenwasserbewegung als State-of-the-Art angesehen werden (Kämpf und Montenegro, 1999). Das Modell wurde schon bei zahlreichen Fragestellungen der Bodenkunde und Kulturtechnik angewendet. Im Bereich der Deponietechnik ist HYDRUS-2D in Deutschland bereits auf Kapillarsperren angewendet worden (Kämpf und Montenegro, 1999).

5.4.2 Modellanwendung

Zuerst wurden Eingangsrandbedingungen und -eingabeparameter definiert. Die Kalibrierung des Simulationsprogrammes erfolgte, indem über eine geringfügige Veränderung der Bodenparameter die Simulationsergebnisse – Wasserspannungen, Verdunstung, lateraler Fluss und Abfluss aus der Betonwanne – den Feldergebnissen (Feldergebnisse sind in Kapitel 6 dargestellt) angepasst wurde. Übliche Praxis ist, dass man bei einer zufrieden stellenden Übereinstimmung, insbesondere zwischen gemessenen und simulierten Bodenwassergehalten, annimmt, dass die realen hydro-

logischen Prozesse durch das Modell und die Simulation zutreffend abgebildet und quantifiziert sind.

5.4.2.1 Eingabeparameter

Niederschlag-Verdunstung

Die klimatischen Prozesse im Systembereich Atmosphäre bestimmen die obere Randbedingung für die Bodenwasserhaushaltssimulation. Vom gefallenem Niederschlag infiltriert nur ein Teil in den Boden. Ein anderer Teil wird von der Vegetation zurückgehalten und verdunstet direkt von dort (Interzeptionsverdunstung). Die Gesamtverdunstung (Evapotranspiration) gliedert sich in die Interzeptionsverdunstung, Verdunstung von vegetationsfreien Landflächen (Evaporation) und in Verdunstung durch biologische Prozesse der Pflanzen (Transpiration) (siehe Kapitel 5.3.2.3). In HYDRUS-2D ist kein Verdunstungsansatz implementiert, sondern die potentielle Verdunstung ist extern mit einem frei zu wählenden Ansatz vorzugeben. Sie wird dann über eine Flussrandbedingung (Evaporation und Interzeptionsverdunstung) und einen Senkenterm (Transpiration) berücksichtigt. Für die Simulation mit HYDRUS-2D ist die Eingabe von Niederschlag, Transpiration und Evaporation – die die Interzeptionsverdunstung beinhaltet – auf Tagesbasis notwendig. Die Aufteilung der Verdunstung in Transpiration, Evaporation und Interzeptionsverdunstung erfolgt mit dem Modell CASCADE (Hennig und Zepp, 1992). Dabei wurde der Haude-Ansatz berücksichtigt, da sich der benötigte Datenbedarf auf den Niederschlag, die relative Feuchte und die Temperatur um 14 Uhr beschränkt. Diese meteorologischen Daten werden auf der Zentraldeponie Castrop-Rauxel gemessen. Die potentielle Transpirationsrate wird in Bereichen sehr hoher Sättigung (die Pflanzenwurzeln werden nicht ausreichend mit Sauerstoff versorgt) und sehr geringer Wassergehalte (Trockenstress) auf die tatsächliche Verdunstung abgemindert. In HYDRUS-2D wird dieser Sachverhalt nach der Funktion von Feddes et al. (1978) berechnet.

Bodenhydraulische Parameter

Die Charakterisierung der Bodenmaterialien im Simulationsprogramm HYDRUS-2D erfolgt durch die Eingabe der van-Genuchten-Parameter und des k_f -Wertes. Dieser

wurde für die unterschiedlichen Bodentiefen durch das Erdbaulabor Dr. Hennig bestimmt.

Aus den gemessenen mittleren Tagesabflüssen und mittleren Gradienten konnte im Zeitraum 01.01.2000 bis 31.10.2003 für die kontrolliert verdichtete Schicht der **Station 2b** über die Darcy-Gleichung ein Gelände-k-Wert zu $1,9 \cdot 10^{-11}$ m/s (= 0,0002 cm/d) berechnet werden. Für **Station 2a** beträgt der Gelände-k-Wert der kontrolliert verdichteten Schicht im gleichen Zeitraum $1,74 \cdot 10^{-10}$ m/s (= 0,002 cm/d). Die für die kontrolliert verdichtete Schicht ermittelte Gelände-k-Werte liegen um 1 bis 2 Zehnerpotenzen unter denen der Labor-k-Werte.

Tab. 5.3: Parametersätze für die Station 2a

Rekultivierungsschicht		Labor 1999	Labor 2001	Kalibrierung	Feld
van Genuchten Parameter	Θ_s [Vol.-%]	30,5	30,4	31,5	32,9
	Θ_r [Vol.-%]	7,2	7,1	17,0	19,8
	α	0,0026	0,0040	0,0900	2,8061
	n	1,4076	1,6201	1,4680	3,6830
k_r [cm/d]	min	0,0372	0,6653	20,0000	
	max	112,3200	5,6160		
k_f [m/s]	min	4,30E-09	7,70E-08	2,30E-06	
	max	1,30E-05	6,50E-07		
	Mittelwert	1,66E-06	1,75E-07		
	Standardabweichung	4,27E-06	1,83E-07		
Kontrolliert verdichtete Schicht		Labor 1999	Labor 2001	Kalibrierung	
van Genuchten Parameter	Θ_s [Vol.-%]	33,0	32,9	35,0	
	Θ_r [Vol.-%]	14,9	7,0	13,0	
	α	0,0027	0,0048	0,0010	
	n	1,7773	1,7606	1,4680	
k_r [cm/d]	min	0,0020	0,0046	0,0010	
	max	0,0449	0,0181		
k_f [m/s]	min	2,30E-10	5,30E-10	1,20E-10	
	max	5,20E-09	2,10E-09		
	Mittelwert	1,61E-09	9,67E-10		
	Standardabweichung	2,40E-09	4,26E-10		

Eine geringfügige Veränderung der gewonnenen hydraulischen Parameter war für die Simulation mit HYDRUS-2D erforderlich, da zum einen die aus den Felddaten gewonnenen Parameter aufgrund der zu diesem Zeitpunkt vorhandenen geringen Anzahl von Daten unrealistisch sind und zum anderen die aus den Labordaten gewonnenen Parameter nur die Entwässerungskurve abbilden. Die in den Simulationen eingesetzten hydraulischen Parameter werden in den Tab. 5.3 und Tab. 5.4 mit Kalibrierung bezeichnet.

Tab. 5.4: Parametersätze für die Station 2b.

Rekultivierungsschicht		Labor 1999	Labor 2001	Kalibrierung	Feld
van Genuchten Parameter	Θ_s [Vol.-%]	33,0	31,2	31,2	36,7
	Θ_r [Vol.-%]	5,8	5,6	13,0	11,6
	α	0,0033	0,0049	0,0800	2,9553
	n	1,5093	1,2444	1,3553	1,3553
k_f [cm/d]	min	0,0372	0,6653	30,0000	
	max	112,3200	5,6160		
k_f [m/s]	min	2,30E-08	8,90E-08	3,50E-06	
	max	2,60E-05	2,30E-06		
	Mittelwert	3,33E-06	6,74E-07		
	Standardabweichung	8,53E-06	7,26E-07		
Kontrolliert verdichtet Schicht		Labor 1999	Labor 2001	Kalibrierung	
van Genuchten Parameter	Θ_s [Vol.-%]	32,9	33,6	33,6	
	Θ_r [Vol.-%]	8,6	3,8	17,0	
	α	0,0028	0,0082	0,0020	
	n	1,6890	1,5194	1,4680	
k_f [cm/d]	min	0,0020	0,0046	0,0009	
	max	0,0449	0,0181		
k_f [m/s]	min	2,80E-10	6,00E-10	1,00E-10	
	max	7,30E-09	8,90E-08		
	Mittelwert	2,52E-09	1,85E-08		
	Standardabweichung	3,31E-09	3,24E-08		

5.4.2.2 Fließgebiet und Bodenaufbau

In den Simulationsversuchen für Station 2b wird ein Fließgebiet mit zwei übereinander liegenden Bodenmaterialien definiert; für Station 2a besteht das Simulationsmodell aus drei übereinander liegenden Bodenmaterialien. Die obere, 130 cm mächtige Schicht entspricht dabei der Rekultivierungsschicht, das untere Material (Mächtigkeit 100 cm) den 4 kontrolliert verdichtet ausgebrachten Schichten. Auf Station 2a ist zwischen Rekultivierungsschicht und kontrolliert verdichteter Schicht die 20 cm mächtige Drainageschicht angeordnet (Abb. 5.10 und Abb. 5.11).

5.4.2.3 Randbedingungen

Das Programm bietet dem Anwender die Möglichkeit, die oberen und unteren Randbedingungen sowie die Anfangsbedingungen sehr detailliert zu definieren.

Als untere Randbedingung unter der kontrolliert verdichteten Schicht wurde eine Option gewählt, die einen Abfluss nur bei Wassersättigung zulässt (q_{sat}); wenn der Boden an der Untergrenze der kontrolliert verdichteten Schicht wasserungesättigt ist, fließt kein Wasser. Da die kontrolliert verdichteten Schichten überwiegend wassergesättigt sind, ist diese Annahme plausibel.

Die rot dargestellte Randbedingung am linken Rand und bei dem auf Station 2b in die Rekultivierungsschicht bzw. auf Station 2a in die Drainageschicht eingelegten Ring führt zur lateralen Entwässerung (q_{Drain}). Die hellgrün dargestellte Grenze, oben, stellt die Atmosphäre dar, so dass Transpiration und Evaporation berechnet werden. An der rechten Grenzen findet kein Fluss statt ($q = 0$).

Zur hinreichenden Auflösung der Schichtmächtigkeit waren für das in Abbildung Abb. 5.10 dargestellte System 2807 Knoten und 5451 Elemente zur Diskretisierung des Oberflächenabschlusssystem erforderlich.

6 Ergebnisse

6.1 *Bodenphysikalische und geotechnische Materialeigenschaften*

6.1.1 Korngrößenverteilung

Die Bestimmung der Korngrößenverteilung durch kombinierte Siebung und Sedimentation erfolgte nach DIN 18123 (1983a).

Station 1

Das Spektrum der Bodenarten des Feinbodens variiert zwischen lehmigen Sanden und schluffigen Lehmen. Skelettfreies Material ist die Ausnahme, die größeren beigemengten Bestandteile stammen aus Bauschutt.

Es lassen sich im beprobten Deponiebereich deutlich zwei Bereiche unterscheiden. Der steilere Hangbereich ist dominant aus sandigen Lehmen und lehmigen Sanden aufgebaut, die recht locker gelagert sind. Hier sind in unterschiedlichen Tiefen zwischen der Oberfläche und 2 m Tiefe verdichtete Abschnitte (mäßig dicht und dicht) anzutreffen, meist liegen sie zwischen 0,5 und 1 m Tiefe. Auch in Bezug auf die Bodenarten unterscheidet sich dieser Geländeabschnitt. Vorherrschend sind im ersten Meter Lehme, die verdichtungsempfindlicher (verdichtungsfähiger) als die Sande sind. Primäre Ursachen für die unterschiedliche Verdichtung im Hang- und Kuppenbereich ergeben sich zwanglos aus der üblichen Praxis während der Herstellung der Abdeckung (die flacher geneigten Hangbereiche sind vermutlich häufiger befahren worden).

Station 1a

Die bei den Bohrungen angetroffene Heterogenität des Abdeckmaterials ist bei der Einrichtung der Station 1a bestätigt worden. Bei Station 1a handelt es sich entsprechend der Klassifikation nach AG Boden (1996) in den oberen 20 cm um einen schluffig-lehmigen Sand (Tab. 6.1). In den Bodenschichten 50 – 90 cm variiert das Bodenmaterial in seinem Ton- und Schluffanteil stark. Ab 125 cm Bodentiefe ist ein stark schluffiger Sand bestimmt worden. Unterhalb einer Grenze, die die Grubenwand von Nord-West nach Süd-Ost absteigend quert, steht vorherrschend grau

schwarzes Material an, das mit zunehmender Tiefe immer höhere Fremdanteile (Kabelreste, Moniereisen, Bauschutt, Teerbrocken) aufweist. Die Probe 1A 90 dokumentiert diesen Übergang. Drei Probenentnahmestellen (1A-125, 1A-160/I und 1A-160/II) sind im schwarzen Material festgelegt worden. Mit der Tiefe nimmt der an einer Probe pro Tiefe bestimmte Skelettanteil (5 - 48 %) der Abdeckung deutlich zu.

Nach DIN 18196 (1988b) handelt es sich bei dem auf Station 1a als Abdeckung verwendeten Material in 20 bis 50 cm Tiefe um einen mittelplastischen Ton. In 50 bis 160 cm Tiefe ist ein Sand-Schluff- bzw. Kies-Schluff-Gemisch angetroffen worden.

Tab. 6.1: Geotechnisch-bodenphysikalische Eigenschaften der Station 1a

Tiefe	Bodenart des Feinbodens (nach AG Boden 1994)	Skelettanteil (%)	k_f (m/s) (s)	r_b (g/cm ³)	d_{pr} (%)
20 cm	schluffig-lehmiger Sand	8	$1,5 - 3,2 \cdot 10^{-7}$ ($8,62 \cdot 10^{-8}$)	1,69	93
50 I cm	schluffiger Lehm	5	$7,7 \cdot 10^{-10} - 2,6 \cdot 10^{-9}$ ($2,33 \cdot 10^{-9}$)	1,62	95
50 II cm	mittel schluffiger Sand	12	$3,7 \cdot 10^{-7} - 4,9 \cdot 10^{-5}$ ($2,70 \cdot 10^{-5}$)	1,49	80
90 cm	sandig-lehmiger Schluff	28	$2,4 \cdot 10^{-8} - 2,3 \cdot 10^{-5}$ ($1,33 \cdot 10^{-5}$)	1,53	85
125 cm	stark schluffiger Sand	30	$7,3 \cdot 10^{-6} - 5,7 \cdot 10^{-5}$ ($2,65 \cdot 10^{-5}$)	1,50	84
160 I cm	stark schluffiger Sand	35	$7,3 \cdot 10^{-6} - 4,8 \cdot 10^{-5}$ ($2,88 \cdot 10^{-5}$)	1,52	88
160 II cm	stark schluffiger Sand	48	$7,7 \cdot 10^{-6} - 1,7 \cdot 10^{-5}$ ($1,77 \cdot 10^{-5}$)	1,42	77

Station 1b

Das Abdeckmaterial zeigt einen homogenen Aufbau als an Station 1a. Unter einem humosen A-Horizont (Ah – humoser Oberboden) folgt ein mittelbrauner Bv-Horizont (durch Verwitterung verbraunter und verlehmteter B-Horizont) bis 45 cm, anschließend bis 60 cm ein Sw-Horizont (Stauwasserleiter) mit Rostfleckung. Nach unten nimmt der Fremdmaterialanteil zu, an der rechten Seite dokumentiert die Probe 1B 100/II ein Material mit einem im Vergleich zur linken Grubenhälfte höheren Sandanteil. Bei

Station 1b handelt es sich um einen sandig-lehmigen bis schwach tonigen Schluff (Tab. 6.2). Der Skelettanteil (2 - 44 %) variiert über das vertikale Bodenprofil stark.

Nach DIN 18196 (1988b) handelt es sich bei dem auf Station 1b als Abdeckung verwendeten Material um einen leicht plastischen Ton bzw. Schluff mit organischen Beimengungen. An einer Probenahmestelle ist auch ein Kies-Schluff-Gemisch angetroffen worden.

Tab. 6.2: Geotechnisch-bodenphysikalische Eigenschaften der Station 1b

Tiefe	Bodenart des Feinbodens (nach AG Boden von 1994)	Skelett- anteil (%)	k_f (m/s) (s)	r_b (g/cm ³)	d_{pr} (%)
10 cm	stark schluffiger Sand	22	$1,3 \cdot 10^{-4} - 9,0 \cdot 10^{-4}$ ($3,95 \cdot 10^{-4}$)	1,42	80
30 cm	schwach toniger Schluff	2	$2,2 \cdot 10^{-7} - 9,2 \cdot 10^{-7}$ ($3,79 \cdot 10^{-7}$)	1,62	95
55 cm	schwach toniger Schluff	5	$3,3 \cdot 10^{-8} - 3,2 \cdot 10^{-6}$ ($1,78 \cdot 10^{-6}$)	1,50	91
100 I cm	sandig-lehmiger Schluff	44	$3,8 \cdot 10^{-5} - 1,3 \cdot 10^{-3}$ ($7,11 \cdot 10^{-4}$)	1,60	84
100 II cm	sandig-lehmiger Schluff	8	$8,5 \cdot 10^{-7} - 2,3 \cdot 10^{-6}$ ($9,77 \cdot 10^{-7}$)	1,55	91
140 cm	sandig-lehmiger Schluff	5	$8,7 \cdot 10^{-7} - 2,0 \cdot 10^{-5}$ ($2,06 \cdot 10^{-5}$)	1,59	93
170 cm	sandiger Schluff	15	$2,2 \cdot 10^{-5} - 1,9 \cdot 10^{-4}$ ($1,27 \cdot 10^{-4}$)	1,58	86

Station 2

Hinsichtlich der Korngrößenverteilung der aus den vier Lagen der kontrolliert verdichteten Schicht auf Station 2 genommenen Proben liegen – wie angestrebt – homogene Bedingungen vor. Mit 70 - 80 Gew.-% Schluffanteil und 10 Gew.-% Tonanteil handelt es sich nach AG Boden (1996) bei dem für die kontrolliert verdichteten Schicht verwendeten Bodenmaterial um einem schwach tonigen Schluff; nach DIN 18196 (1988b) handelt es sich um einen leicht plastischen Schluff (UL) (Abb. 6.2). Die Bodenarten der Rekultivierungsschicht weisen größere Streuungen auf (Abb. 6.1). Die Rekultivierungsschicht besteht nach AG Boden (1996) aus stark schluffigem Sand bis sandig-lehmigem Schluff. Nach DIN 18196 (1988b) wird das für die Rekulti-

vierungsschicht verwendete Material als Sand-Ton-Gemisch (ST) bzw. Sand-Schluff-Gemisch (SU) bezeichnet. Bei der im August 2001 am Außenrand des Oberflächenabschlusssystems der Station 2 vorgenommenen geotechnischen Nachuntersuchung sind mit einer Ausnahme die Körnungen bestätigt worden; lediglich in der kontrolliert verdichteten Schicht an Station 2b wies eine Probe einen deutlich höheren Sandanteil auf (Abb. 6.2). Dies ist auf Inhomogenitäten des eingebauten Materials zurückzuführen.

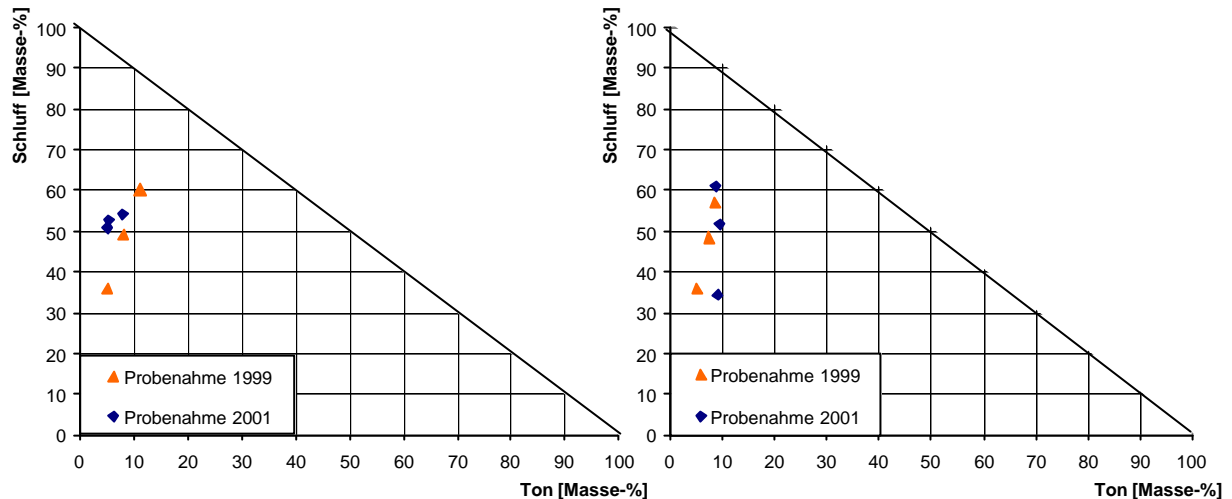


Abb. 6.1: Körnungsdiagramm der Rekultivierungsschicht der Station 2a (links) und 2b (rechts)

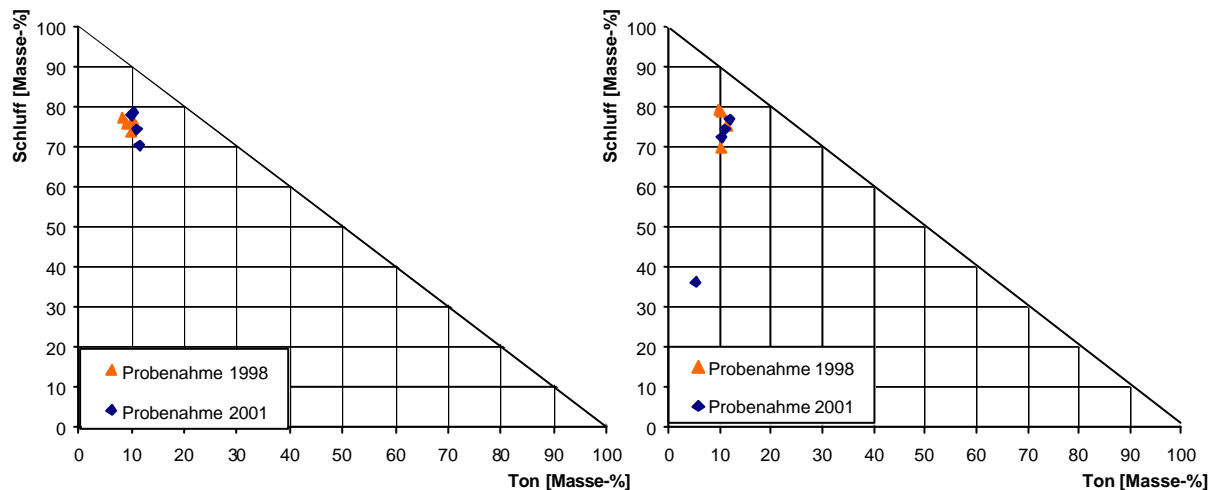


Abb. 6.2: Körnungsdiagramm der kontrolliert verdichteten Schicht der Station 2a (links) und 2b (rechts)

6.1.2 Konsistenzgrenzen

Die Bestimmung der Konsistenzgrenzen erfolgte nach DIN 18122 Teil 1 (1976).

Station 1

Hinsichtlich der Konsistenzgrenzen der auf Station 1 genommenen Proben liegen inhomogene Bedingungen vor. Im Mittel liegt die Fließgrenze bei 36,2 Gew.-% mit einer Standardabweichung von 5,6. Die Ausrollgrenze liegt mit einer Standardabweichung von 3,3 im Mittel bei 24,1 Gew.-%. Im Plastizitätsdiagramm der DIN 18196 (1988a) streut das Material um die A-Linie vom leichtplastischen bzw. mittelplastischen Ton zum leichtplastischen bzw. mittelplastischen Lehm und zu Schluffen mit organischen Beimengungen.

Station 2

Hinsichtlich der Konsistenzgrenzen der aus den vier Lagen der kontrolliert verdichteten Schicht auf Station 2 genommenen Proben liegen homogene Bedingungen vor. Die Konsistenzgrenzen stimmen gut überein. Im Mittel liegt die Fließgrenze bei 26,5 Gew.-% mit einer Standardabweichung von 1,2. Die Ausrollgrenze liegt mit einer Standardabweichung von 0,6 im Mittel bei 21,0 Gew.-%. Da die Ergebnisse der Konsistenzgrenzenbestimmung im Zwischenbereich des Plastizitätsdiagrammes liegen, ist eine genaue Angabe der Bodenart nach DIN 18196 nicht möglich. Im Prinzip handelt es sich um Schluff mit leicht plastischen Eigenschaften. Die Plastizitätszahl des für die kontrolliert verdichteten Schicht verwendeten Materials beträgt im Mittel bei 5,5 Gew.-% und weist somit eine geringe Plastizität auf.

Die Proben der Rekultivierungsschicht weisen bei einer Standardabweichung von 2,7 eine Fließgrenze von 23,5 Gew.-% auf; die Ausrollgrenze liegt im Mittel bei 19,1 Gew.-%.

6.1.3 Proctordichte und optimaler Wassergehalt

Zur Bestimmung der Proctordichte und des optimalen Wassergehaltes sind vom Erdbaulabor Dr. Hennig Proctorversuche gemäß DIN 18127 (1987) durchgeführt worden.

Station 1

Die Proctordichte zeigt auf Station 1a dieselbe Verteilung wie die Trockendichte und der k_r -Wert. Die oberen 50 cm des Materials sind gut verdichtet, darunter nimmt die Proctordichte ab - der Boden ist hier nicht maximal verdichtet (Tab. 6.1). Die ermittelten Proctordichten auf Station 1b zeigen die höchsten Verdichtungsgrade in den Tiefen 30 - 55 cm und 100 - 140 cm (Tab. 6.2).

Station 2

Geringfügige Unterschiede liegen bei den Proben der kontrolliert verdichteten Schicht bezüglich der Proctordichten vor: Hier sind für die bei Station 2a aus der kontrolliert verdichteten Schicht entnommen Proben (zumeist Einzelproben, maximal zwei Proben pro Lage) in allen Lagen etwas höhere Werte bestimmt worden als für Station 2b (Station 2a: 1,80-1,82 g/cm³, Station 2b: 1,76-1,81 g/cm³). Die zur Verdichtung optimalen Wassergehalte für das für die kontrolliert verdichtete Schicht verwendete Material liegen im Mittel bei 14,9 Gew.-% (13,4-16,6 Gew.-%) (Tab. 6.3).

Tab. 6.3: Proctordichte und optimaler Wassergehalt auf Station 2a und 2b beim Einbau

	Tiefe	Station 2a		Station 2b	
		Proctordichte [g/cm ³]	Optimaler Wassergehalt	Proctordichte [g/cm ³]	Optimaler Wassergehalt
Rekultivierungsschicht	30 cm	1,83	0,146	1,84	0,147
	60 cm	1,82	0,136	1,84	0,137
	90 cm	1,83	0,133	1,80	0,147
Kontrolliert verdichtete Schicht	4. Lage (2a: 150-175 cm; 2b: 130-155 cm)	1,82	0,135	1,81	0,134
	3. Lage (2a: 175-200 cm; 2b: 155-180 cm)	1,81	0,137	1,77	0,153
	2. Lage (2a: 200-225 cm; 2b: 180-205 cm)	1,81	0,143	1,76	0,166
	1. Lage (2a: 225-250 cm; 2b: 205-230 cm)	1,80	0,144	1,78	0,152

6.1.4 Trockendichte und Verdichtungsgrad

Bestimmung der Trockendichte nach DIN 18125 Teil 1 (1997b).

Station 1

In keiner Tiefe übersteigt die Trockendichte $1,69 \text{ g/cm}^3$, meist liegt sie im mittleren Bereich zwischen $1,5$ und $1,6 \text{ g/cm}^3$. Der Boden der Station 1a weist geringe bis mittlere Trockendichten ($1,42 - 1,69 \text{ g/cm}^3$) auf, wobei die Dichte mit der Tiefe abnimmt (Tab. 6.1). Der beprobte Boden der Station 1b weist im Gegensatz zu Station 1a geringere Trockendichten auf. Besonders geringe Werte sind in 10 cm und 55 cm gemessen worden. Die weiteren Tiefen zeigen eine weitgehend gleich bleibende Dichte um $1,6 \text{ g/cm}^3$ an (Tab. 6.2). Auch der Verdichtungsgrad weist neben einigen gut verdichteten Partien keine maximale Verdichtung auf.

Station 2

Die tatsächlich erzielten Trockendichten des für die kontrolliert verdichtete Schicht verwendeten Materials zeigen bei Station 2a recht hohe Werte bei Lage 1 (Tiefe: $2,25$ bis $2,5 \text{ m}$) und 2 (Tiefe: $2,0$ bis $2,25 \text{ m}$) mit im Mittel $1,75 \text{ g/cm}^3$; geringe Werte in $1,5$ - $2,0 \text{ m}$ (Lage 3 und 4) mit im Mittel $1,65 \text{ g/cm}^3$. Bei Station 2b sind die Trockendichten in den unteren Lagen (Lage 1 und 2) geringer; die geringste Dichte mit $1,64 \text{ g/cm}^3$ ist in Lage 1 ($2,05$ bis $2,3 \text{ m}$) gemessen worden (Tab. 6.4).

Ursache für die unterschiedlichen Dichten sind die unterschiedlichen Einbauwassergehalte. Lediglich bei Station 2a ist in der 1. und 2. Lage Material eingebaut worden, das mit $15,4$ bzw. $16,2 \text{ Gew.-%}$ Wassergehalt nahe dem optimalen Wassergehalt liegt. Bei der 3. Lage der Station 2a und der 1. bis 3. Lage der Station 2b liegen die Einbauwassergehalte über 20 Gew.-% , so dass – den Proctorversuchen zufolge – unter keinen Umständen Dichten über $1,70 \text{ g/cm}^3$ erzielbar sind.

Aus den im Stechzylinder ermittelten Trockendichten und den im Proctorversuch ermittelten Proctordichten lassen sich Verdichtungsgrade d_{Pr} ableiten, die bei den beiden unteren Lagen von Station 2a meist über 97% liegen, bei den anderen Lagen hingegen – z.T. – deutlich unter 95% .

Die Probenahmestelle der in Tab. 6.4 aufgeführten Proben liegen außerhalb der Betonwannen, jedoch in einer Entfernung von maximal 15 m zu diesen. Es sind Dichten und Wasserdurchlässigkeiten an 3 ungestörten Proben je Lage bestimmt worden.

Im Sommer 1999 sind aus den direkt über den Betonwannen aufgetragenen kontrolliert verdichteten Schichten Einzelproben genommen und auf ihre Eigenschaften hin beprobt worden (Tab. 6.5). Wie die außerhalb der Messflächen beprobten verdichteten Lagen zeigen die in Tab. 6.5 aufgeführten Daten keine großen Unterschiede zwischen den verschiedenen Lagen. Die Trockendichte liegt mit durchschnittlich $1,67 \text{ g/cm}^3$ in einem mittleren Bereich. Aus der Rekultivierungsschicht wurden in den Messtiefen 30, 60 und 90 cm jeweils drei Proben gewonnen und untersucht.

Bei einer Nachuntersuchung zwei Jahre nach dem Einbau sind bei ähnlichen Wasserleitfähigkeiten höhere Trockendichten ($1,80 - 1,84 \text{ g/cm}^3$) und Verdichtungsgrade (97 – 103 %) angetroffen worden (Tab. 6.6). Dies kann durch eine auflastbedingte Nachverdichtung erklärt werden (Zepp und Hennig, 2002).

Tab. 6.4: Gesättigte Wasserleitfähigkeit k_f , Trockendichte ρ_d und Verdichtungsgrad d_{pr} auf Station 2a und 2b beim Einbau im Winter 1998/1999 außerhalb der Messflächen (Standardabweichung in Klammern)

	Tiefe	Station 2a			Station 2b		
		k_f (m/s)	ρ_d (g/cm ³)	d_{pr} (%)	k_f (m/s)	ρ_d (g/cm ³)	d_{pr} (%)
Kontrolliert verdichtete Schicht	4. Lage (2a: 150-175 cm; 2b: 130-155 cm)	$2,0 \cdot 10^{-8}$ ($2,7 \cdot 10^{-8}$)	1,67 (0,03)	91,7 (1,5)	$1,6 \cdot 10^{-9}$ ($7,3 \cdot 10^{-10}$)	1,66 (0,05)	91,5 (2,8)
	3. Lage (2a: 175-200 cm; 2b: 155-180 cm)	$9,9 \cdot 10^{-10}$ ($4,5 \cdot 10^{-10}$)	1,65 (0,01)	91,3 (0,6)	$7,2 \cdot 10^{-10}$ ($2,4 \cdot 10^{-10}$)	1,67 (0,02)	94,2 (1,3)
	2. Lage (2a: 200-225 cm; 2b: 180-205 cm)	$1,3 \cdot 10^{-9}$ ($2,6 \cdot 10^{-10}$)	1,75 (0,02)	96,7 (0,9)	$8,6 \cdot 10^{-10}$ ($1,5 \cdot 10^{-10}$)	1,67 (0,02)	94,2 (0,9)
	1. Lage (2a: 225-250 cm; 2b: 205-230 cm)	$8,3 \cdot 10^{-10}$ ($2,8 \cdot 10^{-10}$)	1,75 (0,01)	97,4 (0,4)	$7,2 \cdot 10^{-10}$ ($2,1 \cdot 10^{-10}$)	1,69 (0,05)	92,1 (2,9)

Tab. 6.5: Gesättigte Wasserleitfähigkeit k_f , Trockendichte ρ_d und Verdichtungsgrad d_{pr} auf Station 2a und 2b beim Einbau im Sommer 1999 innerhalb der Messflächen (Standardabweichung in Klammern; aus der kontrolliert verdichteten Schicht wurden Einzelproben untersucht)

	Tiefe	Station 2a			Station 2b		
		k_f (m/s)	ρ_d (g/cm ³)	d_{pr} (%)	k_f (m/s)	ρ_d (g/cm ³)	d_{pr} (%)
Rekultivierungsschicht	30 cm	$1,2 \cdot 10^{-8}$ ($6,6 \cdot 10^{-9}$)	1,72 (0,03)	94,1 (1,7)	$1,0 \cdot 10^{-7}$ ($1,1 \cdot 10^{-7}$)	1,67 (0,07)	90,7 (3,8)
	60 cm	$4,4 \cdot 10^{-6}$ ($7,5 \cdot 10^{-6}$)	1,65 (0,02)	90,7 (1,0)	$2,6 \cdot 10^{-7}$ ($2,0 \cdot 10^{-7}$)	1,69 (0,04)	92,0 (2,2)
	90 cm	$5,7 \cdot 10^{-7}$ ($4,7 \cdot 10^{-7}$)	1,70 (0,02)	92,9 (1,1)	$9,4 \cdot 10^{-6}$ ($1,4 \cdot 10^{-5}$)	1,69 (0,04)	93,7 (1,9)
Kontrolliert verdichtete Schicht	4. Lage (2a: 150-175 cm; 2b: 130-155 cm)	$5,2 \cdot 10^{-9}$	1,63	89,8	$2,2 \cdot 10^{-9}$	1,61	88,7
	3. Lage (2a: 175-200 cm; 2b: 155-180 cm)	$3,8 \cdot 10^{-10}$	1,71	94,2	$2,8 \cdot 10^{-10}$	1,69	93,1
	2. Lage (2a: 200-225 cm; 2b: 180-205 cm)	$2,3 \cdot 10^{-10}$	1,68	92,6	$3,1 \cdot 10^{-10}$	1,70	93,7
	1. Lage (2a: 225-250 cm; 2b: 205-230 cm)	$6,3 \cdot 10^{-10}$	1,64	90,4	$7,3 \cdot 10^{-9}$	1,70	93,7

Tab. 6.6: Gesättigte Wasserleitfähigkeit k_f , Trockendichte ρ_d und Verdichtungsgrad d_{pr} auf Station 2a und 2b in der kontrolliert verdichteten Schicht bei der Zwischenuntersuchung (2 Jahre nach dem Einbau im Herbst 2001; Standardabweichung in Klammern)

	Tiefe	Station 2a			Station 2b		
		k_f (m/s)	ρ_d (g/cm ³)	d_{pr} (%)	k_f (m/s)	ρ_d (g/cm ³)	d_{pr} (%)
Kontrolliert verdichtete Schicht	4. Lage (2a: 150-175 cm; 2b: 130-155 cm)	$8,6 \cdot 10^{-10}$ ($1,2 \cdot 10^{-10}$)	1,83 (0,02)	102,0 (0,9)	$5,2 \cdot 10^{-8}$ ($4,6 \cdot 10^{-8}$)	1,57 (0,03)	85,6 (1,7)
	3. Lage (2a: 175-200 cm; 2b: 155-180 cm)	$7,5 \cdot 10^{-10}$ ($2,4 \cdot 10^{-10}$)	1,79 (0,03)	96,7 (1,4)	$1,5 \cdot 10^{-9}$ ($4,9 \cdot 10^{-10}$)	1,76 (0,03)	97,8 (1,7)
	2. Lage (2a: 200-225 cm; 2b: 180-205 cm)	$8,1 \cdot 10^{-10}$ ($2,4 \cdot 10^{-10}$)	1,77 (0,01)	95,7 (0,6)	$2,0 \cdot 10^{-8}$ ($3,4 \cdot 10^{-8}$)	1,67 (0,14)	92,1 (7,5)
	1. Lage (2a: 225-250 cm; 2b: 205-230 cm)	$1,4 \cdot 10^{-9}$ ($6,4 \cdot 10^{-10}$)	1,86 (0,03)	101,6 (1,4)	$7,0 \cdot 10^{-10}$ ($6,5 \cdot 10^{-11}$)	1,75 (0,04)	97,6 (2,3)

6.1.5 Gesättigte Wasserleitfähigkeit

Die Wasserdurchlässigkeit ist entsprechend Richtlinie 18 des Landesumweltamtes für Wasser und Abfall NRW (DIN 18130, 1983b) in der Triaxialzelle bei einem hydraulischen Gefälle $i=30$ ermittelt worden bzw. einem hydraulischen Druck von 0,36 bar (= 360 cm Wassersäule). Gleichzeitig muss zur Verhinderung von Umläufigkeiten ein Seitendruck $\sigma_3 = 0,66$ bar gewählt werden. Dies entspricht in etwa einer Auflast von 3,5 m Boden und somit nicht den realen oder zukünftigen Verhältnissen. Daher erfolgt nach Erdbaulabor Hennig eine gewisse – allerdings relativ geringe – Kompression der untersuchten Proben, so dass die im Laborversuch gemäß o.g. Richtlinie ermittelten Wasserdurchlässigkeiten geringer sein sollten als die realen im Gelände.

Station 1

Die in der Triaxialzelle bestimmten gesättigten Wasserleitfähigkeiten variieren auf Station 1a in einem Bereich von 10^{-10} - 10^{-5} m/s (Tab. 6.1). Die geringste Wasserdurchlässigkeit ist in den Tiefen 20 cm ($1,5 \cdot 10^{-7}$ – $3,2 \cdot 10^{-7}$ m/s) und 50 l cm ($7,7 \cdot 10^{-10}$

- $2,6 \cdot 10^{-9}$ m/s) gemessen worden. Bis auf die Tiefe 90 cm weisen alle weiteren Tiefen eine mittlere bis äußerst hohe Wasserdurchlässigkeit auf. Die in 90 cm Tiefe gemessenen gesättigten Wasserleitfähigkeiten zeigen eine starke Streuung von sehr hoher ($2,3 \cdot 10^{-5}$ m/s) bis sehr geringer Durchlässigkeit ($2,4 \cdot 10^{-8}$ m/s).

Die ermittelten gesättigten Wasserleitfähigkeiten auf Station 1b (Tab. 6.2) weisen eine stärkere Durchlässigkeit des Bodens auf als bei Station 1a. Besonders durchlässig sind auf diesem Standort die Tiefen 10, 100 I, 140 und 170 cm mit Werten bei 10^{-5} - 10^{-3} m/s. Auch hier sind bei den Messungen starke Streuungen innerhalb der einzelnen Bodentiefen beobachtet worden, was auf eine starke Heterogenität des Bodens schließen lässt. Die Tiefen 30, 55 und 100 II cm weisen geringe bis sehr geringe Wasserdurchlässigkeiten auf.

Station 2

Wie die folgende Abbildung zeigt, korreliert die ermittelte gesättigte Wasserleitfähigkeit k_f kaum mit dem Verdichtungsgrad. Selbst bei Verdichtungsgraden $<92\%$ sind k_f -Werte ermittelt worden, die denen bei Verdichtungsgraden $>95\%$ entsprechen. Dies dürfte nach Erdbaulabor Hennig damit zu tun haben, dass auch bei relativ geringen Dichten infolge des Einsatzes schwerer Walzen die Grobporen des eingebrachten, sehr feuchten Materials zerstört worden sind und eine Verschlämmung erfolgte.

Die gesättigten Wasserleitfähigkeiten der kontrolliert verdichteten Schicht der beim Bau der Versuchsfelder genommenen Proben schwanken auf den Stationen 2a und 2b zwischen $8,6 \cdot 10^{-10}$ m/s und $2,0 \cdot 10^{-8}$ m/s und weisen damit eine sehr geringe Durchlässigkeit auf (Tab. 6.4, Tab. 6.5). Für Station 2a beträgt der mittlere k_f -Wert (arithmetischer Mittelwert) der mineralischen Dichtung beim Bau der Versuchsfelder außerhalb der Messflächen $5,8 \cdot 10^{-9}$ m/s und für Station 2b $9,8 \cdot 10^{-10}$ m/s. Bei einer Nachuntersuchung zwei Jahre nach dem Einbau sind ähnliche Wasserleitfähigkeiten gemessen worden (Tab. 6.6). Für Station 2a beträgt der mittlere k_f -Wert der mineralischen Dichtung $9,5 \cdot 10^{-10}$ m/s und für Station 2b $1,9 \cdot 10^{-8}$ m/s.

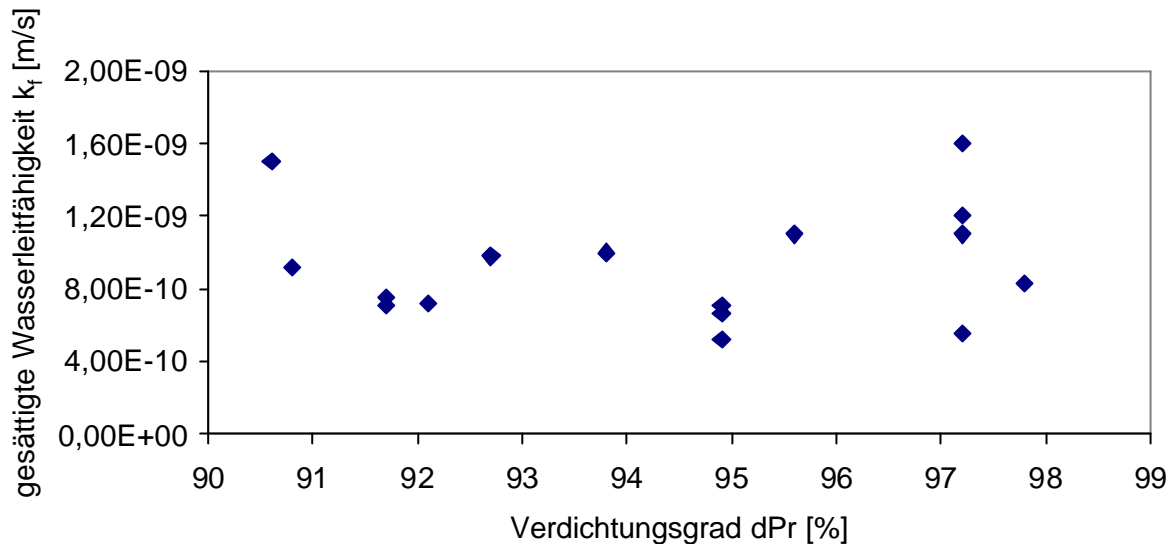


Abb. 6.3: Gesättigte Wasserleitfähigkeit in Abhängigkeit von dem Verdichtungsgrad auf Station 2a und b beim Einbau (Variabilität der Einzelwerte siehe Tab. 6.4)

6.1.6 Ungesättigte Wasserleitfähigkeit (k_u) und Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehungen

Die ungesättigte Wasserleitfähigkeitsfunktion (k_u -Funktion) ist mittels Verdunstungsmethode bestimmt worden. Dabei können in Stechzylinderproben bei freier Verdunstung die auftretenden Wassergehalts- und Saugspannungsänderungen bestimmt werden und daraus der k_u -Wert (ungesättigte Wasserleitfähigkeit) der Probe bei verschiedenen Saugspannungen berechnet werden. Die mit der Verdunstungsmethode ermittelten k_u -Werte besitzen im höheren Saugspannungsbereich eine hohe Treffsicherheit, im Bereich geringer Saugspannungen können sie jedoch größere Streuungen und Unsicherheiten aufweisen, da die Anforderung an die Genauigkeit der Saugspannungsmessung sehr hoch ist. Des weiteren muss berücksichtigt werden, dass die hydraulischen Eigenschaften nur unter Verdunstungsbedingungen ermittelt werden und Hystereseinflüsse auf die hydraulische Leitfähigkeit nicht berücksichtigt werden.

Die bei den Verdunstungsversuchen erhobenen Daten werden für die Berechnung der Wasserspannungs- Wassergehalts-Beziehung (pF -Kurve) verwendet. Die pF -Kurve gibt die Beziehung zwischen dem Wassergehalt im Boden und der Intensität der Wasserbindungskräfte an. Somit sind Rückschlüsse auf die Wasserhaushaltsei-

genschaften des Bodens - z.B. Speichereigenschaften des Bodens, Verfügbarkeit von Bodenwasser für Pflanzen - möglich. Für die Bilanzierung des Wasserhaushaltes besonders wichtig ist der Verlauf der pF-Kurve (Steigung, auch spezifische Wasserspeicherfähigkeit genannt). Die Bearbeitung der Daten erfolgte mit dem Optimierungsprogramm RETC (Van Genuchten et al., 1991) (siehe Kapitel 5.3.3.3.). Für die Versuchsstationen auf der Zentraldeponie Castrop-Rauxel sind für alle beprobten Tiefen pF-Kurven erstellt und aus den jeweils 5 gemessenen Parallelen mittlere Wasserspannungskurven dargestellt worden.

Die für **Station 1a** ermittelten pF-Kurven (Abb. 6.4) zeigen im Mittel mit der Tiefe abnehmende Porenvolumina an. Die Steigung der pF-Kurven variiert über die Bodentiefe und macht somit die Substratunterschiede (variiierende Sandanteile) auf diesem Standort deutlich. Die Tiefen 20 und 50 cm und sowie die Tiefen 125 und 160 cm entsprechen sich in etwa. Die Tiefe 90 cm stellt einen Übergang zwischen Ober- und Unterboden dar. Die in der Tiefe 50 cm genommenen Proben 50 I und 50 II zeigen aufgrund der Substratunterschiede auch im Verlauf der pF-Kurven deutliche Unterschiede. In den Tiefen 10 cm bis 100 cm und 170 cm auf **Station 1b** haben die pF-Kurven einen ähnlich flachen Verlauf. Die pF-Kurve für die Messtiefe 140 cm auf Station 1b ist deutlich steiler als die der anderen Messtiefen (Abb. 6.5) und weist darauf hin, dass sich dieses Material von dem Material der anderen Messtiefen unterscheidet.

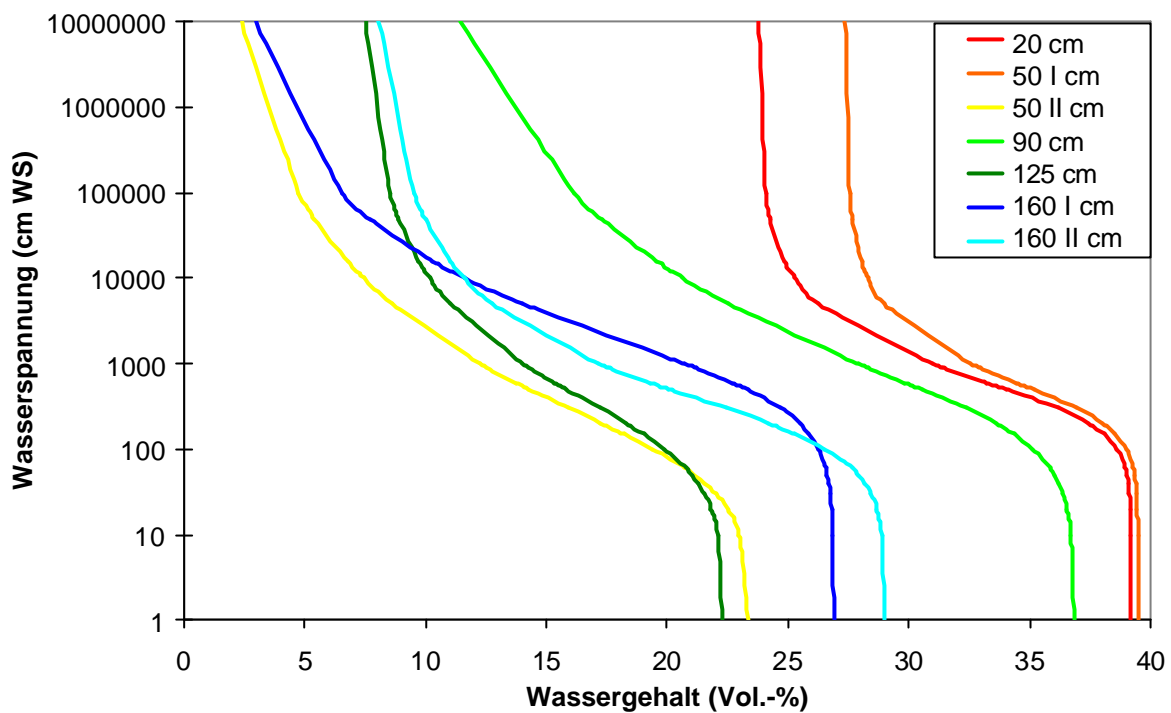


Abb. 6.4: Wasserspannungs- Wassergehalts-Beziehung über die Tiefe auf Station 1a (ermittelt mit RETC)

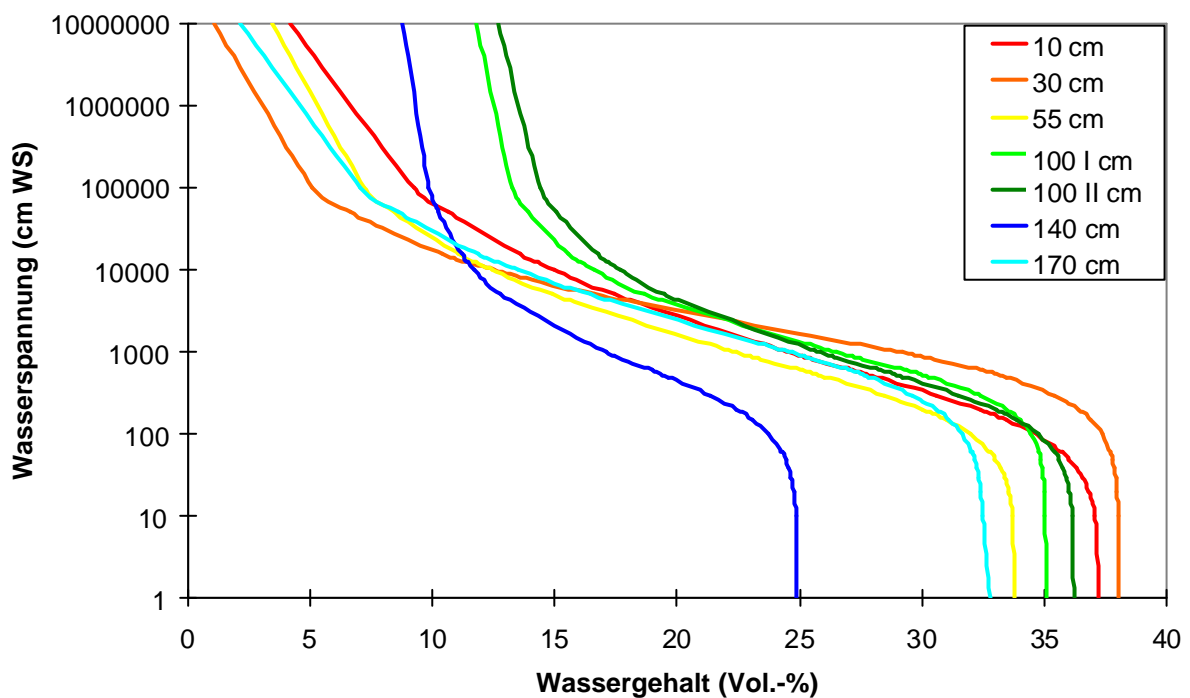


Abb. 6.5: Wasserspannungs- Wassergehalts-Beziehung über die Tiefe auf Station 1b (ermittelt mit RETC)

Station 2

Die mit dem Optimierungsprogramm RETC (Van Genuchten et al., 1991) ermittelten **pF-Kurven** bestätigen durch ihren Verlauf die Homogenität des Bodenmaterials, das auf Station 2 als kontrolliert verdichtete Schicht ausgebracht worden ist (Abb. 6.6, Abb. 6.7).

In der Abb. 6.6 ist deutlich zu sehen, dass auf **Station 2a** die Wasserspannungs-Wassergehaltskurven der Proben der Rekultivierungsschicht (30 bis 90 cm Tiefe) bis zu einer Wasserspannung von 100 cm WS einen sehr ähnlichen Verlauf haben. Bei Wasserspannungen über 100 cm WS variieren die Steigungen der pF-Kurven für die Proben der Messtiefen in 30 bis 90 cm Tiefe. Die Proben der kontrolliert verdichteten Schicht (185 bis 235 cm Tiefe) haben über alle Tiefe und den gesamten Wasserspannungsbereich einen ähnlichen Verlauf. Die Messtiefe 185 cm ist bei Wasserspannung < 1000 cm WS gegenüber den Messtiefen 160, 210 und 235 cm Tiefe durch geringere Wassergehalte gekennzeichnet.

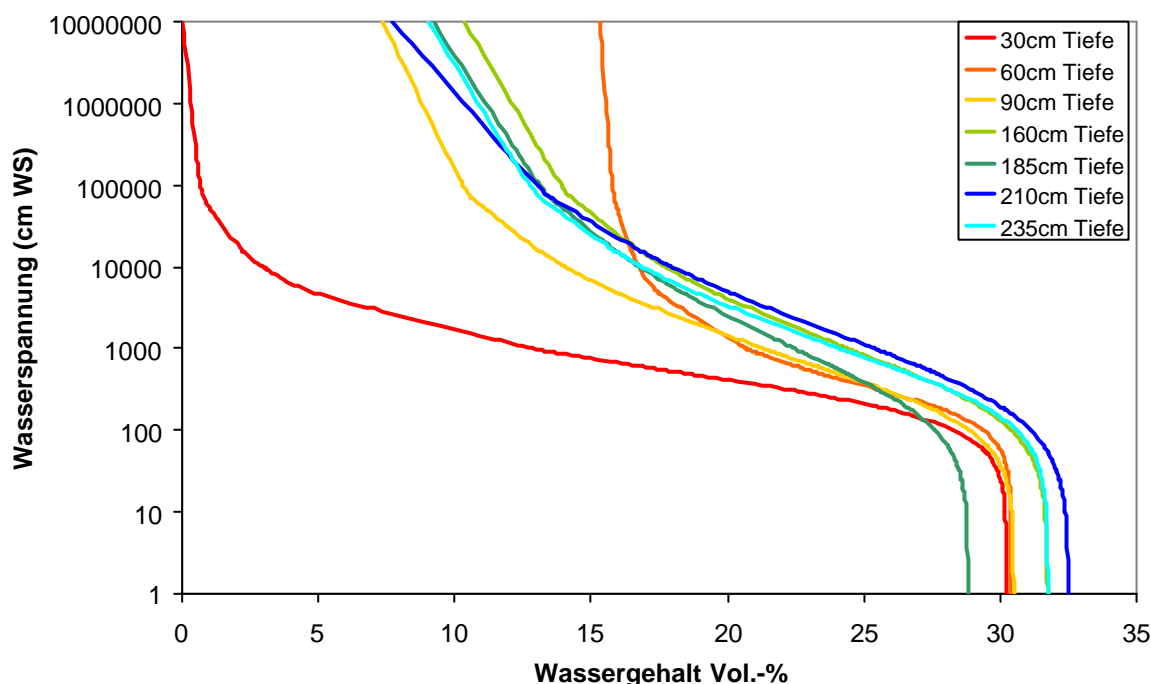


Abb. 6.6: Wasserspannung-Wassergehaltskurven über die Tiefe auf Station 2a (Probenahme 2001) (ermittelt mit RETC)

Auf **Station 2b** weisen alle Proben – mit Ausnahme derjenigen aus 90 und 140 cm Tiefe – einen ähnlichen Verlauf der Wasserspannungs-Wassergehaltsbeziehung auf. Die Messtiefen 90 und vor allem 140 cm sind dadurch gekennzeichnet, dass es bei geringer Zunahme der Wasserspannung zwischen 10 bzw. 60 cm WS und 1000

cm WS zu einer starken Abnahme der Wassergehalte kommt. Die Messtiefen 90 cm und 140 cm sind durch einen großen Anteil an Grobporen (weite und enge) gekennzeichnet. Im Bereich geringer Wasserspannungen – bis $pF = 3$ – kommt es bei den Proben von 2001 in diesen Messtiefen zu einer Abnahme der Wassergehalt von 30 auf 16 Vol.-% bzw. 35 auf 18 Vol.-%. Im Bereich höherer Wasserspannungen kommt es dann nur noch zu einer geringen Wassergehaltsabnahme.

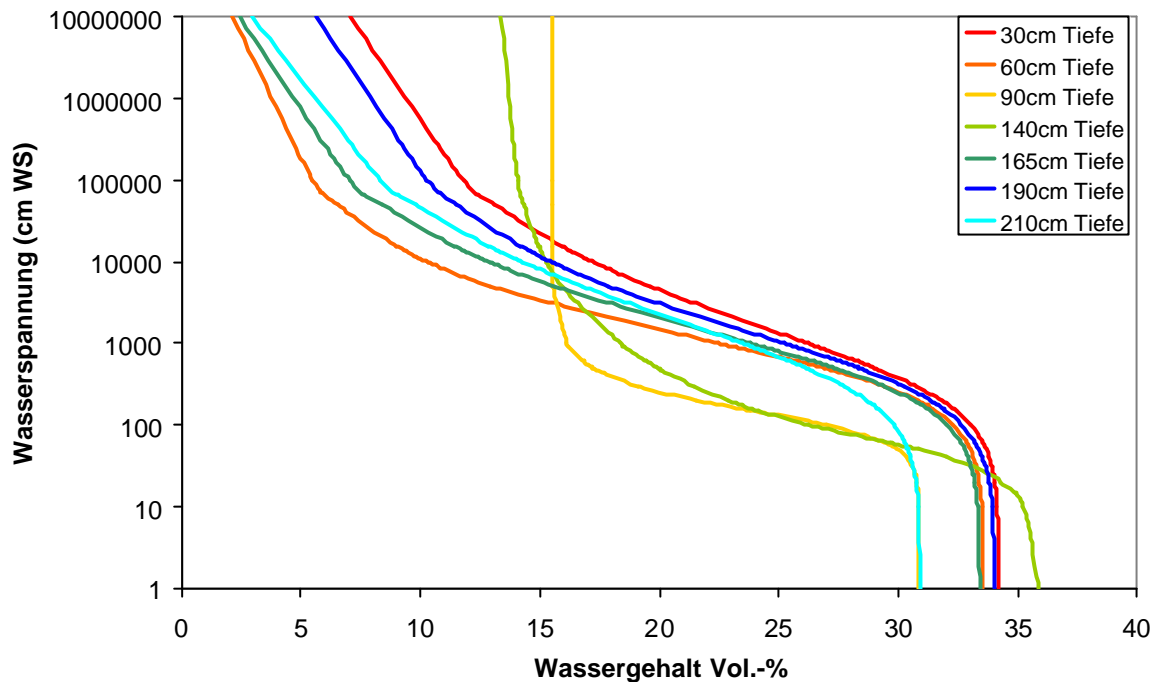


Abb. 6.7: Wasserspannung-Wassergehaltskurven über die Tiefe auf Station 2b (Probenahme 2001) (ermittelt mit RETC)

6.1.7 Wasser- und Lufthaushalt (LK, FK, nFK usw.)

Aus den ermittelten pF -Kurven lassen sich die für den Wasser- und Lufthaushalt wichtigen ökologischen Kennwerte Luftkapazität (LK), Feldkapazität (FK), nutzbare Feldkapazität (nFK) und Permanenter Welkepunkt (PWP) ableiten (siehe Kapitel 4.2).

Die Ermittlung der wichtigen ökologischen Kennwerte aus den pF -Kurven ist exemplarisch in Abb. 6.8 aufgezeigt. Die in Abb. 6.8 dargestellte Probe besitzt ein Gesamtporenvolumen von 30,2 Vol.-%. Nach Tabelle 4.1 beträgt der Anteil der weiten Grobporen 0,91 Vol.-%, der der engen Grobporen 6,75 Vol.-%. Weiterhin ergibt sich ein Anteil der Mittelporen von 20,3 Vol.-% und der Feinporen von 2,25 Vol.-%. Dies ergibt, dass bei dem vorliegenden Boden bei einem Wassergehalt von 2,25 Vol.-% der für Pflanzen entscheidende permanente Welkepunkt erreicht wäre. Die nutzbare

Feldkapazität, die ein Maß für das im Boden für Pflanzen verfügbare Wasser darstellt, beträgt bei der in Abb. 6.8 dargestellten Bodenprobe 27 Vol.-%, unter der Annahme, dass beim pF-Wert von 1,8 die maximale Wassermenge im Boden gegen die Schwerkraft gehalten werden kann (siehe Kapitel 4.2). Somit wären bei einer Wurzeltiefe von 1 m 270 l Wasser je m² Boden für Pflanzen verfügbar.

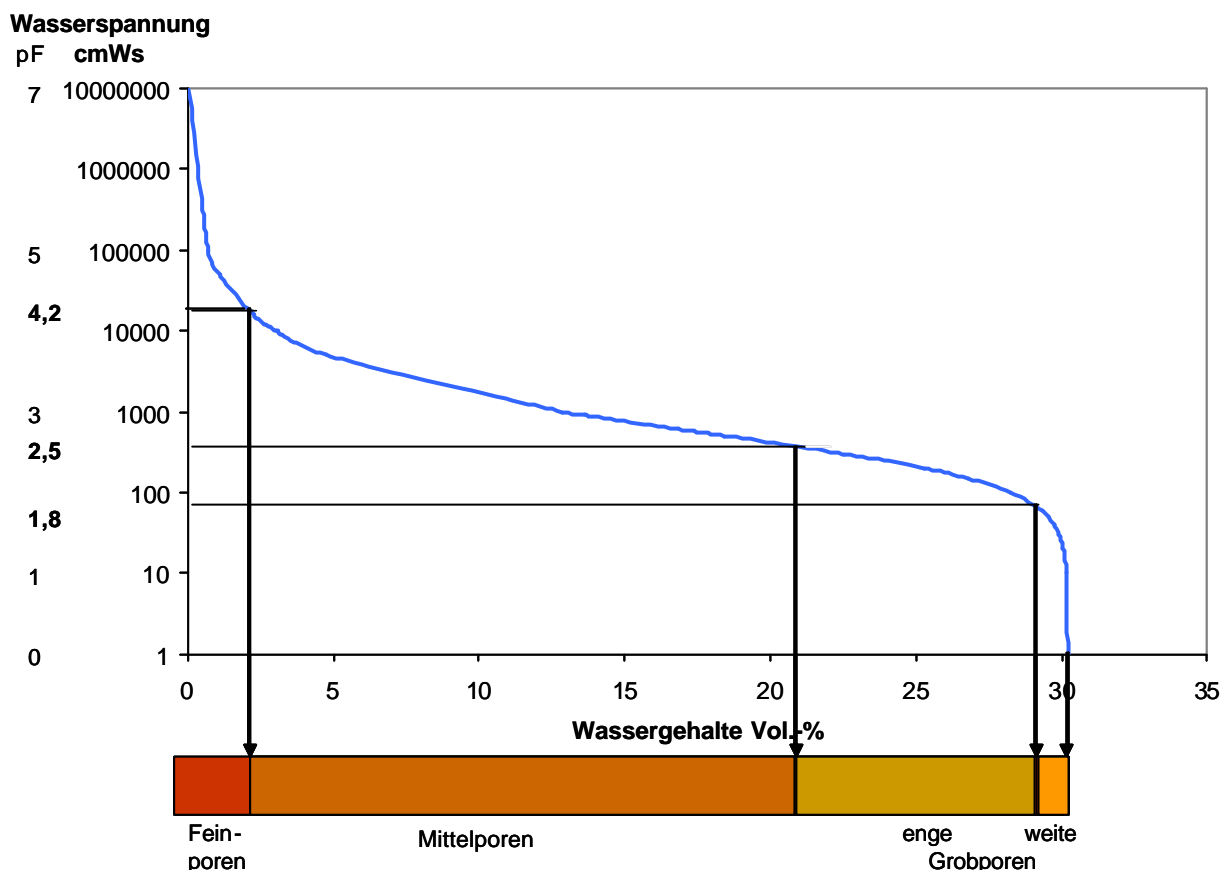


Abb. 6.8: pF-Kurve der Stechzylinderprobe aus 30 cm Tiefe auf Station 2a mit graphischer Ermittlung der Porenanteile (Probenahme 2001)

Station 1

Die nutzbare Feldkapazität aller Proben der Station 1a liegt zwischen 11,0 Vol.-% (125 cm Tiefe) und 16,6 Vol.-% (160 II cm Tiefe). Dies entspricht bei einem 1 m mächtigen Bodenprofil einer pflanzenverfügbaren Wassermenge zwischen 110 und 166 l je m² Boden.

Das auf Station 1b verwendete Material besitzt bei einem 1 m mächtigen Bodenprofil eine nutzbare Feldkapazität zwischen 131 l (140 cm Tiefe) und 273 l (30 cm Tiefe) Wasser je m² Boden. Damit besitzt der Boden der Station 1b eine mittlere bis hohe

nutzbare Feldkapazität, im Gegensatz zur Station 1a dessen Boden eine geringe bis mittlere nutzbare Feldkapazität hat (AG Boden, 1996).

Auf beiden Stationen weist das verwendete Bodenmaterial jedoch nur eine geringe bis mittlere Feldkapazität ($pF = 1,8$) auf.

Station 2

Alle Proben aus der Untersuchung 2001 der **Station 2a** weisen eine geringe bis mittlere Feldkapazität (28,1 bis 31,6 Vol.-%) auf. Im Mittel liegt die Feldkapazität der kontrolliert verdichteten Schicht um weniger als 1 Vol.-% über der der Rekultivierungsschicht. Bei den Untersuchungen 2001 beträgt die nutzbare Feldkapazität der Rekultivierungsschicht 19,0 Vol.-%, die der kontrolliert verdichteten Schicht 14,1 Vol.-%. Dies bedeutet für die 1,3 m mächtige Rekultivierungsschicht ein für pflanzenverfügbares Wasservolumen von 247 l je m² Boden.

Nach dem Einbau des Bodenmaterials 1998/1999 hat der Boden der Rekultivierungsschicht, der durch den Einbau künstliche Gefügebildungen – durch Umlagerung und Verdichtung – zur Folge hat, natürlichen Konsolidierungsprozessen und Gefügebildungen – durch Austrocknung und Wiederbefeuchtung sowie durch Bodenlebewesen – durchlaufen. Dies führt zu einer Veränderung der Primär- und Sekundärporen-Anteile.

Ingesamt ist es im Versuchszeitraum in der kontrolliert verdichteten Schicht zu einer Abnahme des Porenvolumens um 2 Vol.-% gekommen (Tab. 6.7). Die Abnahme des durchschnittlichen Gesamtporenvolumens in der kontrolliert verdichteten Schicht kann auf Konsolidierungs-Prozesse zurückgeführt werden (Zepp und Hennig, 2002).

Die Proben der Untersuchung 2001 **der Station 2b** weisen eine geringe bis mittlere Feldkapazität (29,5 bis 33,5 Vol.-%) auf. Eine gegenüber den übrigen Messtiefen geringere Feldkapazität besitzt das Bodenprofil im Übergangsbereich der Rekultivierungsschicht zur kontrolliert verdichteten Schicht; in 90 cm Tiefe beträgt die Feldkapazität 29,5 Vol.-% und in 140 cm Tiefe 29,6 Vol.-%. Bei $pF = 2,5$ ist in 90 und 140 cm Tiefe ein um ca. 10 Vol.-% geringerer Wassergehalt ermittelt worden wie in den übrigen Tiefen. Dies steht in Übereinstimmung mit den Körnungslinien dieser Proben. Wie in den Körnungsdiagrammen (Abb. 6.1, Abb. 6.2) zusehen besitzt jeweils eine Probe in den Diagrammen einen geringeren Schluff-Anteil als die restlichen Proben.

Hierbei handelt es sich bei der Abb. 6.1 um die Probe in 90 cm Tiefe und in Abb. 6.2 um die Probe in 140 cm Tiefe. Die Abnahme der Schluff-Anteile in diesen Proben geht zu Gunsten des Sand-Anteiles, womit die geringere Feldkapazität erklärt ist. In den übrigen Messtiefen liegt die Feldkapazität bei > 30 Vol.-%. Die Feldkapazität der kontrolliert verdichteten Schicht und der Rekultivierungsschicht entsprechen sich. Bei den Untersuchungen 2001 beträgt die nutzbare Feldkapazität der Rekultivierungsschicht 18,5 Vol.-%, die der kontrolliert verdichteten Schicht 18,1 Vol.-%. Dies bedeutet für die 1,3 m mächtige Rekultivierungsschicht ein pflanzenverfügbares Wasservolumen von 240,5 l je m² Boden, welches damit um ca. 6 l/m² geringer als auf Station 2a ist.

Tab. 6.7: Gegenüberstellung der Porenanteile von Station 2a und 2b für die Untersuchungen 1999 und 2001

	<i>Probenahme 1999</i>				<i>Probenahme 2001</i>			
	Station 2a		Station 2b		Station 2a		Station 2b	
	Reku	kvS	Reku	kvS	Reku	kvS	Reku	kvS
weite Grobporen	0,37	0,26	0,67	0,48	0,75	0,76	0,92	2,12
enge Grobporen	1,98	2,34	4,04	3,27	4,89	2,65	5,56	4,25
Mittelporen	14,73	13,21	15,62	16,13	14,11	11,42	12,94	13,86
Feinporen	13,39	17,19	12,67	12,97	10,61	16,35	13,46	13,33
Gesamtporen	30,47	33,00	33,00	32,85	30,36	31,18	32,88	33,55

6.1.8 Schlussfolgerungen aus den geotechnisch-bodenphysikalischen Untersuchungen

Station 1

Als Ergebnis der geotechnisch-bodenphysikalischen Materialkennzeichnung bleibt festzustellen, dass das Abdecksystem an den Stationen 1a und 1b nicht das Ergebnis einer planmäßigen Oberflächenabdeckung mit Verdichtungskontrolle im Sinne des Versuchskonzeptes darstellt. Folgende Schlussfolgerungen sind zu ziehen:

- Die Materialeigenschaften der Station 1 (horizontal und vertikal) erschweren eine Bilanzierung des Bodenwasserhaushalts, da das Fließverhalten kleinräumig variiert.

- Die an den Stationen 1a und 1b zu ermittelnden Durchsickerungshöhen können nicht auf Station 2 übertragen werden. Dies verbietet sich aus o.a. Gründen. Die Stationen 1a und 1b repräsentieren Vergleichswerte für ein nicht kontrolliert verdichtetes Abdecksystem, ca. 8-10 Jahre nach der Rekultivierung.
- Die Bedeutung der Stationen 1a und 1b besteht darin, dass hier der Effekt unterschiedlichen Bewuchses (Wildrasen und Baumbestand) auf die Wasserbilanz untersucht werden kann.

Station 2

Als Ergebnis der geotechnisch-bodenphysikalischen Materialkennzeichnung kann festgestellt werden, dass die Oberflächenabschlusssysteme der Station 2 das Ergebnis eines planmäßigen Deponie-Oberflächenabschlusssystem mit Verdichtungskontrolle im Sinne des Versuchskonzeptes darstellen. Folgende Schlussfolgerungen sind zu ziehen:

- Es ist erreicht worden ein Deponie-Oberflächenabschlusssystem zu bauen, dass die Anforderungen an dieses erfüllt, ohne, dass es ein Kunstbauwerk darstellt. Bei der Umsetzung vom Pilotprojekt zum großflächigen Deponie-Oberflächenabschlusssystem werden die geotechnisch-bodenphysikalischen Materialkennzeichnungen des Pilotprojektes wieder erzielt werden können.
- Es ist im Zeitraum zwischen den geotechnisch-bodenphysikalischen Untersuchungen zu keiner Änderung der k_f -Werte und keiner Zunahme der Durchlässigkeit der kontrolliert verdichteten Schicht gekommen.
- Die Konsolidierungsprozesse und Gefügeänderungen haben nur einen geringen Einfluss auf das Porenvolumen. Die ermittelte nutzbare Feldkapazität liegt bei dem für die Rekultivierungsschicht verwendeten Bodenmaterial über 240 mm.

6.2 Witterungsverlauf

6.2.1 Niederschlag

Auf der Wetterstation der Zentraldeponie Castrop-Rauxel ist über den Zeitraum 01.01.1999 – 31.12.2003 in 987 Niederschlagsereignissen insgesamt 4311,6 mm Niederschlag registriert worden. Während des Versuchszeitraums I – Untersuchungszeitraum der Versuchstation 1 (29.01.1999 bis 31.12.2003) – sind 4235,7 mm Niederschlag gefallen; im Versuchszeitraum II – Untersuchungszeitraum der Versuchstation 2 (04.09.1999 bis 31.12.2003) – beträgt der Gesamtniederschlag 3778,2 mm.

Die Niederschlagshöhe der 987 Niederschlagsereignissen liegt zwischen 0,1 mm in 1 Stunde und 50,1 mm in 55 Stunden (01.01. bis 03.01.2003). In über der Hälfte der Niederschlagsereignisse (509) fiel weniger als 1,8 mm Niederschlag. In nur 11 Niederschlagsereignissen regnet es mehr als 30 mm. Das zeitlich längste Niederschlagsereignis mit 78 Stunden beginnt am 03.02.2001 um 13 Uhr und hat eine Ergiebigkeit von 42,8 mm Niederschlag. Dies sind fast 80 % der im Mittel in Bochum im Februar üblichen Niederschläge. Mehr als die Hälfte der Niederschlagsereignisse haben eine maximale Dauer von 5 Stunden.

Der maximale Niederschlag in einer Stunde während eines Niederschlagsereignisses ist am 27.06.2001 mit 31,1 mm aufgezeichnet worden. Damit sind innerhalb einer Stunde 32 % des im gesamten Juni 2001 auf der Wetterstation Castrop-Rauxel aufgezeichneten Niederschlages gefallen. Diese Menge entspricht 40 % des üblicherweise im Juni in Bochum fallenden Niederschlages.

Der Vergleich mit langjährigen mittleren Wetterdaten (1912-1998) von der Wetterstation Bochum (Lage der Wetterstation innerhalb des Stadtgebietes) zeigt, dass in 34 der 60 Versuchsmonate auf der Wetterstation Castrop-Rauxel höhere monatliche Niederschläge aufgezeichnet worden sind, als im langjährigen Mittel auf der Stadtstation in Bochum (Tab. 6.8).

Das hydrologische Sommerhalbjahr (Mai – Oktober) 2003 ist mit 417,9 mm Niederschlag feuchter als die vorangegangenen hydrologischen Sommerhalbjahre 2001 und 2002. Das hydrologische Sommerhalbjahr 2001 hat die geringsten Niederschläge (358,4 mm) im Versuchszeitraum. Die geringste Jahresniederschlagssumme ist jedoch 2003 gemessen worden (Tab. 6.8).

Tab. 6.8: Monatliche Niederschläge [mm] in Castrop-Rauxel, auf der Freilandstation Bochum (1999-2003) und langjähriges Mittel der Freilandstation (1991-1998) sowie der Stadtstation (1912-1998) in Bochum

Monat	Niederschlag Castrop-Rauxel					Niederschlag Freilandstation Bochum					Niederschlag Freiland- Stadt- Station Bochum langj.Mittel	
	1999 [mm]	2000 [mm]	2001 [mm]	2002 [mm]	2003 [mm]	1999 [mm]	2000 [mm]	2001 [mm]	2002 [mm]	2003 [mm]	[mm]	[mm]
Januar	78,7	71,6	66,6	78,2	100,9	106,1	76,8	67,3	77,2	102,0	77,1	66,3
Februar	62,6	117,1	69,8	144,8	17,1	81,4	135,5	86,2	176,5	19,0	59,6	54,7
März	74,2	103,8	87,6	65,3	52,8	96,0	98,8	94,9	65,9	51,5	62,3	56,3
April	57,5	31,7	77,8	69,2	42,4	73,6	34,7	95,7	72,8	45,6	57,3	54,7
Mai	66,4	84,3	34,8	57,4	60	63,4	72,9	34,4	81,5	92,9	63,3	63,3
Juni	47,9	59	97,2	56,8	52,3	79,3	69,5	87,4	72,9	71,4	76,3	78,8
Juli	41,8	142,1	56,7	82,3	115,8	40,4	121	62,4	113,7	79,4	73,0	85,9
August	101,7	90,1	57,7	97,2	32,6	112,4	75,7	48,2	130,5	36,0	79,3	80,7
September	51,2	75,3	86,5	41,3	60,2	82,7	67,4	174,1	45,8	78,4	88,4	67,2
Oktober	72,9	65,2	25,5	76,8	97,0	58,5	66,5	68,4	95,9	108,1	94,7	66,2
November	64,1	38,6	76,5	96,5	54,4	69,5	38	93,1	131,5	42,7	75,5	65,0
Dezember	127,7	48,7	82,7	99,8	64,3	176,0	53,4	87,8	97,4	83,0	93,4	69,5
Summe	846,7	927,5	819,4	965,6	749,8	1039,3	910,2	999,9	1161,6	810,0	900,2	808,6

Der Vergleich zwischen der Freilandstation Bochum und der Stadtstation in Bochum zeigt, dass die Niederschlagssumme im Freiland (gemessen Freilandstation Bochum) höher ist als im Stadtgebiet. Der Vergleich der Freilandstation Bochum mit der Wetterstation Castrop-Rauxel – bei der es sich ebenfalls um eine Freilandstation handelt – zeigt, dass die Niederschlagsmengen in Bochum höher sind als in Castrop-Rauxel und dass eine Übertragung von Niederschlagsmengen auch kleinräumig (Luftlinie Bochum-Castrop-Rauxel: 12 km) kritisch betrachtet werden müssen.

Neben der Niederschlagsdauer und Niederschlagshöhe hat auch die zeitliche Niederschlagsverteilung großen Einfluss auf die resultierende Abflussganglinie. Es können folgende Typen des Intensitätsverlaufes unterschieden werden:

- Blockregen mit konstantem zeitlichen Intensitätsverlauf,
- Regen mit Intensitätsmaximum am Anfang, in der Mitte oder am Ende des Niederschlagsereignisses.

Blockregen führt im allgemeinen zu kleineren Scheitelabflüssen als andere Intensitätsverläufe (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, 1984). Die

stärksten Abflussereignisse sind nach ATV-DVWK (1984) zu erwarten, wenn in den ersten 30 % der Niederschlagsdauer 20 % des Gesamtniederschlages fallen, in den folgenden 20 % Dauer 50 % des Gesamtniederschlages und in den restlichen 50 % die restlichen 30 % der Gesamtniederschlagshöhe.

Die auf der Wetterstation Castrop-Rauxel aufgezeichneten Niederschlagsereignisse sind mehr durch ein Intensitätsmaximum als durch einen konstanten zeitlichen Intensitätsverlauf gekennzeichnet. Je länger ein Niederschlagsereignis dauert, desto seltener ist der Intensitätsverlauf konstant. Von 671 Niederschlagsereignissen, die eine Mindestniederschlagsdauer von 3 Stunden haben, haben 215 Niederschlagsereignisse ihr Intensitätsmaximum am Anfang, 110 am Ende.

6.2.2 Lufttemperatur

Die mittlere monatliche Lufttemperatur - gemessen auf der Wetterstation Castrop-Rauxel – schwankt in den Versuchsjahren 1999 bis 2003 um 21,4°C; wobei das Minimum (-0,1°C) im Dezember 2001 und das Maximum (21,3°C) im Juli 1999 aufgetreten ist. Im Jahresverlauf weist die mittlere monatliche Lufttemperatur eine Schwankung zwischen 14,7°C im Jahr 2000 und 19,0°C im Jahr 2003 auf (Tab. 6.9).

Die Versuchsjahre 1999 und 2003 sind geprägt durch eine hohe Anzahl an Sommertagen (Höchsttemperatur über 25°C) und heißen Tagen (Höchsttemperatur über 30°C) (Tab. 6.10). In den Versuchsjahren 2000 bis 2002 gab es nur 50 bis 62 % der Sommertage und nur 42 bis 54 % der heißen Tage wie 2003.

Im gesamten Versuchszeitraum ist die Zahl der Frost- und Eistage 1999 am geringsten. Frosttage sind Tage mit einer Tagestiefsttemperatur unter 0°C. Als Eistage gelten Tage, an denen auch die Maximumtemperatur unter 0°C liegt (Tab. 6.10).

Die Vegetationsperiode (mittlere Tagestemperatur konstant > 5°C) beginnt aufgrund der aufgezeichneten Daten der Wetterstation Castrop-Rauxel in den Versuchsjahren 1999 bis 2003 zwischen dem 12. und 23. April. Sie endet in den Jahren 1999 und 2003 schon Mitte Oktober und dauert im Jahr 2002 aufgrund der wärmeren Witterung im Oktober und November bis Anfang Dezember. In den Jahren 2000 und 2001 beginnt die Vegetationsruhe Anfang November. Die ersten und letzten Frosttage stimmen zumeist mit dem Beginn und dem Ende der Vegetationszeit überein (Tab. 6.10).

Tab. 6.9: Monatliche mittlere Lufttemperatur [°C] in Castrop-Rauxel, auf der Freilandstation Bochum (1999-2003) und langjähriges Mittel der Freilandstation (1991-1998) sowie der Stadtstation (1912-1998) in Bochum

Monat	Lufttemperatur Castrop-Rauxel					Lufttemperatur Freilandstation Bochum					Lufttemperatur Freiland- Stadt- Station Bochum langj.Mittel	
	1999 [°C]	2000 [°C]	2001 [°C]	2002 [°C]	2003 [°C]	1999 [°C]	2000 [°C]	2001 [°C]	2002 [°C]	2003 [°C]	[°C]	[°C]
Januar	5,8	2,4	1,1	1,8	1,9	5,4	4,2	3,5	4,7	2,1	2,5	2,5
Februar	3,3	4,2	2,7	4,5	1,8	2,8	5,9	5,1	7,1	1,8	3,4	3,1
März	8,0	5,3	3,4	4,9	8,0	7,7	7,0	6,0	7,5	8,1	6,8	6,0
April	10,9	10,2	6,6	7,3	10,3	10,6	11,7	8,8	9,7	10,5	9,5	9,3
Mai	15,2	15,2	14,1	12,7	14,9	14,9	15,9	15,8	14,5	14,3	13,4	13,8
Juni	16,9	17,1	14,5	16,6	20,2	16,2	17,8	15,5	18,0	19,5	15,9	16,5
Juli	21,3	14,5	18,6	17,4	20,3	20,6	16,0	19,9	18,1	19,8	18,8	18,3
August	18,0	16,8	17,9	19,5	20,8	18,2	18,5	19,8	19,0	21,1	18,5	17,9
September	17,6	14,1	10,8	14,2	14,4	18,7	16,3	13,0	14,3	15,1	14,3	14,9
Oktober	9,3	9,7	12,2	9,6	7,0	10,9	11,8	14,8	9,9	7,5	10,1	10,8
November	4,6	6,3	3,6	8,1	8,4	6,2	8,7	6,3	8,8	8,9	6,0	6,2
Dezember	3,0	3,2	-0,1	2,8	3,7	4,5	5,7	2,6	3,3	4,3	3,3	3,5
Summe	11,2	9,9	8,8	10,0	11,0	11,4	11,6	10,9	11,2	11,1	10,2	10,2

Tab. 6.10: Zahl der heißen Tage, Sommertage, Frosttage und Eistage, Zeiträume ohne Frost und Vegetationszeiträume während des Versuchszeitraums (1999-2003)

	heiße Tage	Sommertage	Frosttage	Eistage	Zeitraum ohne Frost	Vegetationszeitraum
1999	20	57	48	1	17.04.-17.10.	16.04.-17.10.
2000	11	38	60	5	11.04.-16.12.	14.04.-05.11.
2001	14	45	98	13	23.04.-08.11.	23.04.-08.11.
2002	13	36	67	9	21.04.-06.12.	21.04.-05.12.
2003	26	73	81	8	12.04.-15.10.	12.04.-19.10.

6.2.3 Luftdruck – Einfluss des Luftdrucks auf die Tensiometerwerte

Die Bestimmung des im Oberflächenabschlusssystem vorhandenen Potentials (siehe Kapitel 4.1.1) erfolgt mit Tensiometern. Mit Hilfe eines Tensiometers kann jedoch nur das *Matrixpotential* bestimmt werden. Da das *Osmotische Potential* in salzarmen Bö-

den vernachlässigbar ist, braucht dieses nicht berücksichtigt werden. In natürlichen Böden entspricht der Bodenluftdruck in der Regel dem atmosphärischen Luftdruck und braucht dann als Einflussgröße auf den Tensiometerwert ebenfalls nicht berücksichtigt zu werden. In verdichteten Erdmaterialien ist die Gaswegigkeit jedoch so gering, dass Luftdruckschwankungen nur verzögert weitergegeben werden.

Der Einfluss des Luftdruckes auf die Tensiometerwerte für die Stationen 2a und 2b soll im Folgenden betrachtet.

Der Einfluss von Luftdruckschwankungen auf die Wasserspannungsmessung ist gut im Zeitraum Januar bis März zu untersuchen, da dann der Boden in allen Schichten wassergesättigt ist und nur geringe Wasserspannungsänderungen auftreten. Für die Rekultivierungsschicht ist keine Korrelation des Luftdruckes mit der Wasserspannung zu erwarten, da hier bei Teilsättigung eine gute Gaswegigkeit aufgrund der Grobporen besteht. In der kontrolliert verdichteten Schicht müssen geringe Schwankungen der Wasserspannungen auf den Luftdruck zurückzuführen sein. Abb. 6.9 und Abb. 6.10 zeigen für die Station 2a bzw. 2b im Januar bis März 2001 stündlich gemessene Tensiometerwerte im Vergleich zum Niederschlag und Luftdruck. Zu diesem Zeitraum werden mittels Tensiometer in den Oberflächenabdichtungssystemen in allen Messtiefen annähernd wassergesättigte Bedingungen gemessen.

Die Tensiometer in der Rekultivierungsschicht der Station 2a korrelieren mit Niederschlägen (Abb. 6.9). Nach Niederschlagsereignissen nehmen die Tensiometerwerte in 30 bis 120 cm Tiefe mit geringer zeitlicher Verzögerung ab. Die geringeren Schwankungen der Tensiometerwerte in 120 cm Tiefe sind wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die zwischen Rekultivierungsschicht und kontrolliert verdichteter Schicht angeordnete Drainageschicht zu einer schnellen Entwässerung des über der Drainageschicht befindlichen Bodenkompartmentes führt. Im dargestellten Zeitraum beträgt der Korrelationskoeffizient zwischen den auf Station 2a in der Rekultivierungsschicht gemessenen Tensiometerwerten und dem Luftdruck zwischen 0,5 bis 0,68. Die Tensiometerwerte in der Drainageschicht reagieren weder auf Niederschläge noch auf den Luftdruck. Die Tensiometer in der Drainageschicht weisen in dem betrachteten Zeitraum nur maximale Spannungsänderungen von 0,5 kPa auf.

Die in der kontrolliert verdichteten Schicht gemessenen Tensiometerwerte in 180 und 210 cm Tiefe zeigen im dargestellten Zeitraum keine Reaktion auf Niederschläge.

Dem gegenüber beträgt jedoch zwischen Tensiometerwerten und Luftdruck in den zuvor genannten Tiefen der Korrelationskoeffizient $> 0,8$.

Wie auch auf Station 2a zeigen auf Station 2b die Tensiometer in der Rekultivierungsschicht in 30 bis 90 cm Tiefe eine Reaktion auf Niederschläge (Abb. 6.10). In 120 cm Tiefe reagieren die Tensiometer deutlicher auf Luftdruckschwankungen als auf Niederschläge. Der Korrelationskoeffizient zwischen den Tensiometerwerten in 120 cm Tiefe und dem Luftdruck beträgt im dargestellten Zeitraum 0,76. Für die kontrolliert verdichtete Schicht ist zwischen Tensiometerwerten und Luftdruck ein Korrelationskoeffizient von 0,74 bis 0,78 ermittelt worden.

In den Monaten Januar bis März der Jahre 2000, 2002 und 2003 sind vergleichbare Beobachtungen gemacht worden.

Deutlich feststellbar ist, dass in Zeiträumen in denen in allen Messtiefen annähernd wassergesättigte Bedingungen gemessen werden, der Korrelationskoeffizient – Tensiometerwerten in 120 cm Tiefe und Luftdruck – auf Station 2b größer ist als auf Station 2a (Abb. 6.1 und Abb. 6.2).

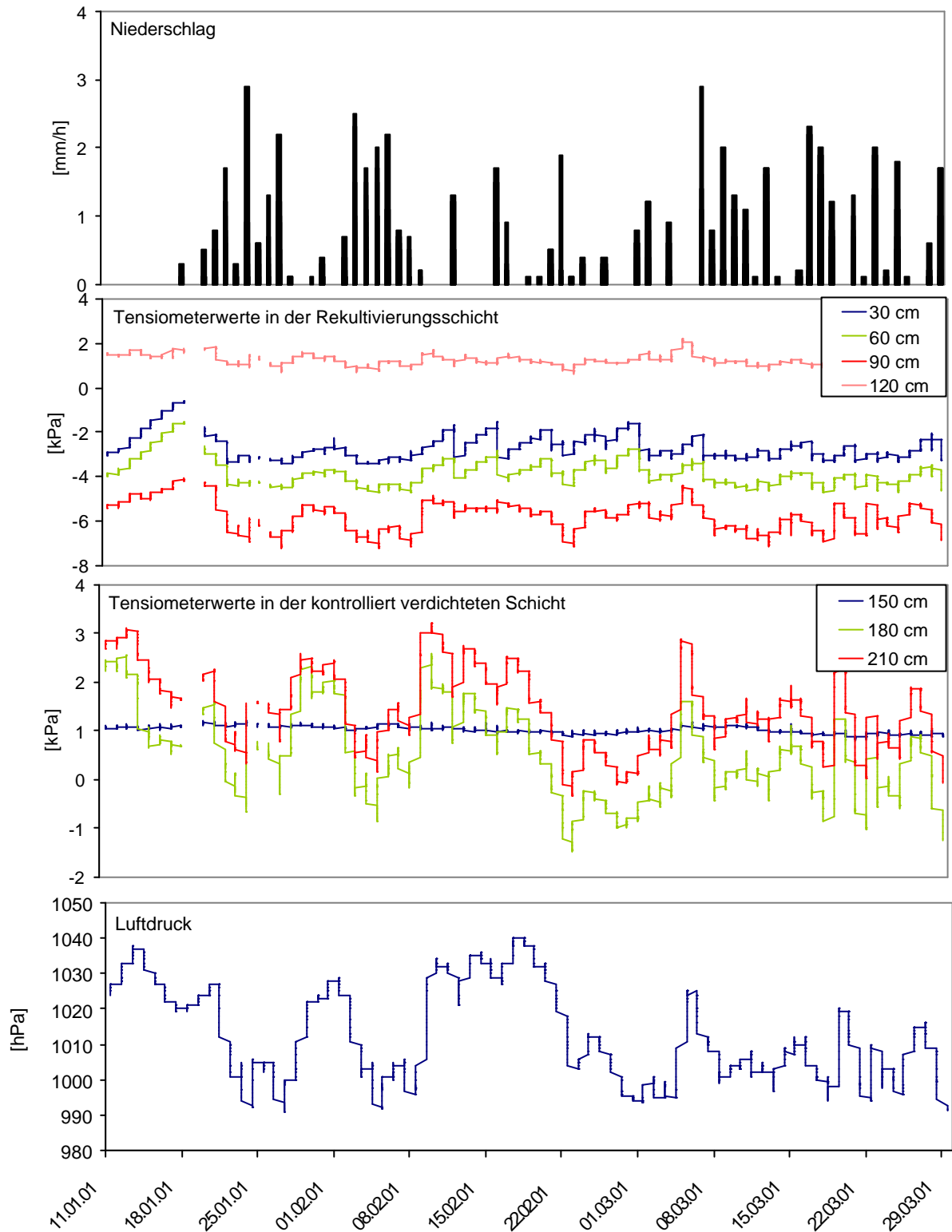


Abb. 6.9: Tensiometerwerte, Niederschlag und Luftdruck auf Station 2a (Stundenwerte; Zeitraum 11.01. bis 27.03.2001)

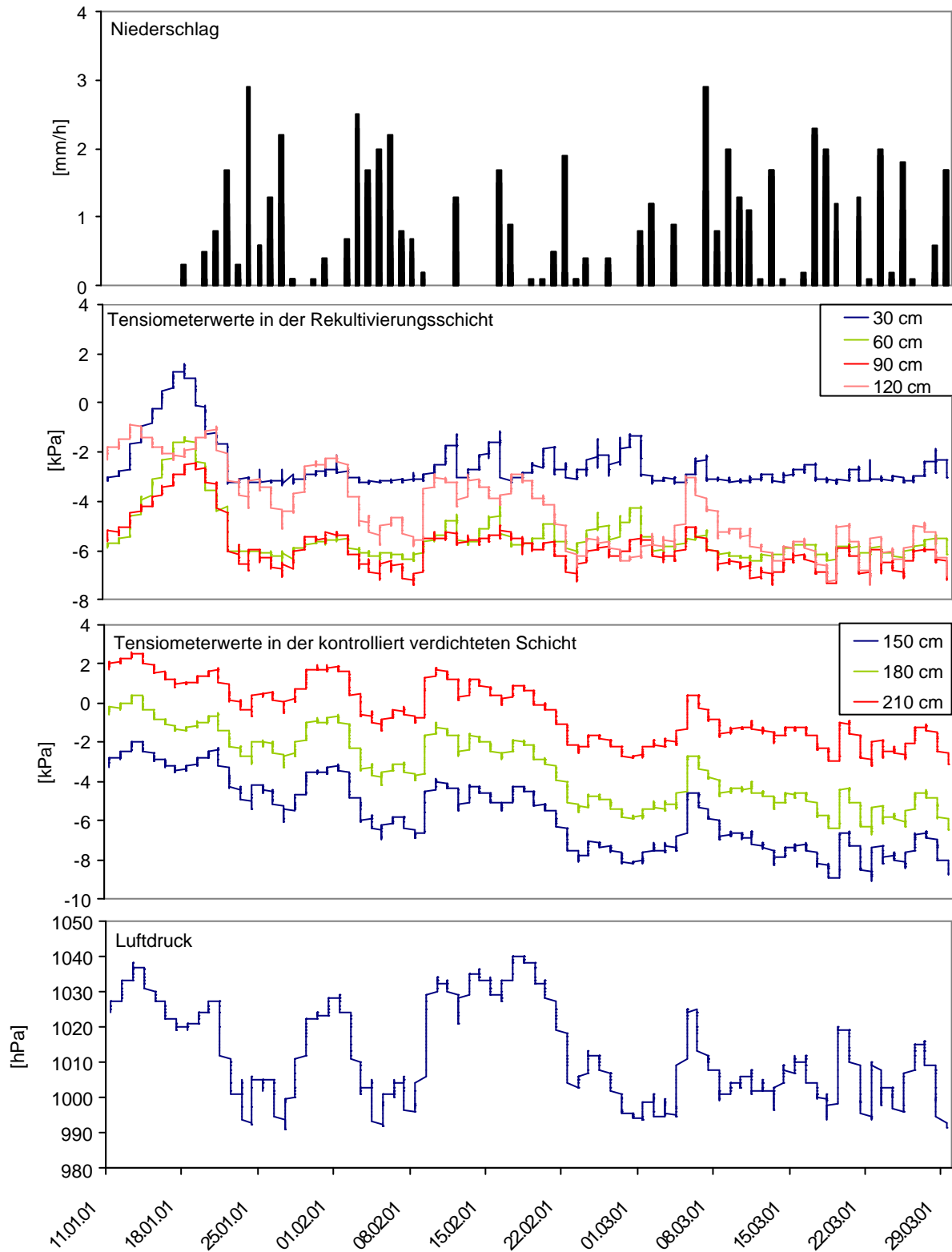


Abb. 6.10: Tensiometerwerte, Niederschlag und Luftdruck auf Station 2b (Stundenwerte; Zeitraum 11.01. bis 27.03.2001)

Es bleibt zu klären, wie groß der Einfluss des Luftdruckes auf die Tensiometerwerte ist. Dazu ist es sinnvoll, die täglichen Differenzen der Tensiometerwerte den täglichen Luftdruckdifferenzen gegenüberzustellen. Abb. 6.11 zeigt die Korrelation der täglichen Differenzen der Tensiometerwerte und der Tagesluftdruckdifferenzen in 210 cm Tiefe auf Station 2b für den gesamten Versuchszeitraum (04.09.1999 bis 31.12.2003). Für die in Abb. 6.11 verwendeten Daten kann ein Bestimmtheitsmaß von 0,8853 ermittelt werden; der Korrelationskoeffizient für diese Messreihen beträgt 0,94. Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass die geringen Änderungen der Tensiometerwerte in der kontrolliert verdichteten Schicht der Stationen 2a und 2b vor allem in den Wintermonaten eine Folge der Luftdruckschwankungen sind. Die von den Luftdruckschwankungen aufgrund der geringen Gaswegigkeit der kontrolliert verdichteten Schicht verursachten Änderungen der Tensiometerwerte betragen jedoch nicht mehr als ± 2 kPa pro Tag. Diese geringen Schwankungen können bei der Interpretation der Tensiometerwerte vernachlässigt werden; die Tensiometerwerte werden im weiteren Verlauf der Arbeit als Wasserspannungen interpretiert.

Untersuchungen von Vielhaber (1995) ergaben vergleichbare Ergebnisse.

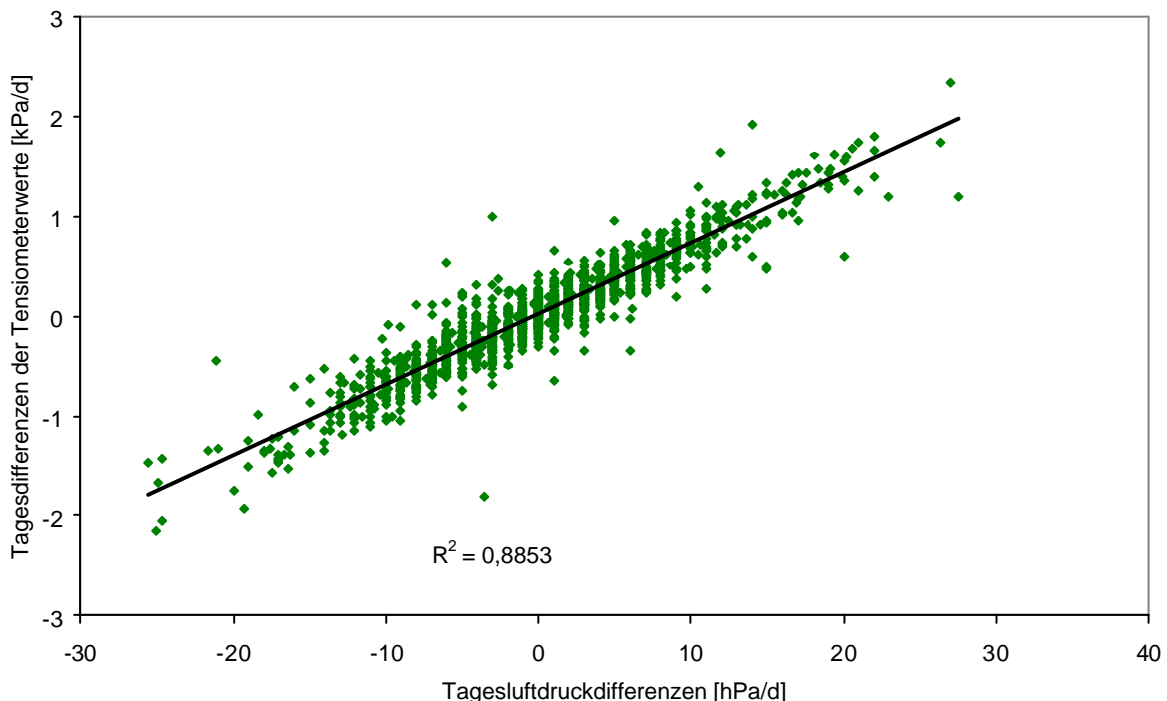


Abb. 6.11: Tägliche Differenzen der Tensiometerwerte [kPa/d] auf Station 2b in 210 cm Tiefe und Tagesluftdruckdifferenzen [hPa/d] im Zeitraum 04.09.1999 bis 31.12.2003 (Anzahl der Werte: 1580; R^2 : Bestimmtheitsmaß)

Auf Station 2b (ohne Drainageschicht) ist für alle Messtiefen in der kontrolliert verdichteten Schicht eine höhere Korrelation zwischen den täglichen Differenzen der Tensiometerwerte [kPa/d] und den Tagesluftdruckdifferenzen [hPa/d] ermittelt worden als auf Station 2a (mit Drainageschicht in 130 bis 150 cm Tiefe) (Tab. 6.11). Ein hoher Korrelationskoeffizient ist für die täglichen Differenzen der Tensiometerwerte [kPa/d] und den Tagesluftdruckdifferenzen [hPa/d] in der Rekultivierungsschicht auf Station 2b in 120 cm Tiefe berechnet worden. Dieser hohe Korrelationskoeffizient zwischen den zwei Messreihen weist daraufhin, dass auf Station 2b in 120 cm Tiefe eine geringe Gaswegigkeit vorhanden ist. Der Frage, ob die geringere Menge an den Luftdruck leitenden Poren in dieser Messtiefe auf eine höhere Verdichtung des Bodens in dieser Messtiefe oder aufgrund der Wassersättigung des Bodens zurückzuführen ist, soll in Kapitel 6.4.2 weiter nachgegangen werden.

Tab. 6.11: Korrelationskoeffizienten der täglichen Differenzen der Tensiometerwerte [kPa/d] und der Tagesluftdruckdifferenzen [hPa/d] (Zeitraum 04.09.99 bis 31.12.2003; Anzahl der Werte: 1580)

	Station 2a		Station 2b	
30 cm		-0,03		-0,05
60 cm	Rekultivierungsschicht	0,03	Rekultivierungsschicht	0,01
90 cm		0,26		0,16
120 cm		0,34		0,79
150 cm	Drainageschicht	0,01	Kontrolliert verdichtete Schicht	0,88
180 cm	Kontrolliert verdichtete Schicht	0,82		0,92
210 cm		0,89		0,94

Auf Station 1a und 1b kann in keiner Tiefe ein Einfluss des Luftdruckes auf die Tensiometerwerte beobachtet werden. Die Gaswegigkeit des für diese Oberflächenabdeckungen verwendeten Materials entspricht dem von natürlichen Böden und ist nicht derart verdichtet worden, dass dies eine Verringerung der Gaswegigkeit zur Folge gehabt hätte.

6.2.4 Haude-Verdunstung

Mit Hilfe der Haude-Formel wird die potentielle Verdunstung aus der relativen Feuchtigkeit und der Lufttemperatur um 14:00 Uhr mittlere Ortszeit berechnet. Weiteres zur Berechnung der Haude-Verdunstung in Kapitel 5.3.2.3.

Für die hydrologischen Sommerhalbjahre (Zeitraum Mai bis Oktober) wird aus den Wetterdaten der Wetterstation Castrop-Rauxel mit Hilfe der Haude-Formel eine potentielle Verdunstung zwischen 493,7 mm im Sommer 2002 und 633,7 mm im Sommer 2003 berechnet. Die höchste potentielle Verdunstung des gesamten Versuchszeitraumes im hydrologischen Sommerhalbjahr 2003 ist aufgrund der in Kapitel 6.2.1 und 6.2.2 ausgeführten Beobachtungen zu erwarten.

In den hydrologischen Winterhalbjahren (November bis April) des Versuchszeitraumes beträgt die potentielle Verdunstung 125,8 bis 200,5 mm. Die gegenüber den übrigen Versuchsjahren erhöhte potentielle Verdunstung im hydrologischen Winterhalbjahr 2002/2003 ist auf die trockene und teilweise sehr warme Witterung von Februar bis April 2003 zurückzuführen.

Tab. 6.12: Niederschlag und Verdunstung nach Haude im Zeitraum 29.01.1999 bis 31.10.03

Zeitraum	29.01.99 - 31.10.03	29.01.- 30.04.99	01.05. - 31.10.99	01.11.99 30.04.00	01.05. - 31.10.00	01.11.00 30.04.01	01.05. - 31.10.01	01.11.01 30.04.02	01.05. - 31.10.02	01.11.02 30.04.03	01.05. - 31.10.03
Niederschlag [mm]	4119,4	197,1	386,9	516,0	516,0	389,1	358,4	516,7	411,8	409,5	417,9
Verdunstung nach Haude [mm]	3652,3	160,6	624,6	162,0	511,5	125,8	573,5	166,6	493,7	200,5	633,7

Die ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft (2002) bestimmte aus einer Vielzahl von Messreihen wägbare Lysimeter bei unterschiedlichem Boden und Bewuchs die Verdunstung in den Wintermonaten in unserer Klimaregion bei etwa 0,1 mm/d bis 0,3 mm/d ; an einem Sommertag erreicht die Verdunstung durchschnittlich 2 mm/d bis 3 mm/d. In Einzelfällen sind Verdunstungsraten von bis zu 14 mm/d über voll entwickelten landwirtschaftlichen Beständen an Sommertagen mit entsprechender Energiezufuhr und unmittelbar nach stärkeren Niederschlägen beobachtet worden.

Die aus der Haude-Verdunstung ermittelte potentielle Verdunstung beträgt in den Wintermonaten durchschnittlich 0,7 bis 1,1 mm/d; in den Sommermonaten 2,7 bis 3,5

mm/d. Folgt man den Angaben nach ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft (2002), findet vor allem in den Wintermonaten eine Überschätzung der Verdunstung über die Haude-Formel statt. Über die Haude-Formel wird eine um 8% größere Verdunstung als nach der Gas-Referenzverdunstung nach Wendling (1995) ermittelt (siehe auch Kapitel 5.3.2.3).

Als klimatische Wasserbilanz wird die Differenz aus der Niederschlagssumme (Fehler bei der Niederschlagsbestimmung siehe Kapitel 5.3.2.1) und der Summe der potentiellen Verdunstung über Gras bezeichnet. Sie stellt die Wassermenge dar, die bei positiver Wasserbilanz für den ober- bzw. unterirdischen Abfluss und die Bodenwasserspeicherung zur Verfügung steht. Bei negativer Wasserbilanz wird die potentielle Verdunstung durch das zur Verfügung stehende Wasserangebot – Niederschlag und Bodenwasserspeicher – begrenzt.

Nur im Versuchsjahr 2003, das durch eine sehr trockene und warme Witterung gekennzeichnet ist, ist die klimatische Jahreswasserbilanz negativ (Abb. 6.12). In den Monaten Februar bis September 2003 ist die klimatische Monatswasserbilanz durchgängig negativ. In den Versuchsjahren 1999 bis 2002 sind erst ab April bzw. Mai die klimatischen Monatswasserbilanzen negativ. Die Anzahl der Monate mit negativer klimatischer Monatswasserbilanz ist in diesen Versuchsjahren mit 4 bis 6 Monaten auch geringer als im Versuchsjahr 2003.

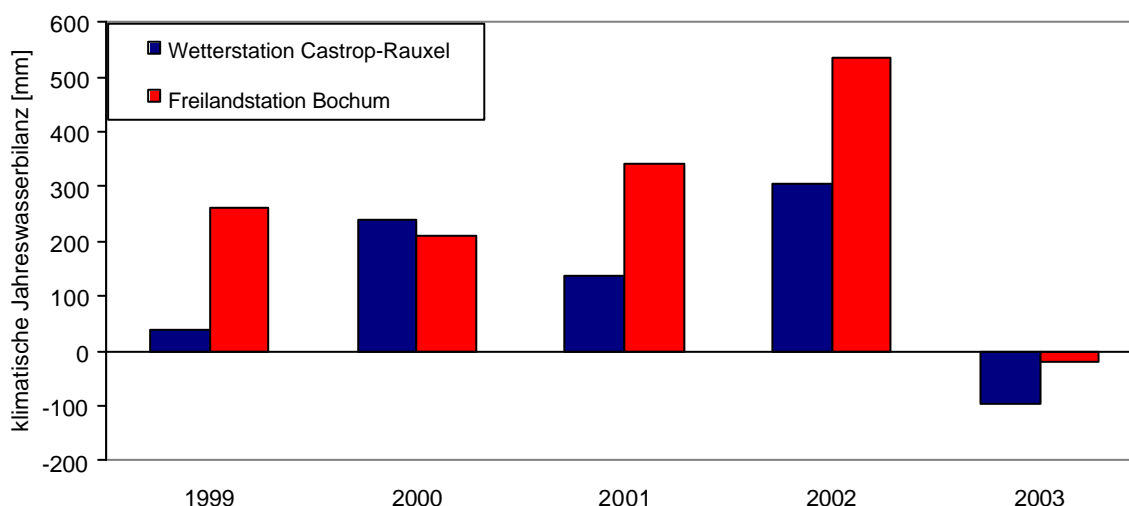


Abb. 6.12: Klimatische Jahreswasserbilanzen der Wetterstation Castrop-Rauxel und der Freilandstation Bochum (1999-2003)

6.2.5 Einordnung der Versuchsjahre

Die Gegenüberstellung der sowohl auf der Wetterstation Castrop-Rauxel als auch auf den Wetterstationen in der Stadt und im Freiland von Bochum gemessenen Niederschläge sowie der Haude-Verdunstung und der klimatischen Wasserbilanz ermöglicht eine Einschätzung der Witterung und des witterungsabhängigen Wasserhaushalts während der Messperiode.

Die Gegenüberstellung der auf der Wetterstation Castrop-Rauxel mit denen der auf der Stadtstation in Bochum gewonnenen Daten, dient der Einordnung in einen fast 100-jährigen Zeitraum. Der Vergleich mit den auf der Freilandstation ermittelten Daten erfolgt, da extreme Witterungsereignisse sich im Freiland und in der Stadt anders ausprägen. Im Freiland z.B. kühlt es sich nachts viel stärker ab als in der Stadt. Die Wetterstation Deponie Castrop-Rauxel weist wie die Freilandstation Bochum eine exponierte Lage auf.

Wie auch auf der Freilandstation Bochum wird im Versuchszeitraum 1999 bis 2003 auf der Wetterstation Castrop-Rauxel der geringste Jahresniederschlag im Jahr 2003 und der höchste Niederschlag im Versuchsjahr 2002 aufgezeichnet. Der Korrelationskoeffizient der auf der Freilandstation Bochum und in Castrop-Rauxel gemessenen Monatsniederschläge in den 5 Untersuchungsjahren beträgt minimal 0,63 im Jahr 2001 und maximal 0,94 im Jahr 2000.

Die auf der Freilandstation Bochum gemessene Jahresdurchschnittstemperatur liegt in allen 5 Versuchsjahren sowohl über der langjährigen mittleren Jahresdurchschnittstemperatur der Freilandstation Bochum als auch der Stadtstation Bochum. Somit handelt es sich im Versuchszeitraum um überdurchschnittlich warme Jahre.

Für die Versuchsjahre 1999 bis 2003 wird über die gemessenen Wetterdaten Lufttemperatur und relative Feuchte um 14:00 Uhr der Freilandstation Bochum eine jährliche potentielle Verdunstung nach Haude von 620 mm im Jahr 2002 und 828 mm im Jahr 2003 berechnet (Abb. 6.13). Mit Ausnahme des Versuchsjahres 2000 wird mit den Wetterdaten der Wetterstation Castrop-Rauxel eine um 20 bis 42 mm größere Verdunstung berechnet. Die gegenüber der Verdunstung in Castrop-Rauxel geringere potentielle Verdunstung auf der Freilandstation Bochum im Jahr 2000 ist darauf zurück zu führen, dass im Jahr 2000 bei maximaler Jahresmitteltemperatur im Versuchszeitraum ein für die Freilandstation Bochum relativ geringer Jahresniederschlag gemessen worden ist. Auf der Wetterstation Castrop-Rauxel sind im Vergleich

dazu bei einer mittleren Jahresmitteltemperatur die zweithöchsten Jahresniederschläge im Versuchszeitraum aufgezeichnet worden.

Im Versuchsjahr 2003 wird sowohl für die Freilandstation Bochum als auch für die Wetterstation auf der Deponie Castrop-Rauxel die größte potentielle Verdunstung des Versuchszeitraums berechnet. Dies hat, wie die Abb. 6.12 zeigt, zur Folge, dass im Versuchsjahr 2003 eine negative klimatische Wasserbilanz vorliegt.

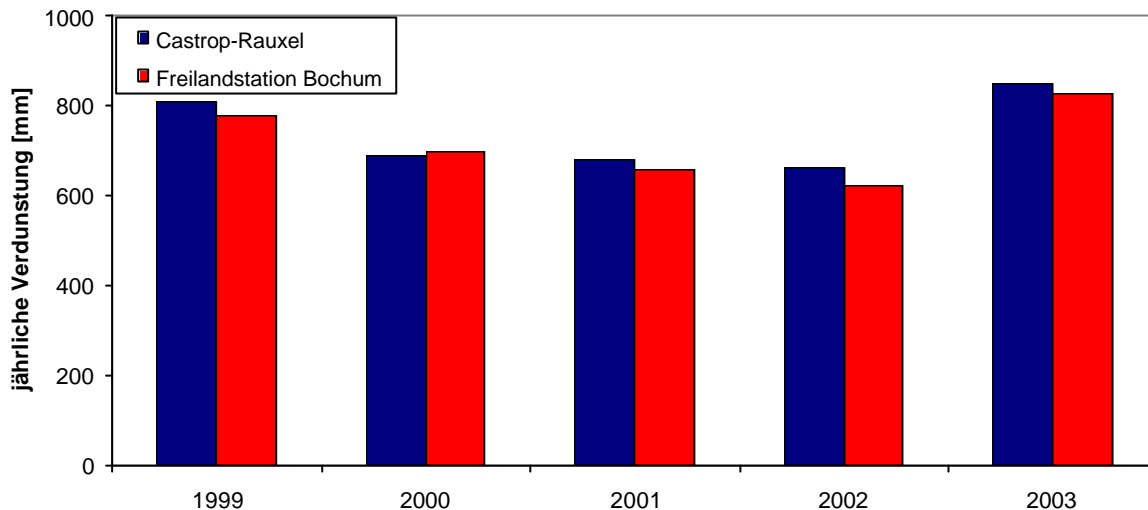


Abb. 6.13: Potentielle jährliche Verdunstung nach Haude berechnet aus den Wetterdaten der Wetterstation Castrop-Rauxel und der Freilandstation Bochum für die Versuchsjahre 1999 bis 2003 [mm]

Im Hydrologischen Atlas von Deutschland (2000) wird die potentielle Verdunstung in Bochum mit 575 bis 600 mm angegeben. Die Berechnung erfolgt über das Verfahren der Gras-Referenzverdunstung nach Wendling (1995). Der Hydrologische Atlas von Deutschland gibt an, dass über die Verdunstungs-Berechnung nach Haude im Durchschnitt in Deutschland eine um 8 % größere potentielle Verdunstung ermittelt wird, als über das Verfahren der Gras-Referenzverdunstung. Dies bedeutet eine mittlere potentielle Verdunstung nach Haude von 621 bis 648 mm in Bochum. Die im Rahmen dieser Arbeit ermittelte potentielle Verdunstung liegt – mit Ausnahme der potentiellen Verdunstung der Freilandstation Bochum im Jahr 2002 – über der zuvor genannten. Dies ist – wie bereits oben dargestellt – darauf zurückzuführen, dass die Versuchsjahre überdurchschnittlich warm sind.

In der Gesamtbetrachtung des Versuchszeitraums handelt es sich bei den Versuchsjahren 2000 und 2002 um relativ feuchte und kalte Jahre, dem gegenüber muss das

Versuchsjahr 1999 als trocken und warm und das Jahr 2003 als feucht und warm angesehen werden.

6.3 Ergebnisse der bodenhydrologischen Untersuchungen

6.3.1 Station 1

6.3.1.1 Wasserspannungen

Die Änderungen der Wasserspannungen in verschiedenen Tiefen des Bodens werden für den Zeitraum Januar 1999 bis Dezember 2003 in den Abb. 6.14 und Abb. 6.15 dargestellt. Die Darstellung der Wasserspannungen erfolgt in Isoplethen-Diagrammen. In diesen Diagrammen sind auf der x-Achse der Versuchszeitraum und auf der y-Achse die Messtiefen abgebildet. Mit Hilfe der Farbskala kann für einen bestimmten Zeitraum und eine bestimmte Messtiefe der Saugspannungsbereich abgelesen werden.

Die **Wasserspannungen** spiegeln auf den Stationen 1a und 1b eine ähnliche Dynamik wider. Auf beiden Stationen ist ein jahrestypischer Verlauf der Wasserspannungen zu sehen.

In den Winterhalbjahren (November bis April) liegen auf Station 1a die Wasserspannungen in allen Messtiefen im Bereich der Wassersättigung. Der Beginn der Vegetationsperiode ist in jedem Jahr durch eine über die Tiefe zeitlich versetzte Abtrocknung des Bodens gekennzeichnet.

Auf Station 1a werden an 86 Tagen (2003 in 120 cm Tiefe) bis 176 Tage im Jahr (1999 in 90 cm Tiefe) in den Messtiefen 90 und 120 cm Wasserstau (Wasserspannungen < 1 hPa) gemessen. In den darüber liegenden Messtiefen treten nur an maximal 47 Tagen im Jahr Wasserspannungen < 1 hPa auf. In den Messtiefen 150 bis 210 cm betragen die Wasserspannungen nur an 14 bis 87 Tagen < 1 hPa.

Die tägliche Änderung der Wasserspannungen in den Messtiefen 30 bis 120 cm korreliert negativ mit dem Faktor 0,51 (120 cm Tiefe) bis 0,65 (60 cm Tiefe) mit dem Tagesniederschlag. In den darunter liegenden Messtiefen beträgt der maximale Korrelationsfaktor -0,38.

Die zuvor dargestellten Auswertungen der Wasserspannungen deuten auf eine auf Station 1a zwischen den Messtiefen 120 und 150 cm liegende Stauschicht hin. Die im Erdbaulabor Hennig ermittelten gesättigten Wasserleitfähigkeiten k_s (siehe Tab. 6.1), Trockendichten und Verdichtungsgrade geben hierauf jedoch keine Hinweise. Die für Station 1a gewonnenen pF-Kurven (siehe Abb. 6.4) zeigen für die Probe aus

125 cm Tiefe das geringste Porenvolumina an. Die oberhalb dieser Messtiefe gewonnen Proben haben – mit Ausnahme derjenigen von der Probenahmestelle 50 II – ein um mehr als 15 % größeres Porenvolumina.

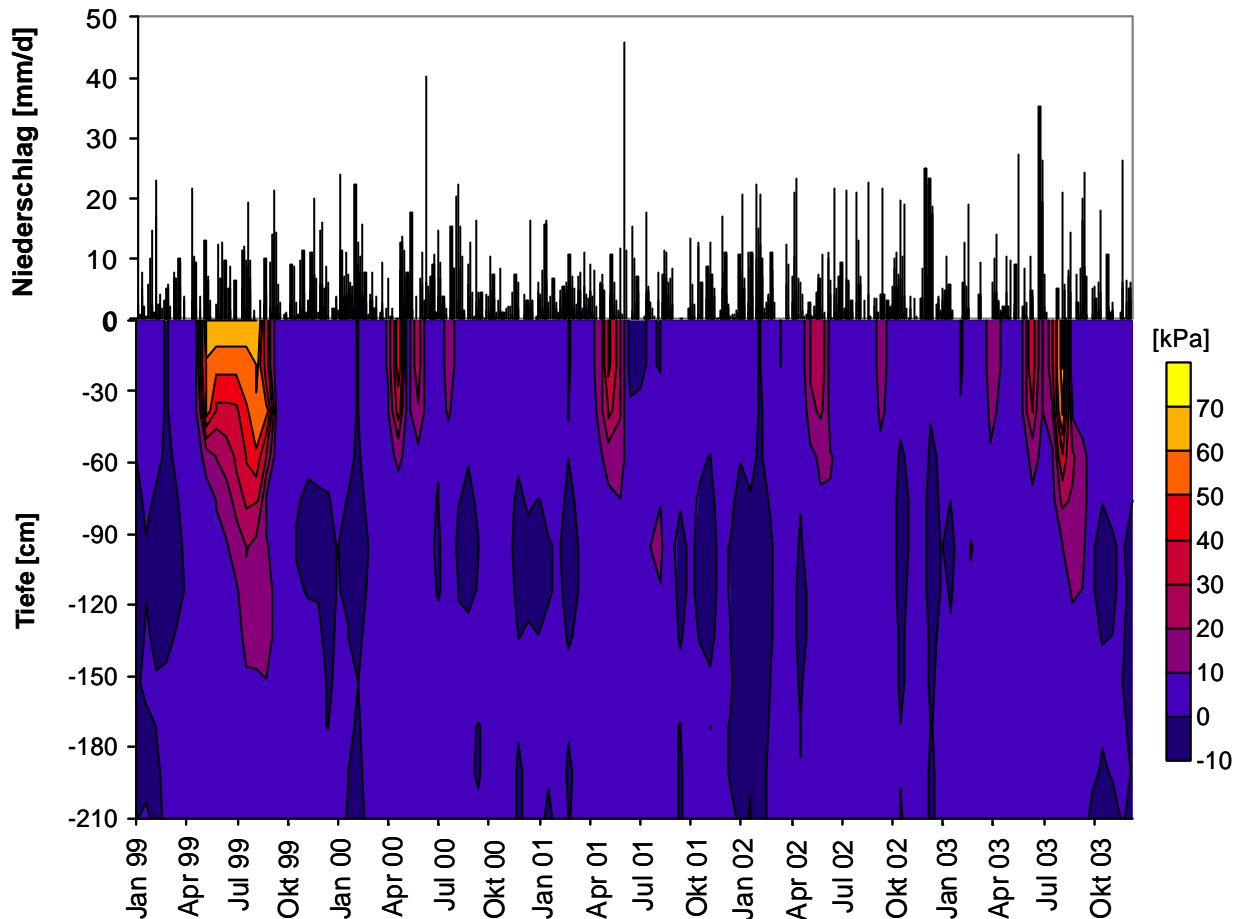


Abb. 6.14: Wasserspannung (kPa) über die Tiefe (30 – 210 cm) und Tagesniederschlag (mm) im Zeitraum 29.01.1999 – 31.12.2003, gemessen auf Station 1a

Die **Vegetationsunterschiede auf den Stationen 1a und 1b** spiegeln sich im Verlauf der Wasserspannungen in den Herbst- und Wintermonaten wider. Auf der mit höherer Vegetation bestandenen Fläche 1b führte die sommerliche Wasseraufnahme der Pflanzen auch aus tieferen Bodenschichten dazu, dass die Wasserspannungen in diesen Tiefen in den Wintermonaten erst sehr langsam wieder in den Bereich der Wassersättigung gelangen (Abb. 6.15). Wasserspannungen <10 kPa werden auf Station 1b nach der sommerlichen Abtrocknung in 180 cm und 210 cm Tiefe in allen Versuchsjahren erst wieder zwischen Anfang Dezember und Anfang Januar gemessen.

Die Vegetationsunterschiede auf den Stationen 1a und 1b haben mit Ausnahme des Versuchsjahres 2003 nur einen sehr geringen Einfluss auf den Beginn der Abtrocknung des Bodens.

Auf Station 1b werden in den Sommerhalbjahren in allen Messtiefen höhere Wasserspannungen als an Station 1a gemessen. Eine Abtrocknung des Bodens kann auf Station 1b in allen Messtiefen beobachtet werden. Es kommt zu einem Messausfall von Tensiometern bis in 180 cm Tiefe. Die sommerliche Abtrocknung des Bodens reicht also bis in Tiefen von >2 m. Die in vielen Literaturstellen (Egloffstein und Burkhardt, 2001a) angegebene Mächtigkeit für die Rekultivierungsschicht von = 2 m an Standorten mit Baumbewuchs muss daher bei dem auf dieser Station als Rekultivierungsmaterial verwendeten Boden als zu gering angesehen werden, wenn zwischen Rekultivierungsschicht und kontrolliert verdichteten Schicht keine Durchwurzelungssperre eingebaut wird.

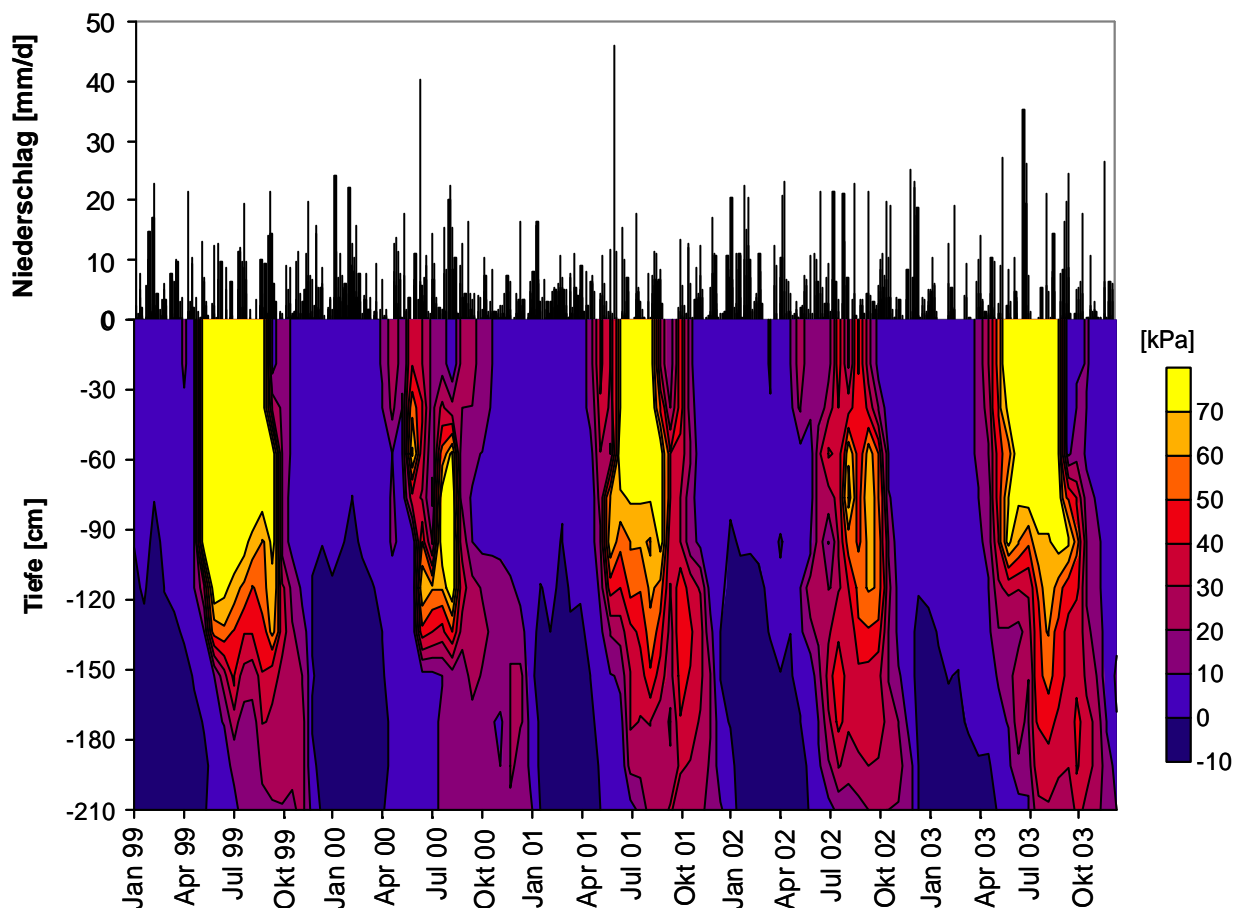


Abb. 6.15: Wasserspannung (kPa) über die Tiefe (30 – 210 cm) und Tagesniederschlag (mm) im Zeitraum 29.01.1999 – 31.12.2003, gemessen auf Station 1b

6.3.1.2 Wassergehalte

Auf **Station 1a** werden die volumetrischen Wassergehalte im Oberboden bis 60 cm Tiefe wöchentlich mit einer TDR-Sonde gemessen. In der Abb. 6.16 sind die Mittelwerte der Wassergehalte aus allen 6 Sondenrohren dargestellt (Zeitraum März 1999 bis Dezember 2003). Diese Zeitreihen geben für das Abdeckmaterial ein plausibles Bild der Wassergehaltsänderungen mit deutlichen Reaktionen auf Witterungswechsel wieder, das die Ergebnisse der Wasserspannungsmessungen bestätigt.

Zeitgleich mit der mittels Tensiometer gemessenen Zunahme der Wasserspannungen auf > 10 kPa in 30 cm Tiefe im Frühjahr der Versuchsjahre 1999 bis 2003 (siehe Kapitel 6.3.1.1) wird mittels TDR in den Messtiefen 10 bis 30 cm eine Abnahme der Wassergehalte < 30 Vol.-% gemessen. Die Zunahme der Wassergehalte in 10 bis 30 cm Tiefe auf > 30 Vol.-% im Herbst wird zum gleichen Zeitraum ermittelt wie die Abnahme der Wasserspannungen in 30 cm Tiefe auf < 10 kPa.

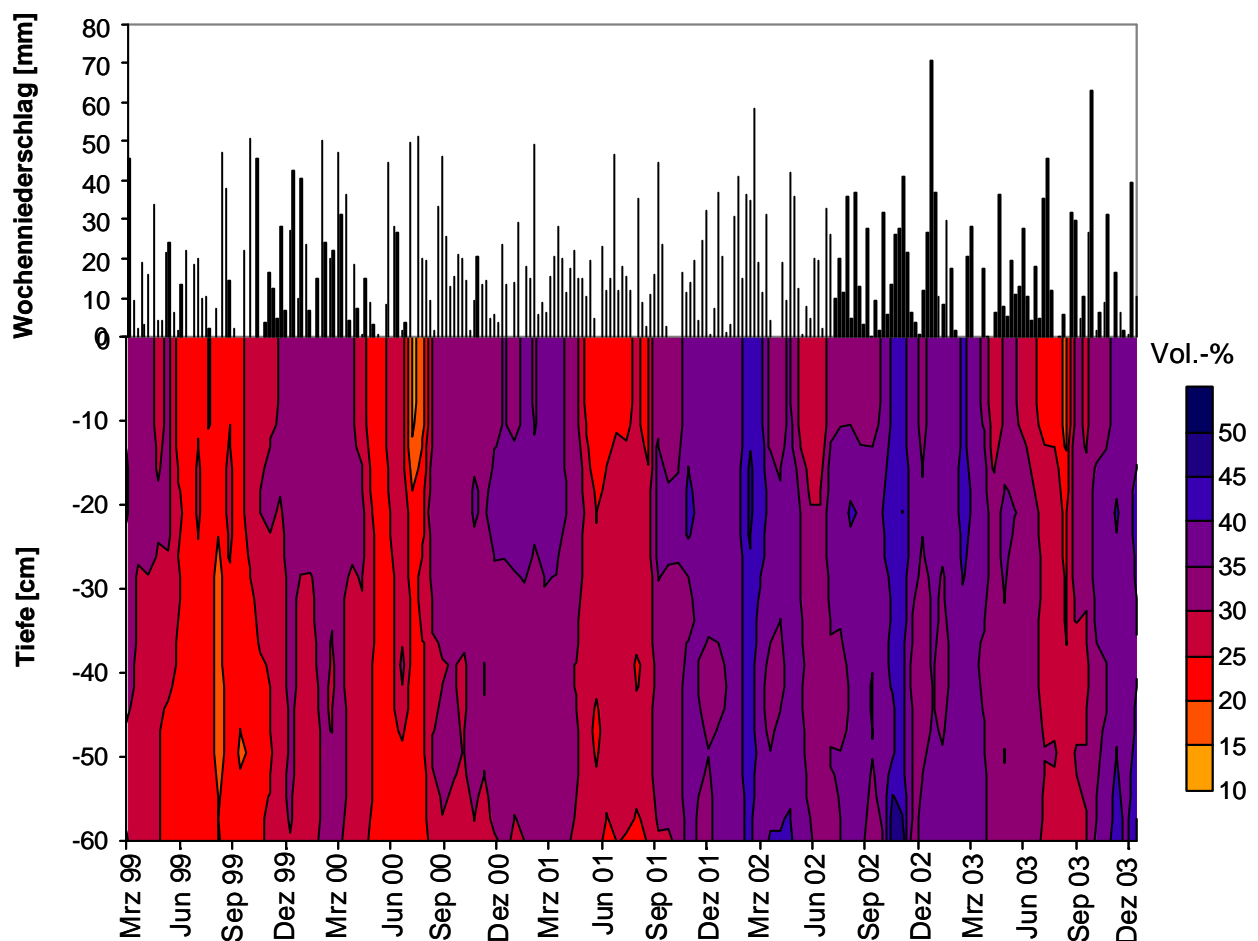


Abb. 6.16: Wassergehalt (Vol.-%) (Wochenmittelwerte der TDR-Handsondenmessungen) über die Tiefe (10 – 60 cm) und Wochenniederschlag (mm), gemessen auf Station 1a

Im Versuchsjahr 1999 werden auf Station 1a in allen Messtiefen die geringsten Wassergehalte des gesamten Versuchszeitraumes gemessen; sie liegen in allen Messtiefen unter 19 Vol.-%. Im Versuchsjahr 2002 liegen im gesamten mittels TDR beobachteten Bodenprofil zu keinem Zeitpunkt die Wassergehalte <20 Vol.-%. Die einmal wöchentlich durchgeführten Wassergehaltsmessungen mittels TDR zeichnen – wie auch die Wasserspannungsmessungen – in den hydrologischen Sommerhalbjahren die durch Niederschlagssummen und Temperaturverlauf zu erwartende hygrische Abstufung nach: 2003 ist eine etwas geringere Abtrocknung des Bodens gemessen worden als 2001, jedoch eine sehr viel stärkere als 2002.

Auf **Station 1b** werden die volumetrischen Wassergehalte im Oberboden bis 70 cm Tiefe gemessen. In der Abb. 6.17 sind die Mittelwerte aus den 4 Sondenrohren dargestellt (Zeitraum März 1999 bis Dezember 2003). Diese Zeitreihen geben für das Abdeckmaterial ein plausibles Bild der Wassergehaltsänderungen mit deutlichen Reaktionen auf Witterungswechsel wieder, welches die Ergebnisse der Wasserspannungsmessungen bestätigt. Auf Station 1b werden mit Ausnahme des Versuchsjahres 2002 in den Messtiefen 20 bis 50 cm minimale Wassergehalte zwischen 15,4 und 18,9 Vol.-% gemessen. In 60 und 70 cm Tiefe betragen die minimal gemessenen Wassergehalte in den Versuchsjahren 1999 bis 2001 und 2003 19,2 bis 23 Vol.-%. Die durch die klimatische Wasserbilanz zu erwartende geringste Abtrocknung ist auf Station 1b im hydrologischen Sommerhalbjahr 2002 gemessen worden.

Wie auch auf Station 1a werden zeitgleich mit den Wasserspannungsmessungen mittels TDR die Abtrocknung und Wiederbefeuchtung des Bodens gemessen. Bei Zunahme der Wasserspannungen auf > 10 kPa in 30 cm Tiefe fallen die Wassergehalte auf Station 1b in den entsprechenden Tiefen auf < 25 Vol.-%.

Auf Station 1b werden in den Sommerhalbjahren in allen Messtiefen geringere Wassergehalte als auf Station 1a gemessen. Eine Abtrocknung des Bodens kann auf Station 1b in allen hydrologischen Sommerhalbjahren in allen Messtiefen beobachtet werden. Bedingt durch den Baum- und Strauch-Bewuchs auf Station 1b ist in dem durch die Wassergehaltsmessung erfassten Bodenprofil (10 bis 70 cm Tiefe) in den Versuchsjahren 1999 bis 2001 und 2003 trotz der unterschiedlichen Witterung die mittels TDR gemessene Abtrocknung in etwa gleich stark.

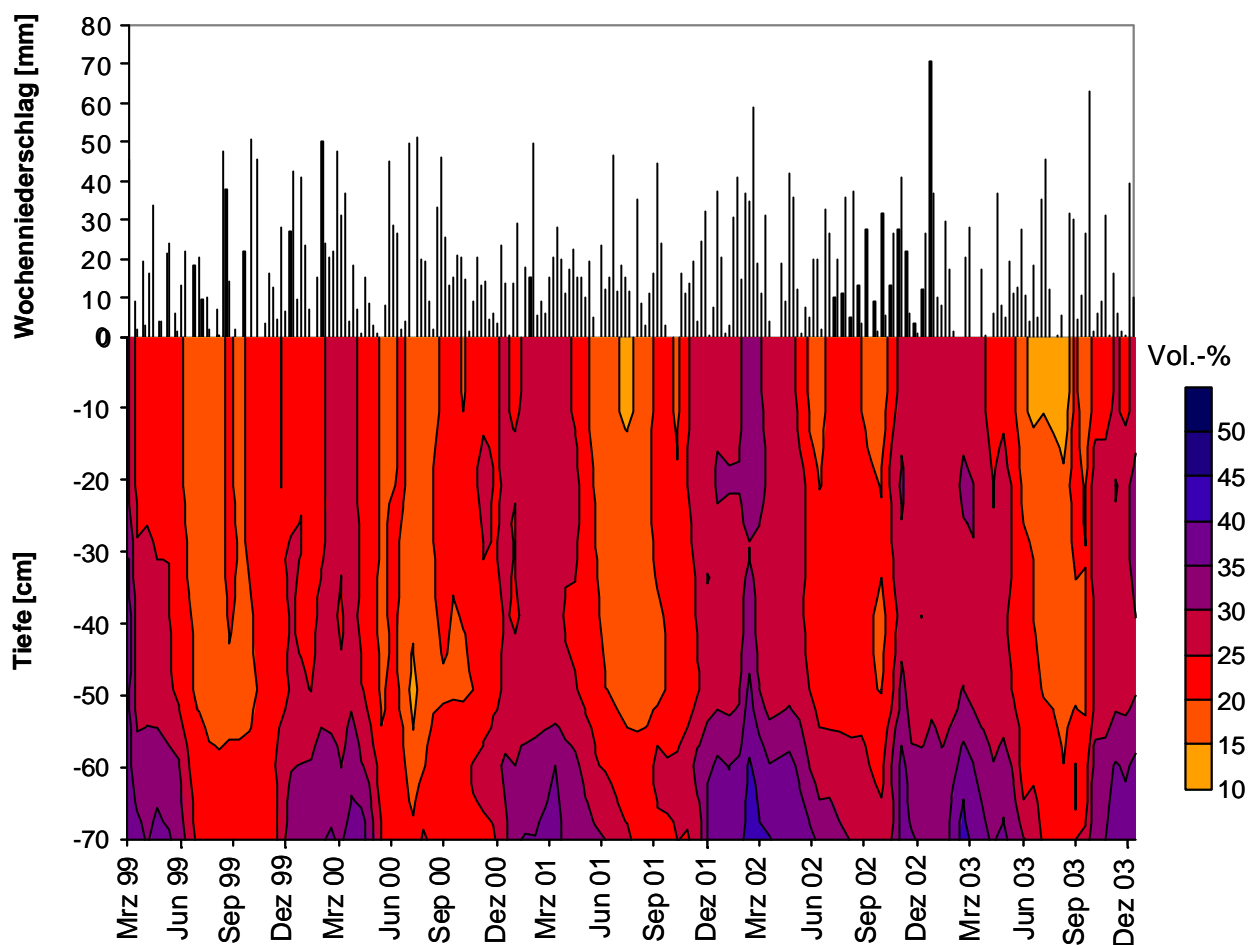


Abb. 6.17: Wassergehalt (Vol.-%) (Wochenmittelwerte der TDR-Handsondenmessungen) über die Tiefe (10 – 60 cm) und Wochenniederschlag (mm), gemessen auf Station 1b

6.3.1.3 Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehung der Gelände-Daten

Zur Ermittlung der Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehungen der im Gelände gewonnenen Daten sind den einmal wöchentlich mittels TDR gemessenen Wassergehalten die am selben Tag – aus den sechs in einer Messtiefe angeordneten Tensiometern – gemittelten Wasserspannungen um 7 Uhr gegenübergestellt worden. Die Wassergehalte (Θ) aus 10 bis 40 cm Tiefe sind mit den Wasserspannungen (ψ) aus 30 cm Tiefe und die Wassergehalte in 50 und 60 cm Tiefe mit den Wasserspannungen aus 60 cm Tiefe kombiniert worden. Somit ergeben sich für Station 1a und 1b im Versuchszeitraum 03.03.1999 bis 23.12.2003 sechs Wasserspannungs-Wassergehalts-Datenreihen mit jeweils 250 Wertepaaren. Von dem Tabellenkalkulationsprogramm Excel ist für jede Datenreihe eine lineare Trendlinie für die Wertepaare ermittelt worden. Aus ca. 10 bis 20 Wertepaaren, die die lineare Trendlinie am besten

wiedergeben, sind für jede Datenreihe mit dem Programm RETC (RETention Curve (Van Genuchten, Leij et al., 1991) die van-Genuchten-Parameter bestimmt worden.

Aus den van-Genuchten-Parametern kann dann zu jeder vorgegebenen Wasserspannung der Wassergehalt und umgekehrt berechnet werden. Somit können Wasserspannungs-Wassergehaltskurven dargestellt werden (Abb. 6.18 und Abb. 6.19).

In der Abb. 6.18 ist deutlich zu sehen, dass auf **Station 1a** die Wasserspannungs-Wassergehaltskurven – mit Ausnahme der Wasserspannungs-Wassergehalts-Kombination Θ_{60}/ψ_{60} – bis zu einer Wasserspannung von 500 cm WS einen sehr ähnlichen Verlauf haben. Bei Wasserspannungen über 500 cm WS variieren die Steigungen der pF-Kurven. Die Kurve Θ_{60}/ψ_{60} weist oberhalb einer Wasserspannung von 10 cm WS mit geringer Zunahme der Wasserspannungen eine stärkere Abnahme der Wassergehalte auf, als die übrigen Wasserspannungs-Wassergehaltskurven der Station 1a. Die im Labor ermittelten pF-Kurven (siehe Abb. 6.4) der entsprechenden Tiefen weisen einen ähnlichen Verlauf auf, wie die aus den Gelände-Daten ermittelten Kurven. Jedoch liegen die Wassergehalte der Labor-Kurven bei Sättigung Θ_s mit 1 bis 3 Vol.-% über denen der Gelände-Kurven. Auch haben nach den Laborkurven erst Wasserspannungen > 100 cm WS eine Abnahme der Wassergehalte zur Folge. Die aus den Gelände-Daten ermittelten pF-Kurven zeigen, dass schon Wasserspannungen > 10 cm WS zu einer Abnahme der Wassergehalte führen. Diese Diskrepanz ergibt sich daraus, dass die Labor-Kurve eine reine Entwässerungskurve darstellt und die Gelände-Kurven aus Be- und Entwässerungskurven ermittelt worden sind.

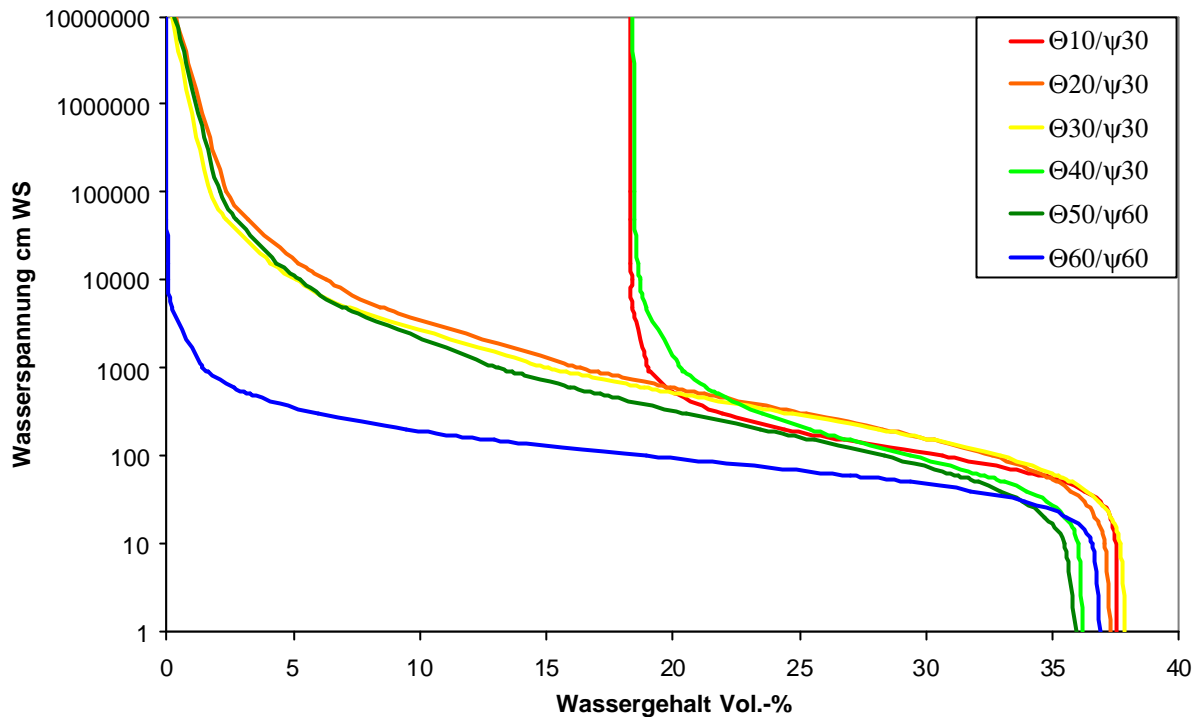


Abb. 6.18: Wasserspannungs-Wassergehaltskurven aus den Gelände-Daten über die Tiefe auf Station 1a (Zeitraum 03.03.1999 bis 23.12.2003)

Die für Station 1b ermittelten pF-Kurven aus den Gelände-Daten weisen für alle Datenreihen einen ähnlichen Verlauf auf (Abb. 6.19). Wie auch bei Station 1a führt eine Zunahme der Wasserspannungen zwischen 0 und 10 cm WS nur zu sehr geringen Wassergehaltsabnahmen. Oberhalb von 10 cm WS hat eine geringe Zunahme der Wasserspannung eine stärkere Abnahme der Wassergehalte zur Folge. Die Unterschiede zwischen Labor- und Gelände-Kurve sind entsprechend denen auf Station 1a; die Wassergehalte bei Sättigung im Labor sind höher als im Gelände (vergleiche Abb. 6.5 und Abb. 6.19). Zudem setzt bei den Labor-Kurven eine stärkere Abnahme der Wassergehalte bei geringer Zunahme der Wasserspannungen erst bei einer höheren Wasserspannung als bei den Gelände-Kurven ein.

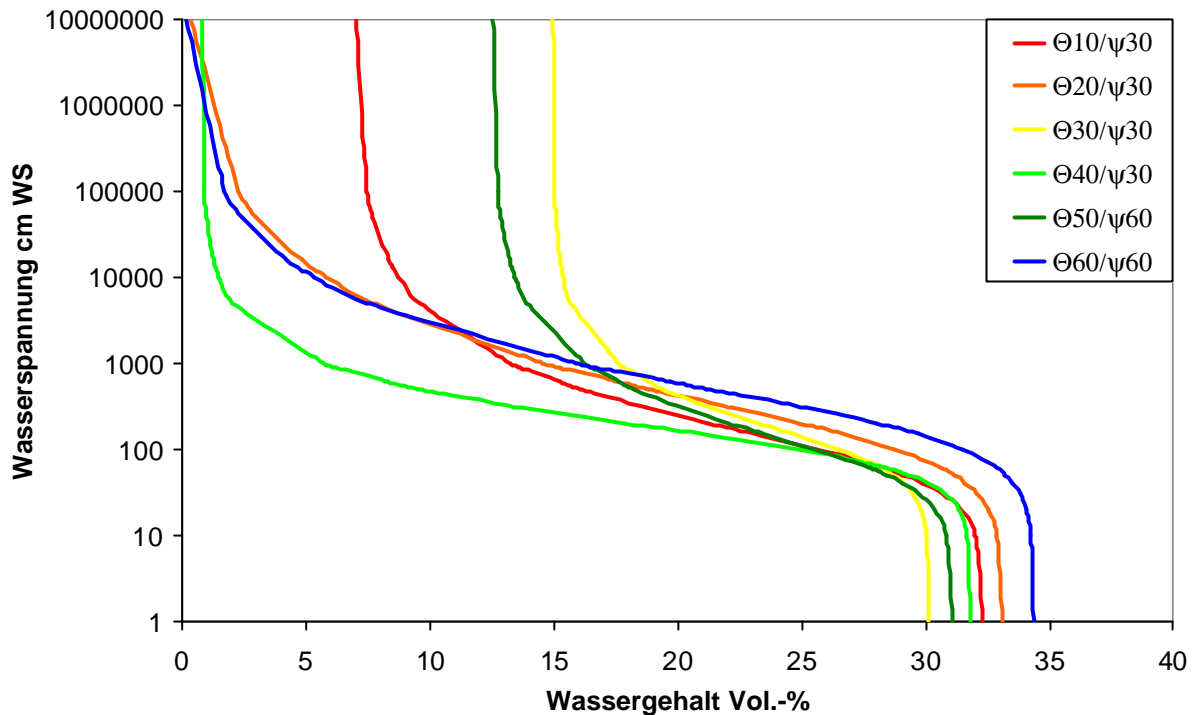


Abb. 6.19: Wasserspannungs-Wassergehaltskurven aus den Gelände-Daten über die Tiefe auf Station 1b (Zeitraum 03.03.1999 bis 23.12.2003)

6.3.1.4 Bodentemperatur

Die Temperatur im Oberboden – vor allem bis in 60 cm Tiefe – unterliegt im Gegensatz zum Unterboden Tagesschwankungen (Abb. 6.20). Der Oberboden erwärmt sich in den Monaten Mai bis September durch die Sonneneinstrahlung so stark, dass von der Geländeoberfläche mehr Wärme zur Unterkante der Abdeckung als in umgekehrte Richtung geleitet wird. Die höchsten Temperaturen sind auf **Station 1a** bis in 180 cm Tiefe im Sommer 2003 gemessen worden. In 210 cm Tiefe ist die maximale Temperatur im Sommer 1999 höher als die im Sommer 2003. Die geringsten Temperaturen sind im Februar/März 2003 aufgezeichnet worden. In den Monaten April bis September ist die Temperatur in 210 cm Tiefe niedriger als in 30 cm Tiefe. Aus den Daten lässt sich ein Temperaturgradient [K/m] berechnen, der im Sommer positiv ist und somit eine abwärts gerichtete Temperaturweitergabe anzeigt; im Winter ist der Temperaturgradient negativ (Abb. 6.21).

Im Versuchszeitraum 29.01.1999 bis 31.12.2003 beträgt auf Station 1a der maximale Temperaturgradient zwischen 150 und 210 cm Tiefe 3,9 K/m und der minimale – 4,2 K/m.

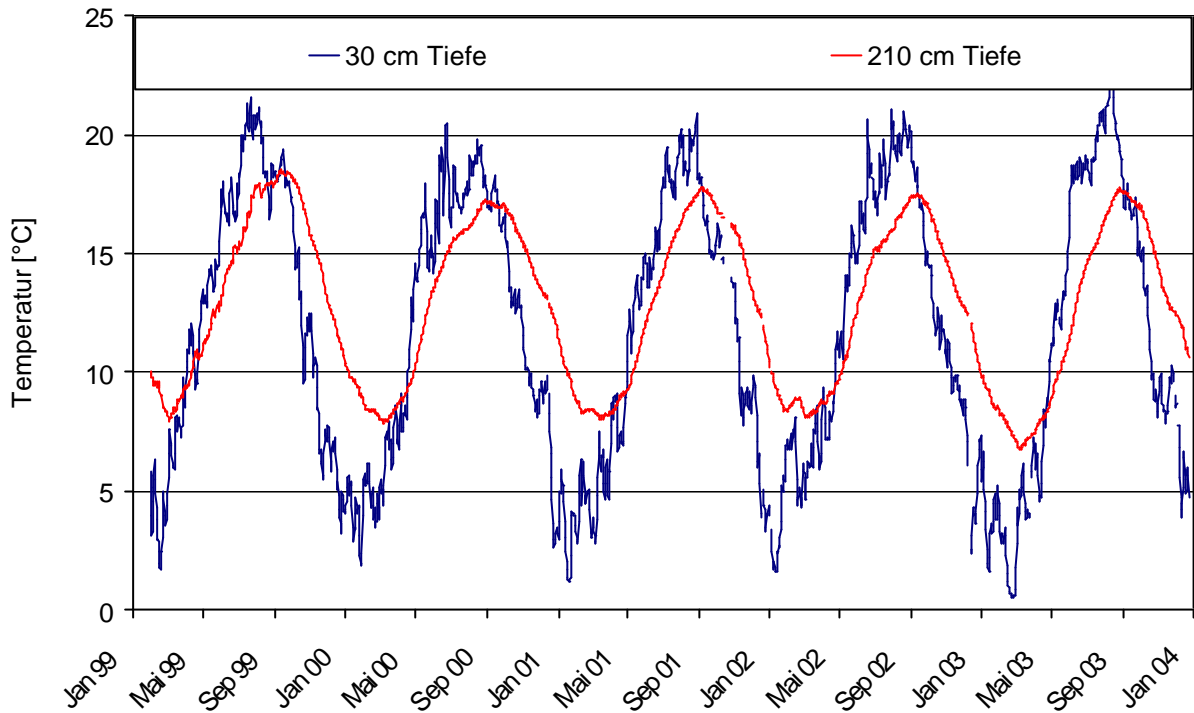


Abb. 6.20: Bodentemperatur in 30 und 210 cm Tiefe auf Station 1a für den Versuchszeitraum 29.01.1999 bis 31.12.2003

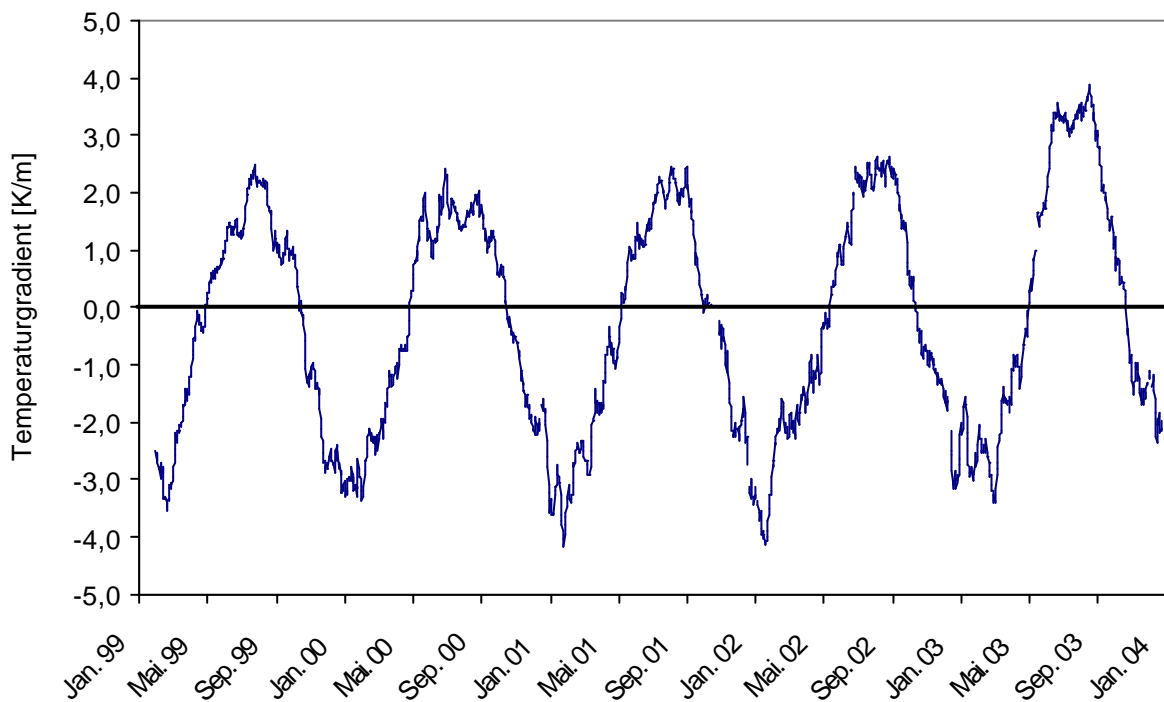


Abb. 6.21: Temperaturgradient zwischen den Messtiefen 150 und 210 cm auf Station 1a für den Versuchszeitraum 29.01.1999 bis 31.12.2003

Für **Station 1b** gelten zum Temperaturverlauf und zum Temperaturgradienten die gleichen Aussagen wie für Station 1a; die höchsten Temperaturen werden je nach

Messtiefe im Sommer 2003 (30 bis 90 cm Tiefe) oder im Sommer 1999 (120 bis 210 cm Tiefe) gemessen. Auf Station 1b beträgt im Versuchszeitraum 29.01.1999 bis 31.12.2003 der maximale Temperaturgradient zwischen 150 und 210 cm Tiefe 2,5 K/m und der minimale – 4,4 K/m.

6.3.2 Station 2

6.3.2.1 *Wasserspannungen*

Die Änderungen der Wasserspannungen über die Tiefe des Bodenaufbaus werden für den Zeitraum September 1999 bis Dezember 2003 in Abb. 6.22 und Abb. 6.23 dargestellt. Die Darstellung der Wasserspannungen erfolgt in Isoplethen-Diagrammen. In diesen Diagrammen sind auf der x-Achse der Versuchszeitraum und auf der y-Achse die Messtiefen abgebildet. Mit Hilfe der Farbskala kann dann für einen bestimmten Zeitraum und eine bestimmte Messtiefe der Wasserspannungsbe- reich abgelesen werden.

Die Wasserspannungen zeigen auf den Stationen 2a und 2b einen ähnlichen Verlauf. Auf beiden Stationen wird ein jahrestypischer Verlauf der Wasserspannungen wider- gespiegelt. In den Winterhalbjahren liegen die Wasserspannungen in allen Messtie- fen im Bereich der Wassersättigung. Der Beginn der Vegetationsperiode wird in je- dem Jahr durch eine über die Tiefe zeitlich versetzte Abtrocknung des Bodens ge- kennzeichnet. Die Abtrocknung der Rekultivierungsschicht in 30 cm Tiefe auf Was- serspannungen > 10 kPa erfolgt auf beiden Stationen mit Ausnahme des Frühjahrs 2002 fast gleichzeitig.

Die Vernässung des Bodens zu Beginn des Versuchszeitraums II (September 1999) ist darauf zurückzuführen, dass das Bodenmaterial während des Einbaus über die Winterperiode 1998/1999 sehr viel Niederschlagswasser speichern konnte.

Die trockene und warme Witterung im Sommer 2001 hat zur Folge, dass eine Ab- nahme der Wasserspannungen auf Station 2a bis in 120 cm Tiefe gemessen wird.

Die fehlende Granulatschicht führt im Sommerhalbjahr 2001 auf Station 2b auch in den unteren Messtiefen – innerhalb der kontrolliert verdichteten Schicht – zu einer Abtrocknung des Bodens; die Saugspannungen liegen hier kurzfristig bei ca. 10 bis 13 kPa, die hydraulischen Gradienten zeigen eine aufwärts gerichtete Wasserbewe- gung in der kontrolliert verdichteten Schicht an. Die Wasserspannungsmessungen

unterhalb von 30 cm Tiefe in den hydrologischen Sommerhalbjahren zeichnen die durch Niederschlagssummen und Temperaturverlauf zu erwartende hygrische Abstufung nach: 2003 ist eine etwas geringere Abtrocknung des Bodens gemessen worden als 2001, jedoch eine sehr viel stärkere als 2002.

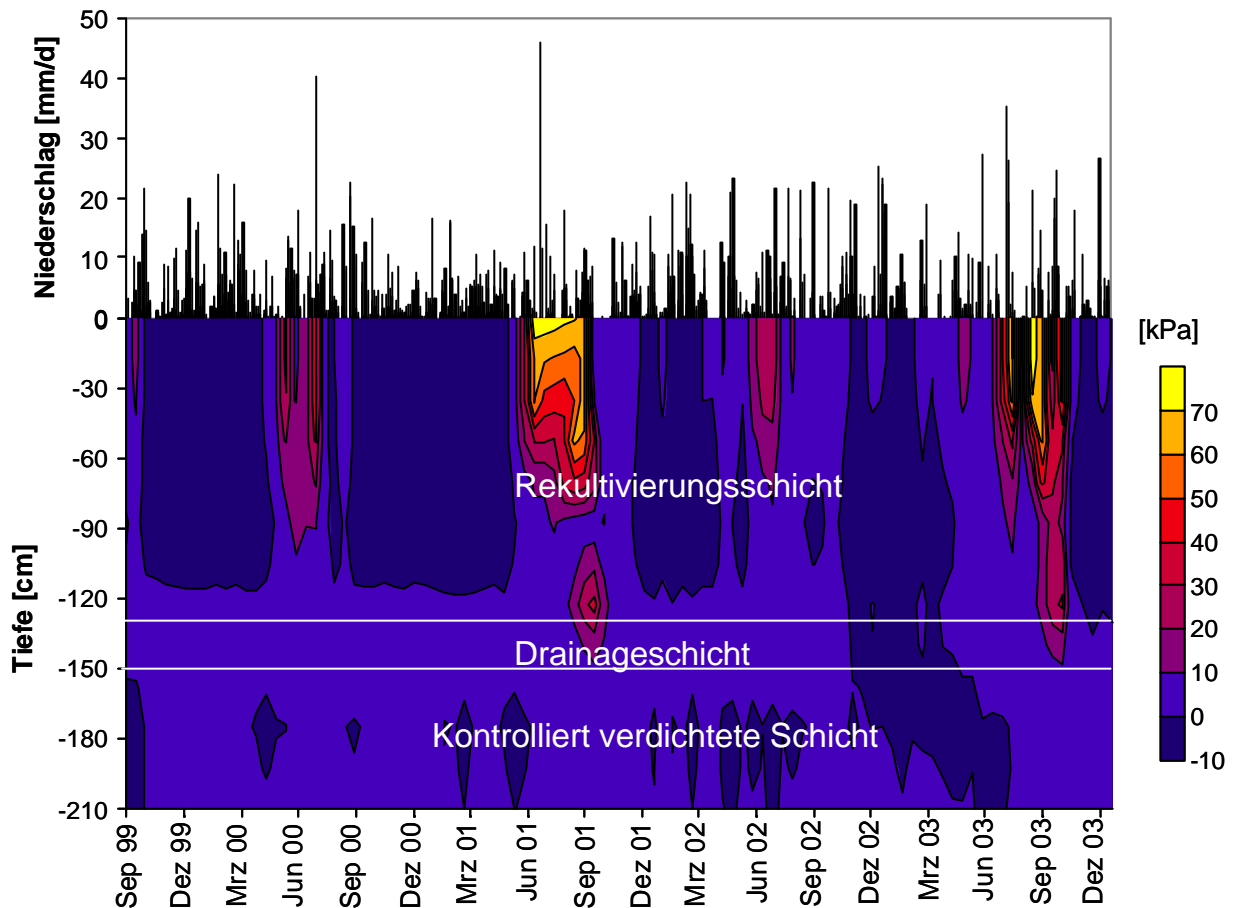


Abb. 6.22: Wasserspannung (kPa) über die Tiefe (30 – 210 cm) und Tagesniederschlag (mm) im Zeitraum 04.09.1999 – 31.12.2003, gemessen auf Station 2a

Auf **Station 2b** wird im Sommer 2003 auch in 60 cm Tiefe der Messbereich der Tensiometer überschritten. In den Tiefen 90 bis 210 cm entsprechen die maximal gemessenen Wasserspannungen denen, die auch im Sommer 2001 gemessen worden sind. Die durch die hydraulischen Gradienten bestimmte aufwärts gerichtete Wasserbewegung ist im Sommer 2003 etwas stärker als im Sommer 2001. Auf Station 2b zeigen die Wasserspannungsmessungen unterhalb von 60 cm Tiefe eine Station 2a entsprechende hygrische Abstufung nach.

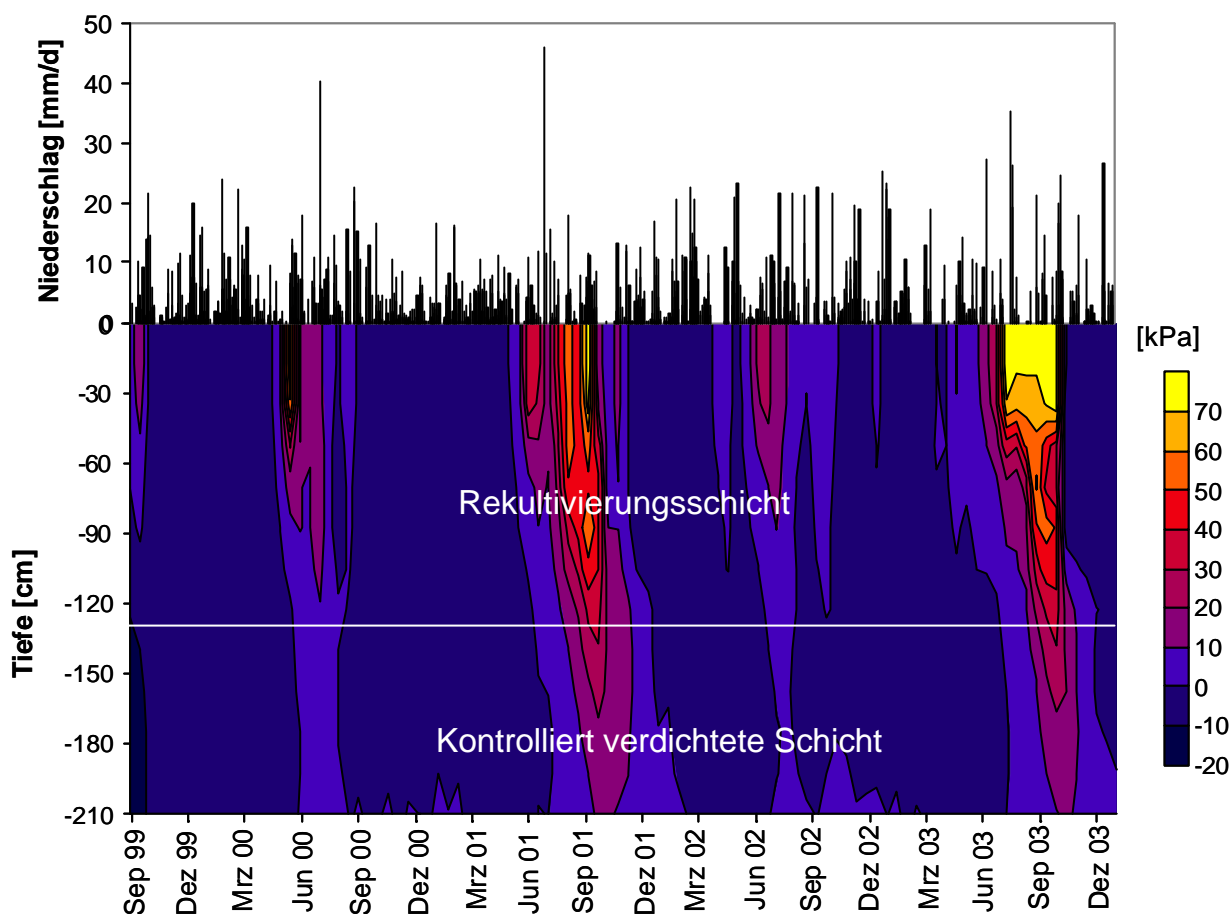


Abb. 6.23: Wasserspannung (kPa) über die Tiefe (30 – 210 cm) und Tagesniederschlag (mm) im Zeitraum 04.09.1999 – 31.12.2003, gemessen auf Station 2b

Der unterschiedliche Aufbau des Abdecksystems auf den Stationen 2a (mit Granulatschicht) und 2b (ohne Granulatschicht) zeigt sich in den Messtiefen unterhalb 120 cm. Auf **Station 2a** dient die zwischen Rekultivierungsboden und der kontrolliert verdichteten Schichten eingebaute Granulatschicht, die im Vergleich zu dem restlichen verwendeten Abdeckmaterialien einen sehr hohen Durchlässigkeitsbeiwert hat, als Barriere für den aufwärts gerichteten Wassertransport aus der kontrolliert verdichteten Schicht. Somit kommt es auf Station 2a in den Tiefen 150 – 210 cm zu keinen nennenswerten Wasserspannungsänderungen. Die Messwerte liegen in der kontrolliert verdichteten Schichten um den Sättigungspunkt. Die maximal im gesamten Versuchszeitraum in der kontrolliert verdichteten Schicht der Station 2a gemessenen Wasserspannungen in 150 cm Tiefe betragen 6 kPa (Oktober 2001). Das Fehlen einer Reaktion auf Tagesniederschläge in den unteren Tiefen (150 - 210 cm) der Station 2a ist auf das eingebaute Granulat zurückzuführen. Das Granulat dient auf dieser Station als Flächendrainage und führt das versickernde Niederschlagswasser lateral

ab. Die Entwässerungsschicht stellt einen für das Wurzelwachstum behindernden Korngrößensprung dar.

Die fehlende Granulatschicht führt auf **Station 2b** dagegen auch in den unteren Messtiefen zu einer Abtrocknung des Bodens in den Sommermonaten 2001 und 2003. In 210 cm Tiefe sind im Oktober 2003 maximale Wasserspannungen von 12 kPa gemessen worden. Die maximal in der kontrolliert verdichteten Schicht gemessenen Wasserspannungen in den Sommermonaten 2001 und 2003 sind nahezu identisch.

Nach Egloffstein und Burkhardt (2001b) ist bei einem mittleren Wasserbedarf der Pflanzen von etwa 300 mm während der Vegetationszeit eine hohe Speicherleistung des Bodens für pflanzenverfügbares Wasser bei vorübergehender Auffüllung nach Niederschlägen wahrscheinlich ausreichend, um im begrenzten Umfang von der Niederschlagsverteilung unabhängig zu sein und auf eine Wasserversorgung aus tieferen Schichten verzichten zu können. Für Station 2b ist in den hydrologischen Sommerhalbjahren 2000 und 2002 eine pflanzenverfügbare Wassermenge der Rekultivierungsschicht von 168 l/m² (siehe Kapitel 6.1.7) bei Niederschlägen von 412 l/m² bzw. 516 l/m² (Mai bis Oktober) bei einer mittleren Lufttemperatur (Mai bis Oktober) von 14,6 bis 15,0°C ausreichend, um eine Wasserversorgung des Bewuchses aus der kontrolliert verdichteten Schicht zu vermeiden. Bei Niederschlägen von 418 l/m² im Sommer 2003 ist aufgrund der höheren mittleren Lufttemperatur von Mai bis Oktober von 16,3°C und die damit einhergehende größere Verdunstung die pflanzenverfügbare Wassermenge der Rekultivierungsschicht auf Station 2b nicht ausreichend, um einen geringen Wassertransport aus dem Unterboden in den Oberboden zu verhindern. Im Sommer 2001 ist die pflanzenverfügbare Wassermenge in der Rekultivierungsschicht aufgrund der geringen sommerlichen Niederschläge von nur 360 l/m² bei einer mittleren Lufttemperatur von 14,7 °C nicht ausreichend, um die Pflanzen ohne Wasserentzug aus der kontrolliert verdichteten Schicht ausreichend mit Wasser zu versorgen.

Darstellung von Wasserspannungen der nebeneinander stehenden Tensiometer:

Auf den Versuchsfeldern werden in sieben Tiefen mit je sechs Parallelen die Wasserspannungen bestimmt, und daraus der harmonische Mittelwert berechnet, der für

die Erstellung der Abb. 6.22 und Abb. 6.23 sowie für die Berechnung der Wasserbilanzen verwendet wird. In Abb. 6.24 sind beispielhaft die sechs parallelen Messungen in 120 cm Tiefe auf Station 2b im Jahr 2001 dargestellt. Die Abb. 6.24 zeigt, dass die sechs Parallelen einer Tiefe eine große Übereinstimmung in Kurvenverlauf aufweisen. Die einzelnen Messwerte der sechs Parallelen weisen bei geringeren Wasserspannungen eine geringere Abweichung voneinander auf als bei zunehmenden Wasserspannungen. Die Kurven in Abb. 6.24 weisen mit 0,4 im Frühjahr die geringsten Abweichungen und mit 7,6 im September die größten Abweichungen vom Mittelwert auf. Die Größe der Abweichungen vom Mittelwert variieren neben der Zeit und den Stationen vor allem auch deutlich zwischen den Messtiefen.

Die Unterschiede zwischen den Ablesewerten von nebeneinander stehenden Tensiometern nehmen mit zunehmenden Wasserspannungen zu. Die Ursache hierfür liegt in der Heterogenität der Verteilung der Wasserspannungen im Boden. Denn je höher die Wasserspannung ist, desto kleiner ist auch die dazugehörige Wasserleitfähigkeit und umso langsamer gleichen sich die Wasserspannungsdifferenzen in benachbarten Bodenpartien aus.

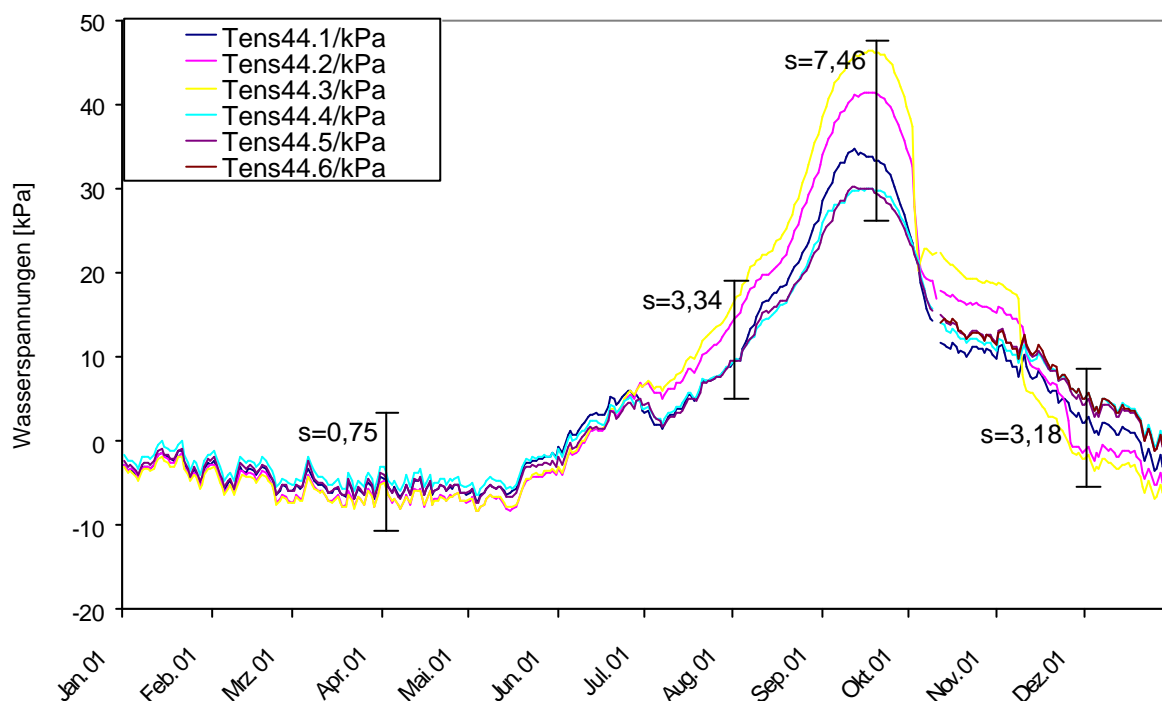


Abb. 6.24: Darstellung von gemessener Wasserspannungen von sechs Tensiometern in einer Parallele (Station 2b in 120 cm Tiefe im Zeitraum Januar bis Dezember 2001) und exemplarische Angabe von Standardabweichungen bezogen auf einzelne Mess-Zeitpunkte

6.3.2.2 Wassergehalte

Die bis in 160 cm Tiefe einmal wöchentlich mittels TDR-Handsonde gemessenen Wassergehalte zeigen ein differenziertes Bild der Wassergehaltsänderungen über die Zeit (Abb. 6.25 und Abb. 6.26). Dargestellt sind in der Abbildung die Mittelwerte der sechs Feldwiederholungen. Auf beiden Stationen wird ein jahrestypischer Verlauf der Wassergehalte widerspiegelt. In den hydrologischen Sommerhalbjahren werden im Rekultivierungsboden Wassergehalte bis unter 15 Vol.-% und in den Winterhalbjahren über 40 Vol.-% gemessen.

Der unterschiedliche Aufbau der Oberflächenabdichtungssysteme auf den Stationen 2a (mit Granulatschicht) und 2b (ohne Granulatschicht) zeigt sich auch deutlich bei der Darstellung der Wassergehalte. Deutlich ist in Abb. 6.25 die Lage der Granulatschicht in 130 bis 150 cm Tiefe zu sehen, die durch Wassergehalte unter 15 Vol.-% gekennzeichnet ist.

Auf den **Stationen 2a und 2b** ändern sich im Rekultivierungsboden die Wassergehalte in den Winterhalbjahren kaum. Der Boden ist über diesen Zeitraum wassergesättigt, so dass die Niederschläge keine messbaren Wassergehaltsänderungen hervorrufen. In der Vegetationsperiode nehmen die Wassergehalte erwartungsgemäß ab, wobei dieser Effekt auf **Station 2a** vor allem das Bodenkompartment oberhalb der Granulatschicht betrifft. Unterhalb der Granulatschicht (Einbautiefe 130–150 cm) sind die Wassergehaltsschwankungen wesentlich geringer als in der Rekultivierungsschicht. Die durchschnittliche Abweichung vom Mittelwert beträgt in den Tiefen 10 bis 90 cm Tiefe zwischen 3,6 und 7,7 Vol.-% bei Mittelwerten von 28,4 bis 31,3 Vol.-%; in der kontrolliert verdichteten Schicht (Messtiefen 160 und 170 cm) weichen die Werte im Durchschnitt um maximal 3,2 Vol.-% vom Mittelwert ab. Die für die Granulatschicht dargestellten Wassergehalte zeigen die niedrigsten Werte, z.T. unter 15 Vol.-%. Die durchschnittliche Abweichung vom Mittelwert liegt in der Drainageschicht (130 bis 150 cm Tiefe) nur zwischen 0,8 bis 1,6. Es handelt sich – wie bei allen Wassergehalten – um Mittelwerte aus sechs Messrohren. Die Mittelwerte sind stets durch die höheren Wassergehalte der an die Granulatschicht angrenzenden Materialien (Rekultivierungsschicht, kontrolliert verdichtete Schicht) beeinflusst. Andernfalls wären sie noch geringer, weil das Granulat im ungesättigten Zustand nur sehr geringe Wassergehalte speichern kann. Folgende Ursachen sind bei der Interpretation der Wassergehalte zu berücksichtigen. Die Tiefenlage der Granulatschicht variiert im Gelände um einige Zentimeter, z.B. weil sich der Boden der Rekultivie-

rungsschicht unterschiedlich stark gesetzt hat. Da die Mittelwertbildung tiefenbezo- gen und nicht materialbezogen vorgenommen worden ist, beeinflussen die Wasser- gehalte der angrenzenden Schichten die mittleren Wassergehalte, die theoretisch nur von der Granulatschicht geprägt sein sollten. Außerdem kann die Sonde keinen auf eine exakte Tiefe bezogenen Werte, sondern nur Werte entlang einer ca. 15 cm langen Messstrecke liefern. Die ungemittelten Ursprungsdaten für einzelne Messroh- re zeigen durchaus und wöchentlich reproduzierbar in je nach Rohr geringfügig vari- ierenden Tiefen Wassergehaltsminima um 10 %, die dann exakt die Granulatschicht anzeigen.

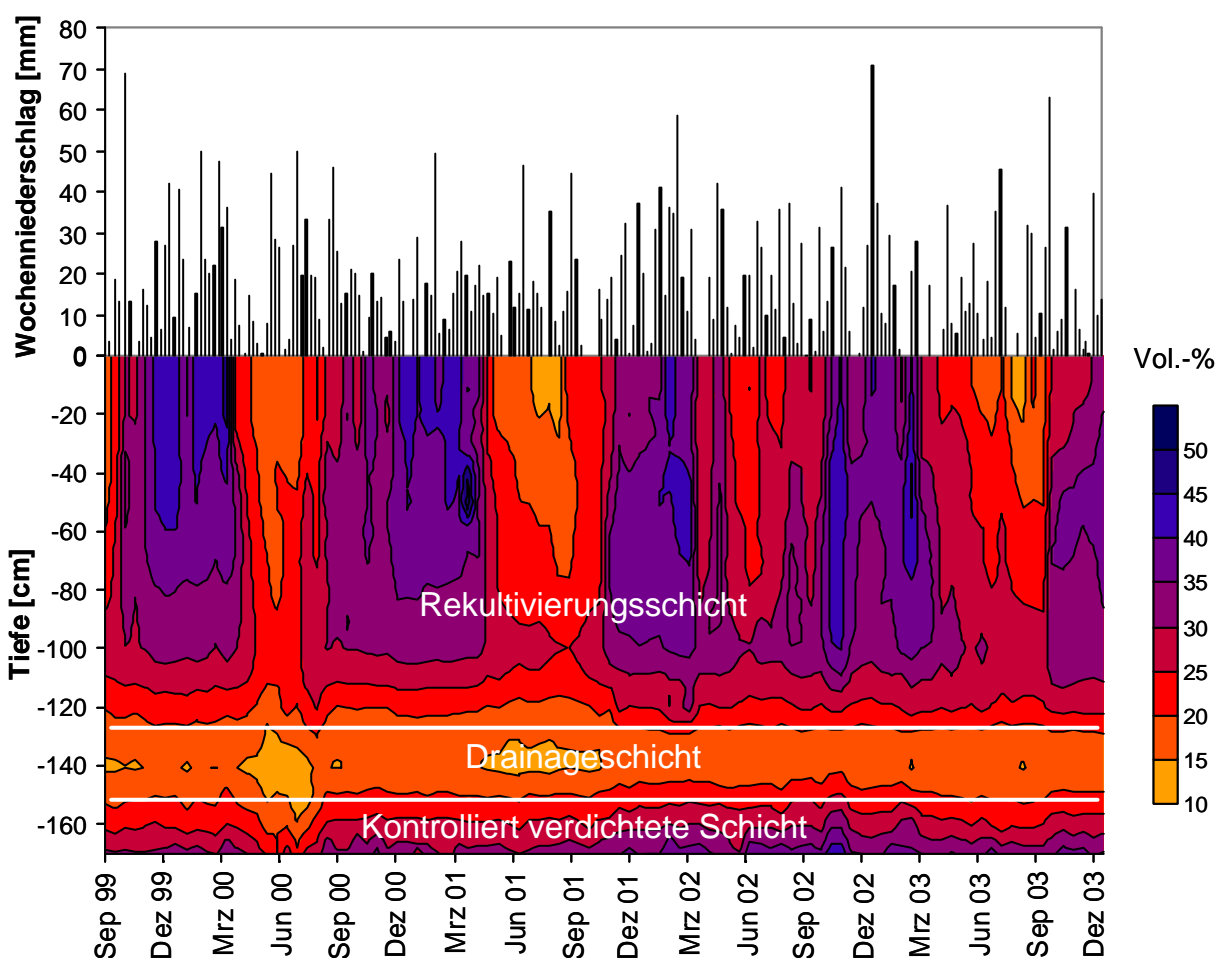


Abb. 6.25: Wochenniederschlag (mm) und Wassergehalte (Vol.-%) (Wochenmit- telwerte der TDR-Handsondenmessungen) über die Tiefe (20 – 170 cm) auf Station 2a (September 1999 bis Dezember 2003)

Im Sommer 2003 sind auf **Station 2a** in 10 cm Tiefe die geringsten Wassergehalte des gesamten Versuchszeitraums aufgezeichnet worden. Unterhalb von 10 cm Tiefe ist jedoch im Sommer 2001 eine stärkere Abtrocknung des Rekultivierungsbodens gemessen worden. Im Sommer 2001 sind in der gesamten Rekultivierungsschicht

minimale Wassergehalte unter 25 Vol.-% ermittelt worden. Im Sommer 2003 liegen die Wassergehalte unterhalb von 80 cm Tiefe über 25 Vol.-%.

Auf **Station 2b** sind im Sommer 2003 bis in 40 cm Tiefe die geringsten Wassergehalte des gesamten Versuchszeitraums ermittelt worden. Unterhalb von 40 cm Tiefe ist jedoch im Sommer 2001 eine stärkere Abtrocknung der Rekultivierungsschicht mittels TDR gemessen worden. Auch die kontrolliert verdichtete Schicht ist im Sommer 2001 stärker in die Abtrocknung mit einbezogen.

Die mittels TDR gemessene stärkere Abtrocknung der Rekultivierungsschicht und der kontrolliert verdichteten Schicht im Sommer 2000 – bei einer relativ feuchten und kalten Witterung im Vergleich zu den Versuchsjahren 2001 und 2003 – ist eventuell darauf zurückzuführen, dass Porengrößenverteilung von Böden einer zeitlichen Entwicklung unterliegen. In einem jungen Boden hängt sie zunächst von der Bodenart, vom Humusgehalt und von seiner Trockendichte ab (Primärporen). Mittel- bis langfristig finden insbesondere unter dem Einfluss von Frost, Quellungen und Schrumpfungen sowie von Organismen (Pflanzenwurzeln, Bodenfauna und Mikroorganismen) bodenbildende Prozesse statt, und durch Gefügebildung wird ein zunehmender Anteil an Sekundärporen gebildet. Rekultivierungsschichten enthalten nach ihrem Einbau vor allem Primärporen, deren Größenverteilung von der Bodenart und der Verdichtung des Materials beim Einbau geprägt ist. Erst mittelfristig führt die Gefügebildung zu einer Annäherung der Bodeneigenschaften an reife natürliche Böden vergleichbarer Bodenart (Deutsche Gesellschaft für Geotechnik, 2000b).

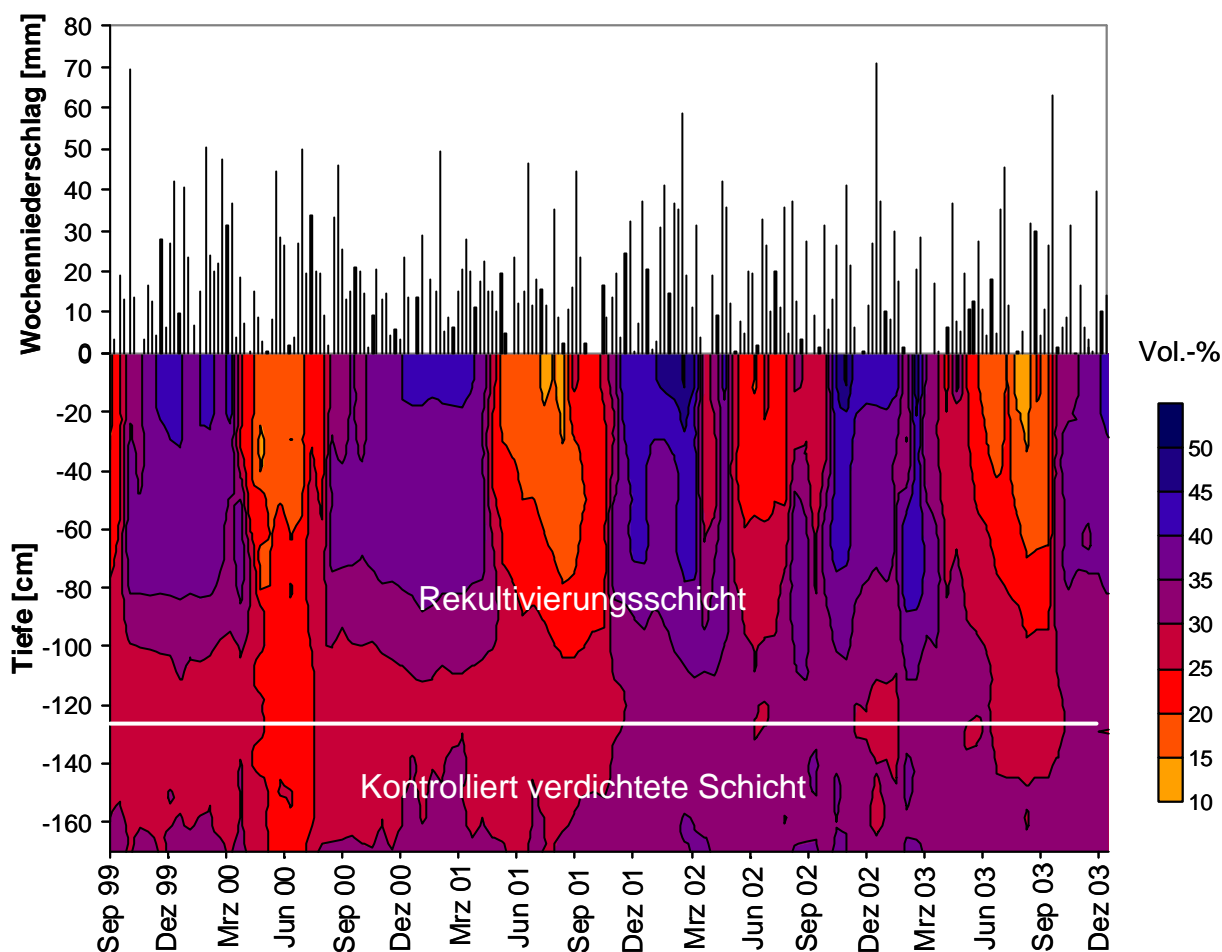


Abb. 6.26 : Wochenniederschlag (mm) und Wassergehalte (Vol.-%) (Wochenmittelwerte der TDR-Handsondenmessungen) über die Tiefe (20 – 170 cm) auf Station 2b (September 1999 bis Dezember 2003)

Auf Station 2b liegen die Mittelwerte der Wassergehalte für den gesamten Versuchszeitraum in allen Messtiefen – sowohl in der Rekultivierungsschicht als auch in der kontrolliert verdichteten Schicht – zwischen 28,8 und 32,3 Vol.-%. Die durchschnittliche Abweichung vom Mittelwert beträgt in den Tiefen 10 bis 90 cm Tiefe zwischen 3,6 und 9,0 Vol.-%; in den Messtiefen 100 bis 170 cm weichen die Werte im Durchschnitt um 1,8 bis 2,6 Vol.-% vom Mittelwert ab.

6.3.2.3 Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehung der Gelände-Daten

Zur Ermittlung der Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehungen der im Gelände gewonnenen Daten der Rekultivierungsschicht wird den einmal wöchentlich mittels TDR gemessenen Wassergehalten die am selben Tag gemittelte Wasserspannung um 7 Uhr gegenübergestellt. Die Wassergehalte (θ) aus 10 bis 40 cm Tiefe werden mit den Wasserspannungen (ψ) aus 30 cm Tiefe, die Wassergehalte in 50 bis 70 cm

Tiefe mit den Wasserspannungen aus 60 cm Tiefe, die Wassergehalte in 80 bis 100 cm Tiefe mit den Wasserspannungen aus 90 cm Tiefe und die Wassergehalte in 110 bis 130 cm Tiefe mit den Wasserspannungen in 120 cm kombiniert. Somit ergaben sich für Station 2a und 2b im Versuchszeitraum 10.09.1999 bis 18.12.2003 je 13 Wasserspannungs-Wassergehalts-Datenreihen mit jeweils 213 Wertepaaren. Eine Ermittlung der Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehungen der im Gelände gewonnenen Daten der kontrolliert verdichteten Schicht ist nicht möglich, da in der kontrolliert verdichteten Schicht nur Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehungen nahe Wassersättigung gemessen werden. Von dem Tabellenkalkulationsprogramm Excel wird für jede Datenreihe eine lineare Trendlinie für die Wertepaare ermittelt. Aus ca. 8 bis 20 Wertepaaren, die die lineare Trendlinie am besten wiedergeben, werden für jede Datenreihe mit dem Programm RETC (Van Genuchten et al., 1991) die van-Genuchten-Parameter bestimmt. In der Tab. 6.13 sind nur die van-Genuchten-Parameter für die Tiefen aufgelistet, in denen im Rahmen dieser Arbeit die Wasserspannungen gemessen werden.

Tab. 6.13: Van-Genuchten-Parameter der Station 2 aus den Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehungen der Gelände-Daten (Zeitraum: 10.09.1999 bis 18.12.2003)

	Station 2a				Station 2b			
	30 cm	60 cm	90 cm	120 cm	30 cm	60 cm	90 cm	120 cm
Q_s	36,2970	35,4930	34,7830	29,4260	37,7830	36,1820	34,0880	32,8100
Q_r	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000
a	0,0189	0,0118	0,0299	0,0277	0,0133	0,0073	0,0108	0,0185
n	1,5376	1,5054	1,4145	1,6776	2,0486	2,1735	1,3300	1,4981
m	0,34964	0,33572	0,29301	0,40392	0,51186	0,53992	0,24810	0,33251

- Θ_s Sättigungswassergehalt [Vol.-%]
 Θ_r Residualwassergehalt [Vol.-%]
 α Kehrwert des Lufteintrittspunktes [1/m]
 n Porengrößenverteilungsparameter [-]
 m empirischer Parameter [-]

Mit Hilfe der van-Genuchten-Parameter werden die Wasserspannungs-Wassergehaltskurven ermittelt (Abb. 6.27 und Abb. 6.28). In der Abb. 6.27 ist deutlich zu sehen, dass auf **Station 2a** die Wasserspannungs-Wassergehaltskurven bis in 100 cm Tiefe einen sehr ähnlichen Verlauf haben. Die Wasserspannungs-

Wassergehaltskurven von 100 bis 130 cm Tiefe sind durch geringere Wassergehalte bei Sättigung gekennzeichnet. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Tiefenlage der Granulatschicht im Gelände um einige Zentimeter variiert, da sich z.B. der Boden der Rekultivierungsschicht unterschiedlich stark gesetzt hat. Die Mittelwertbildung zur Ermittlung der verwendeten Wassergehalte wird tiefenbezogen und nicht materialbezogen vorgenommen. Daher werden die Wassergehalte der angrenzenden Schichten durch die Granulatschicht beeinflusst. Sehr stark geprägt vom Einfluss der Drainageschicht ist vor allem die Wasserspannungs-Wassergehaltskurve Θ_{130}/ψ_{120} . Bei Wasserspannungen über 500 cm WS haben die pF-Kurven – mit Ausnahme der Wasserspannungs-Wassergehalts-Kombination Θ_{20}/ψ_{30} und Θ_{110}/ψ_{120} – einen sehr ähnlichen Verlauf. Die Kurven Θ_{20}/ψ_{30} und Θ_{110}/ψ_{120} weisen oberhalb einer Wasserspannung von 100 cm WS (Θ_{20}/ψ_{30}) bzw. 1000 cm WS (Θ_{110}/ψ_{120}) mit Zunahme der Wasserspannungen eine geringere Abnahme der Wassergehalte auf, als die übrigen Wasserspannungs-Wassergehaltskurven der Station 2a. Die im Labor ermittelten pF-Kurven (Abb. 6.6) der entsprechenden Tiefen weisen einen ähnlichen Verlauf auf, wie die aus den Gelände-Daten ermittelten Kurven. Jedoch liegen die Wassergehalte der Labor-Kurven bei Sättigung Θ_s mit 4 bis 7 Vol.-% unter denen der Gelände-Kurven. Möglicherweise hat keine ausreichende Aufsättigung der Proben im Labor stattgefunden.

Anhand der Laborkurven ist zu erkennen, dass erst bei Wasserspannungen >100 cm WS eine Abnahme der Wassergehalte zu erwarten ist. Die aus den Gelände-Daten ermittelten pF-Kurven zeigen, dass schon Wasserspannungen >10 cm WS zu einer Abnahme der Wassergehalte führen. Dies lässt sich damit erklären, dass die Labor-Kurve eine reine Entwässerungskurve darstellt und die Gelände-Kurven aus Be- und Entwässerungskurven ermittelt worden sind.

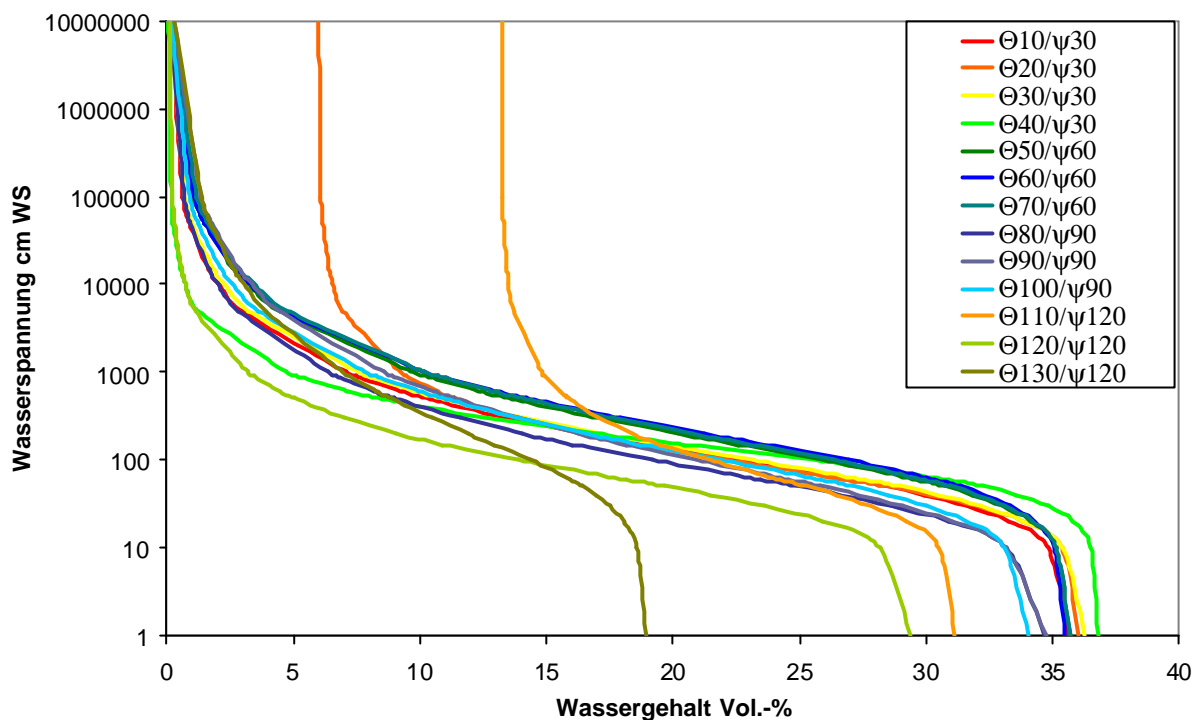


Abb. 6.27: Wasserspannungs-Wassergehaltskurven aus den Gelände-Daten über die Tiefe auf Station 2a (Zeitraum 04.09.1999 bis 23.12.2003)

Die für Station 2b ermittelten pF-Kurven aus den Gelände-Daten weisen für alle Datenreihen einen ähnlichen Verlauf auf (Abb. 6.28). Die Wasserspannungs-Wassergehaltskurven für die Tiefen 10 bis 30 cm sind durch gering höhere Wassergehalte bei Sättigung gekennzeichnet. Wie auch bei Station 2a führt bei allen pF-Kurven eine Zunahme der Wasserspannungen zwischen 0 und 10 cm WS nur zu sehr geringen Wassergehaltsabnahmen. Bei den pF-Kurven in 10 bis 30 cm Tiefe und 110 bis 130 cm Tiefe führt oberhalb von 10 cm WS und bei den restlichen pF-Kurven oberhalb von 50 cm WS dann eine geringe Zunahme der Wasserspannung zu einer stärkeren Abnahme der Wassergehalte. Die Unterschiede zwischen Labor- und Gelände-Kurve sind entsprechend denen auf Station 2a; die Wassergehalte bei Sättigung im Labor sind um 2 bis 6 Vol.-% geringer als im Gelände. Bei den Labor-Kurven setzt anders als bei den Gelände-Kurven eine stärkere Abnahme der Wassergehalte bei geringer Zunahme der Wasserspannungen erst bei einer höheren Wasserspannung ein (vergleiche Abb. 6.7 und Abb. 6.28).

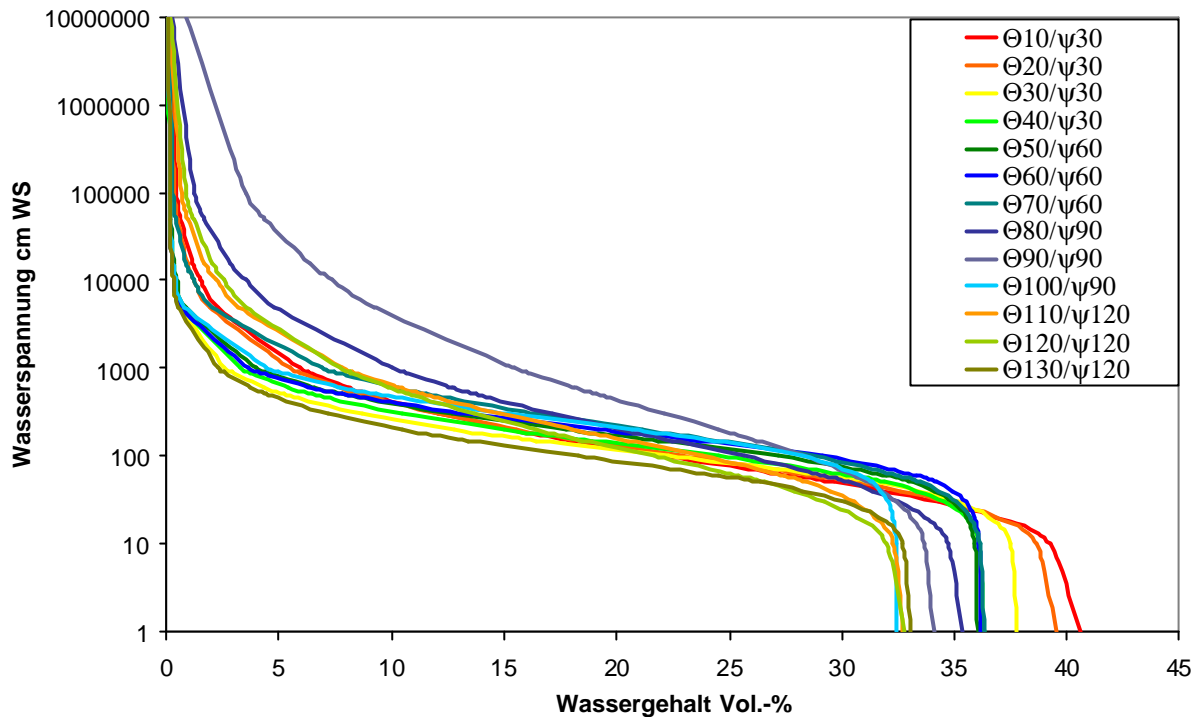


Abb. 6.28: Wasserspannungs-Wassergehaltskurven aus den Gelände-Daten über die Tiefe auf Station 2b (Zeitraum 04.09.1999 bis 23.12.2003)

6.3.2.4 Wasservorrat in der Rekultivierungsschicht

Mit Hilfe der ermittelten van-Genuchten-Parameter aus den Gelände-Daten (siehe Kapitel 6.3.2.3) und den täglich gemessenen Wasserspannungen um 7 Uhr erfolgt die Berechnung der Wassergehalte in der Rekultivierungsschicht auf Station 2a und 2b auf Tagesbasis.

Die mittels Tensiometer messbaren Staudrücke (negative Wasserspannungen) können in der van-Genuchten Gleichung (siehe Kapitel 6.3.2.3) nicht eingesetzt werden. Daher werden für die Berechnung der Wassergehalte aus den Wasserspannungen die Wasserspannungen < 1 hPa auf 1 hPa gesetzt. Dies hat zur Folge, dass, wie die Abb. 6.29 exemplarisch zeigt, die aus den Wasserspannungen berechneten Wassergehalte vor allem in den Wintermonaten konstant bei Sättigung liegen. Der Vergleich mit den einmal wöchentlich mittels TDR gemessenen Wassergehalten verdeutlicht, dass vor allem in 30 und 60 cm Tiefe auf beiden Stationen in den Wintermonaten eine Übersättigung des Bodenprofils vorhanden ist, so dass die mittels TDR gemessenen Wassergehalte über den mittels Berechnung ermittelten Sättigungswassergehalten liegen. Unterhalb von 60 cm Tiefe ist dies weniger stark ausgeprägt.

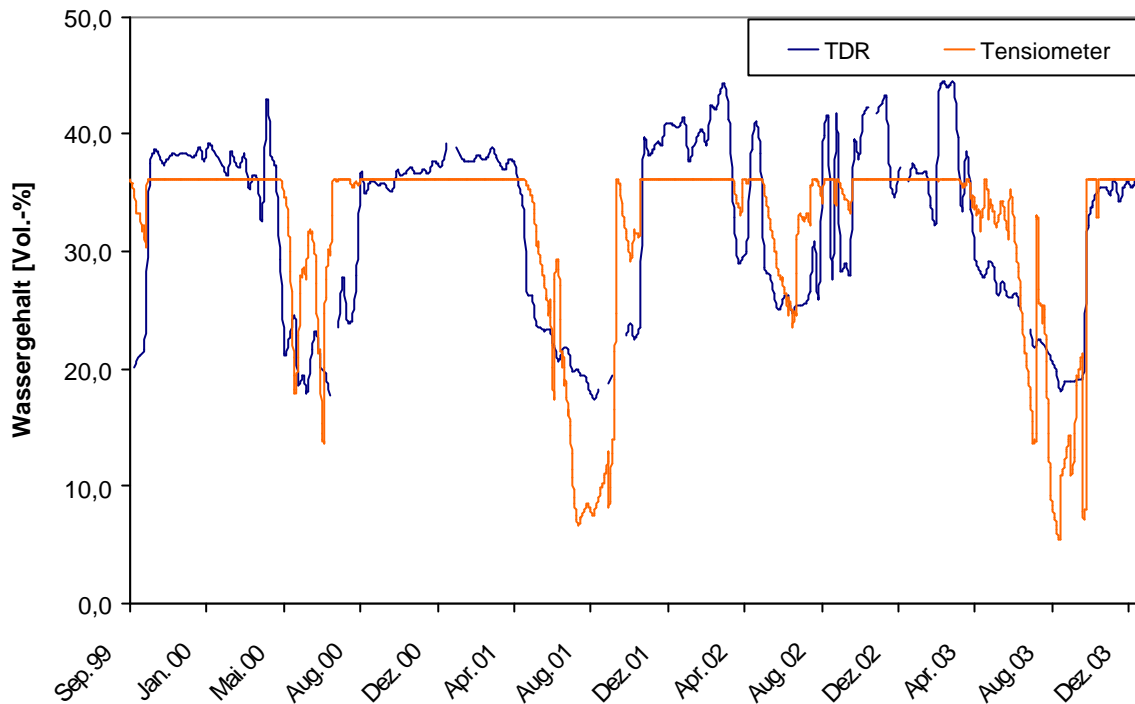


Abb. 6.29: Mittels TDR gemessene und über van-Genuchten-Parameter (Gelände-Daten) aus Tensiometer-Daten berechnete Wassergehalte [Vol.-%] auf Station 2b in 60 cm Tiefe (Zeitraum 09/99 bis 12/03)

In den Sommermonaten 2001 und 2003 werden ebenfalls in 30 und 60 cm Tiefe mittels TDR höhere Wassergehalte gemessen, als über die mittels Tensiometer gemessenen Wasserspannungen berechnet werden.

Mit Hilfe der mittels TDR gemessenen sowie mittels der Wasserspannungen berechneten Wassergehalte erfolgt eine Bestimmung des Wasservorrates der 1,3 m mächtigen Rekultivierungsschicht für den gesamten Versuchszeitraum. Für **Station 2a** ergibt sich im Mittel für den gesamten Versuchszeitraum ein Bodenwasservorrat in der Rekultivierungsschicht von 375 mm (bei Berechnung aus Wassergehalten, die mittels TDR gewonnen worden sind) bzw. 380 mm (bei Berechnung aus Wasserspannung, die durch Tensiometer gemessen worden sind). Für die Rekultivierungsschicht der **Station 2b** ist für den gesamten Versuchszeitraum im Mittel ein Wasservorrat von 401 mm (TDR-Daten) bzw. 399 mm (Tensiometer-Daten) ermittelt worden. Für Station 2a wird über die Umrechnung der Wasserspannungen ein maximaler Bodenwasservorrat von 444 mm und ein minimaler von 131 mm berechnet; für Station 2b ergibt sich ein maximaler Bodenwasservorrat von 460 mm und ein minimaler von 133 mm.

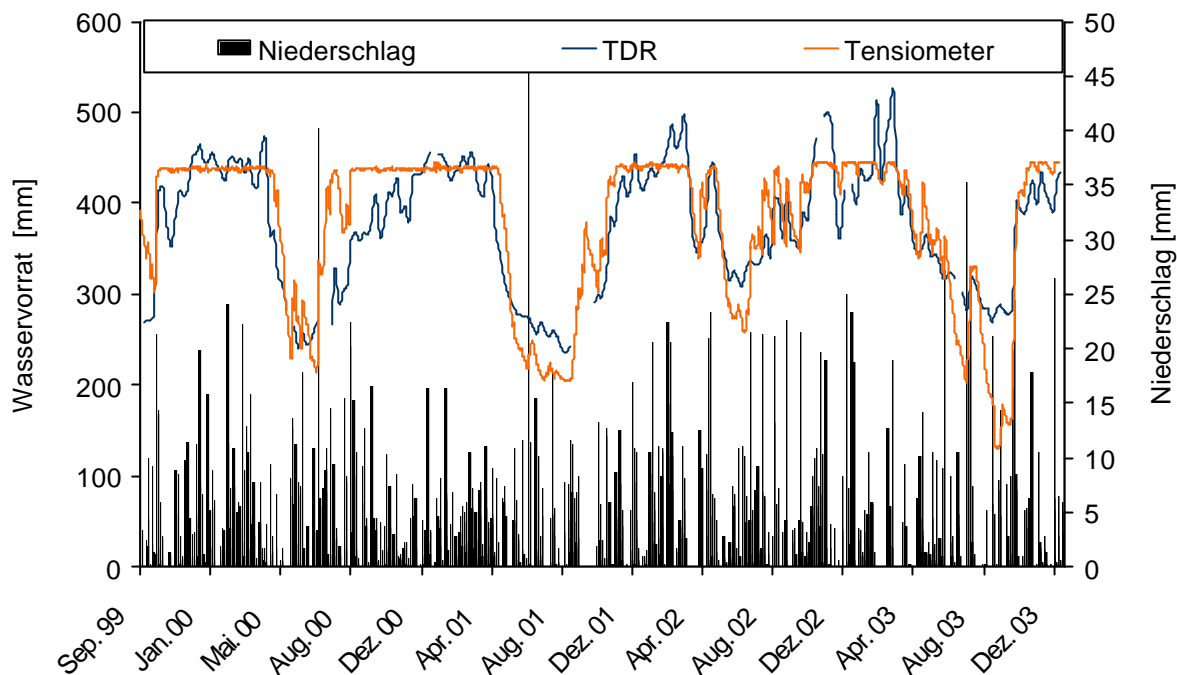


Abb. 6.30: Niederschlag und Wasservorrat in der 1,3 m mächtigen Rekultivierungsschicht der Station 2a [l je m^2 Boden] berechnet aus TDR-Daten sowie aus Tensiometern-Daten [mm] (Versuchszeitraum 09/99 bis 12/03)

6.3.2.5 Bodentemperatur

Die Bodentemperatur der Rekultivierungsschicht unterliegt im Gegensatz zur kontrolliert verdichteten Schicht Tagesschwankungen (Abb. 6.31). Der Oberboden erwärmt sich in den Monaten Mai bis September durch die Sonneneinstrahlung so stark, dass von der Geländeoberfläche mehr Wärme zur Unterkante der Oberflächenabdichtung als in umgekehrte Richtung geleitet wird. Die höchsten Temperaturen sind auf **Station 2a** bis in 90 cm Tiefe im Sommer 2003, unterhalb von 90 cm Tiefe im Sommer 1999 gemessen worden. Die niedrigsten Temperaturen sind im Februar/März 2003 aufgezeichnet worden. In den Monaten April bis September ist die Temperatur in der kontrolliert verdichteten Schicht (210 cm Tiefe) niedriger als im Rekultivierungsboden (30 cm Tiefe). Hieraus lässt sich ein Temperaturgradient [K/m] berechnen, der im Sommer positiv und im Winter negativ ist (Abb. 6.32). Im Versuchszeitraum 04.09.1999 bis 31.12.2003 beträgt auf Station 2a der maximale Temperaturgradient zwischen 150 und 210 cm Tiefe $3,5 \text{ K/m}$ und der minimale $-5,2 \text{ K/m}$.

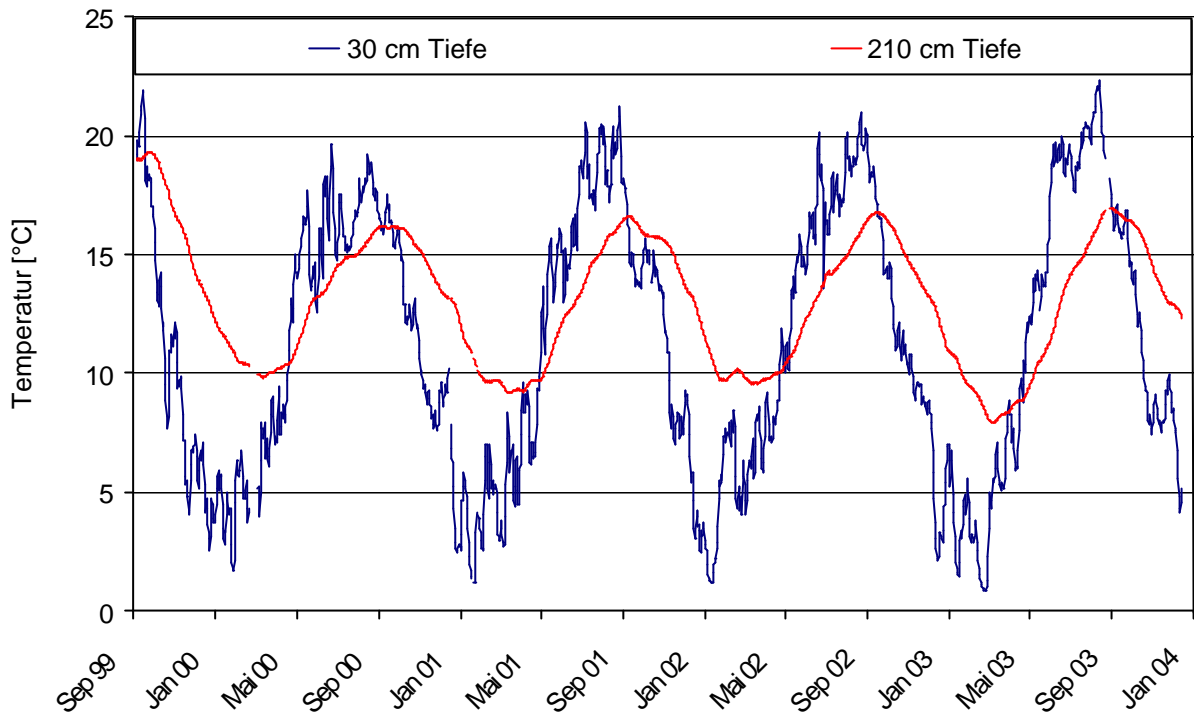


Abb. 6.31: Bodentemperatur in 30 und 210 cm Tiefe auf Station 2a für den Versuchszeitraum 04.09.1999 bis 31.12.2003

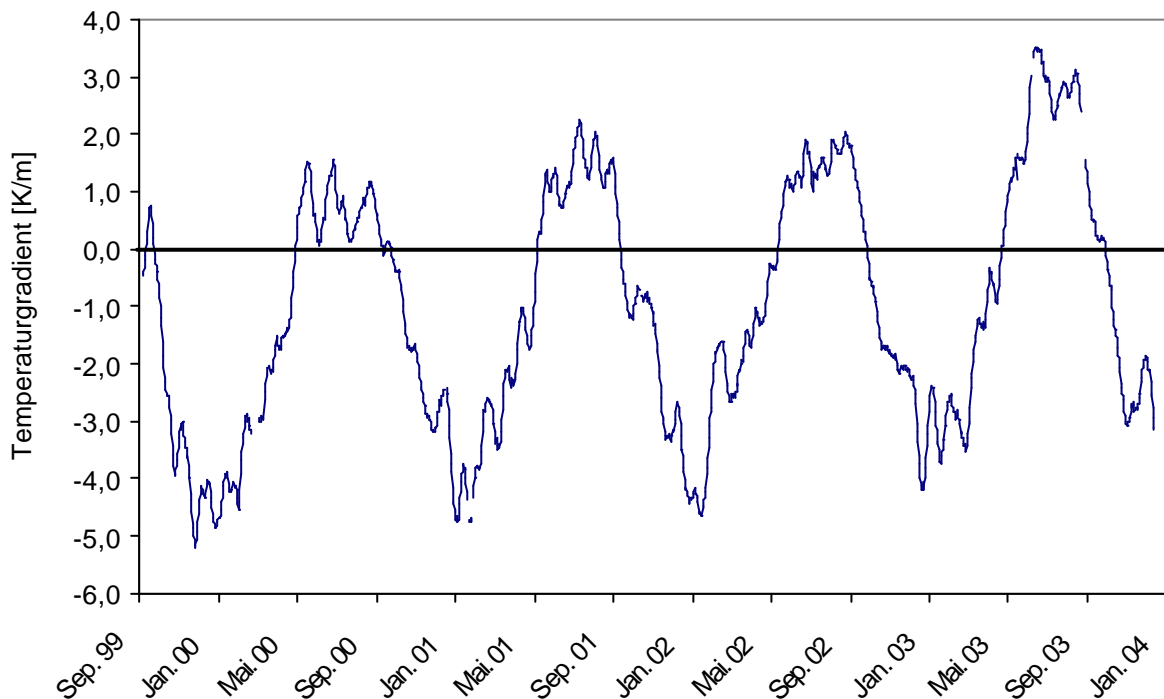


Abb. 6.32: Temperaturgradient zwischen den Messtiefen 150 und 210 cm in der kontrolliert verdichteten Schicht auf Station 2a für den Versuchszeitraum 04.09.1999 bis 31.12.2003

Für **Station 2b** gelten zum Temperaturverlauf und zum Temperaturgradienten die gleichen Aussagen wie für Station 2a; die höchsten Temperaturen sind je nach Messtiefe im Sommer 2003 oder im Sommer 1999 gemessen worden. Auf Station 2b beträgt im Versuchszeitraum 04.09.1999 bis 31.12.2003 der maximale Temperaturgradient zwischen 150 und 210 cm Tiefe jedoch nur 2,5 K/m und der minimale – 4,3 K/m.

Auf **Station 2a** sind die Temperaturunterschiede zwischen Rekultivierungsschicht und kontrolliert verdichteter Schicht sowohl im Sommer als auch im Winter größer als auf Station 2b. Die Drainageschicht auf Station 2a leitet aufgrund des großen Luftanteils (Porenanteils) die Wärme schlecht. Die Abb. 6.33 zeigt, dass die Drainageschicht schlecht wärmeleitend ist. Die Temperaturdifferenzen zwischen den Schichten der Rekultivierungsschicht – d.h. zwischen 30 und 60 cm Tiefe, 60 und 90 cm Tiefe und 90 und 120 cm Tiefe – entsprechen sich auf Station 2a und 2b. Auch die Temperaturdifferenzen zwischen den beiden untersten Schichten der kontrolliert verdichteten Schicht (180 und 210 cm Tiefe) weisen auf den beiden Stationen eine große Übereinstimmung auf.

Im **Sommer** sind die Temperaturen in der *Rekultivierungsschicht* auf Station 2a gering höher als auf Station 2b; auf Station 2b erwärmt sich jedoch im Sommer die *kontrolliert verdichtete Schicht* mehr - dies hat einen größeren Temperaturgradienten auf Station 2a im Sommer zur Folge. Im **Winter** kühlt sich die *Rekultivierungsschicht* auf Station 2a mehr ab als auf Station 2b. Die *kontrolliert verdichtete Schicht* auf Station 2a kühlt sich jedoch weniger ab als auf Station 2b – daher resultiert auch im Winter auf Station 2a ein größerer Temperaturgradient. Somit ergeben sich auf Station 2a größere Temperaturunterschiede zwischen Rekultivierungsschicht und kontrolliert verdichteter Schicht im Sommer als auch im Winter.

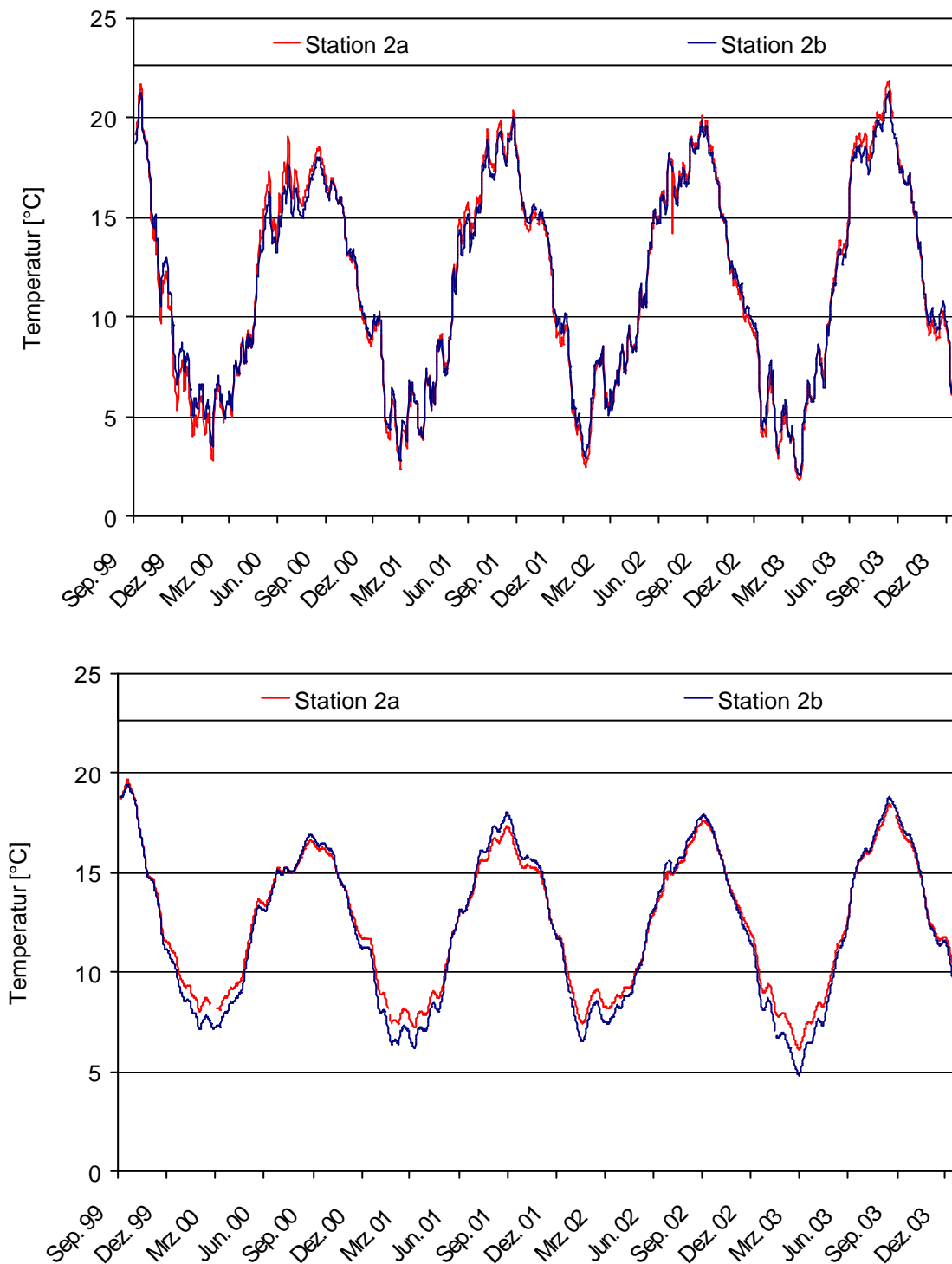


Abb. 6.33: Temperatur [°C] in 60 cm Tiefe (oben) und 150 cm Tiefe (unten) auf den Stationen 2a und 2b im Zeitraum 04.09.1999 bis 31.12.2003

6.3.3 Schlussfolgerungen aus den bodenhydrologischen Untersuchungen

Station 1

Als Ergebnis der bodenhydrologischen Untersuchungen bleibt festzustellen, dass das Abdecksystem an den Stationen 1a und 1b nicht das Ergebnis einer planmäßigen Oberflächenabdeckung im Sinne des Versuchskonzeptes darstellt. Folgende Schlussfolgerungen sind zu ziehen:

- Die sommerliche Abtrocknung des Bodens reicht bis in Tiefen von > 2 m. Die in vielen Literaturstellen (Egloffstein und Burkhardt, 2001a) angegebene Mächtigkeit für die Rekultivierungsschicht von $= 2$ m an Standorten mit Baumbewuchs muss daher bei dem auf dieser Station als Rekultivierungsmaterial verwendeten Boden als zu gering angesehen werden, wenn zwischen Rekultivierungsschicht und (sich darunter vorhandener) kontrolliert verdichteten Schicht keine Durchwurzelungssperre eingebaut wird.
- Die aus den Gelände-Daten ermittelten pF-Kurven zeigen, dass schon Wasserspannungen < 50 cm WS zu einer Abnahme der Wassergehalte führen.
- Die Bedeutung der Stationen 1a und 1b besteht darin, dass hier der Effekt unterschiedlichen Bewuchs (Wildrasen und Baumbestand) auf die Wasserbilanz untersucht werden kann. Die **Vegetationsunterschiede auf den Stationen 1a und 1b** spiegeln sich im Verlauf der Wasserspannungen in den Herbst- und Wintermonaten wider. Auf der mit höherer Vegetation bestandenen Fläche 1b führte die sommerliche Wasseraufnahme der Pflanzen auch aus tieferen Bodenschichten dazu, dass die Wasserspannungen in diesen Tiefen in den Wintermonaten erst sehr langsam wieder in den Bereich der Wassersättigung fallen. Die Vegetationsunterschiede haben jedoch nur einen sehr geringen Einfluss auf den Beginn der Abtrocknung des Bodens.

Station 2

Als Ergebnis der bodenhydrologischen Untersuchungen kann festgestellt werden, dass die Oberflächenabschlussysteme der Station 2 das Ergebnis eines planmäßigen Aufbaus im Sinne des Versuchskonzeptes darstellen.

Es kommt im gesamten Versuchszeitraum auf Station 2a in der kontrolliert verdichteten Schicht zu keinen nennenswerten Wasserspannungsänderungen. Die Messwerte liegen in der kontrolliert verdichteten Schichten immer um den Sättigungspunkt. Auf Station 2b sind im Oktober 2003 in 210 cm Tiefe maximale Wasserspannungen von 12 kPa gemessen worden. Auf **Station 2a** dient die zwischen Rekultivierungsboden und der kontrolliert verdichteten Schichten eingebaute Granulatschicht, die im Vergleich zu dem restlichen verwendeten Abdeckmaterialien einen sehr hohen Durchlässigkeitsbeiwert hat, als Barriere für den aufwärts gerichteten Wassertransport aus den kontrolliert verdichteten Schichten.

6.4 Abflüsse

6.4.1 Station 1

Auf **Station 1a** wird der laterale Abfluss (I) über Kippzähler in 5 Tiefen erfasst (Tab. 6.14). Dargestellt wird der Abfluss der einzelnen Messtiefen in kumulierter Form in der Abb. 6.34. Über den gesamten Beobachtungszeitraum Januar 1999 bis Dezember 2003 sind auf Station 1a 2281,6 Liter Bodenwasser abgeflossen. Da vergleichbare Kippzähler anderer Hersteller eine Abweichung von 1% bei einem Liter/h aufweisen, beträgt der tatsächliche Abfluss 2259 bis 2304 Liter. Eine Umrechnung des gefassten Bodenwassers auf die Größe des Einzugsgebietes ist nicht sinnvoll, da ein lateraler Zu- und Abfluss zu/aus der Versuchsstation nicht, wie z.B. auf Station 2x erfolgt, durch eine horizontale Scheide verhindert wurde und dieser auch nicht abgeschätzt werden kann.

Tab. 6.14: Horizontblech-Abfluss der Station 1a [l] und Niederschlag [mm]

Tiefe [cm]		40	70	110	145	180	Summe	Niederschlag
Abfluss [l]	29.01. - 30.04.1999	51,5	29,5	24,0	217,8	7,3	330,1	194,7
	01.05. - 31.10.1999	0,3	0,0	0,0	0,4	0,0	0,7	386,9
	01.11.1999 - 30.04.2000	60,0	50,8	29,6	160,1	17,0	317,5	516,0
	01.05. - 31.10.2000	11,9	5,1	0,0	98,3	1,5	116,8	516,0
	01.11.2000 - 30.04.2001	59,3	16,6	49,7	275,2	13,4	414,2	389,1
	01.05. - 31.10.2001	7,9	10,2	0,5	13,2	0,6	32,4	358,4
	01.11.2001 - 30.04.2002	115,5	97,0	16,0	68,8	33,3	330,6	516,7
	01.05. - 31.10.2002	24,8	16,4	0,2	1,1	2,0	44,5	411,8
	01.11.2002 - 30.04.2003	142,7	119,5	88,9	110,4	39,1	500,6	409,5
	01.05. - 31.10.2003	53,8	16,2	6,9	20,5	3,0	100,4	417,9
	01.11. - 31.12.2003	40,5	22,1	13,3	10,0	7,9	93,8	118,7
29.01.1999 - 31.12.2003	568,2	383,4	229,1	975,8	125,1	2281,6	4235,7	

Die lateralen Abflüsse auf Station 1a sind geprägt durch einen periodischen Verlauf: geringere Abflüsse im Sommerjahr, die zum Teil zum Erliegen kommen und stärkere Abflüsse im Winterhalbjahr. Die Hauptabflussperioden erstreckten sich jeweils über die Monate Dezember – März. Im 2. Halbjahr 2000 setzt aufgrund der überdurchschnittlich hohen Niederschläge der Abfluss bereits im Juli ein; aufgrund der Wassersättigung des Bodens dauert der Abfluss bis in den Mai 2001. Im ersten Versuchsjahr

1999 sind die ersten Abflüsse erst Ende November/Anfang Dezember aufgezeichnet worden. In den übrigen Versuchsjahren setzen die Abflüsse zwischen September und November ein. Selten werden auch im Sommer im Oberboden (40 und 70 cm Tiefe) Abflüsse aufgezeichnet. Im Herbst setzen zuerst im Unterboden (110 bis 180 cm Tiefe) in 145 cm Tiefe die Abflüsse ein. In dieser Tiefe werden auch die höchsten Abflüsse aufgezeichnet.

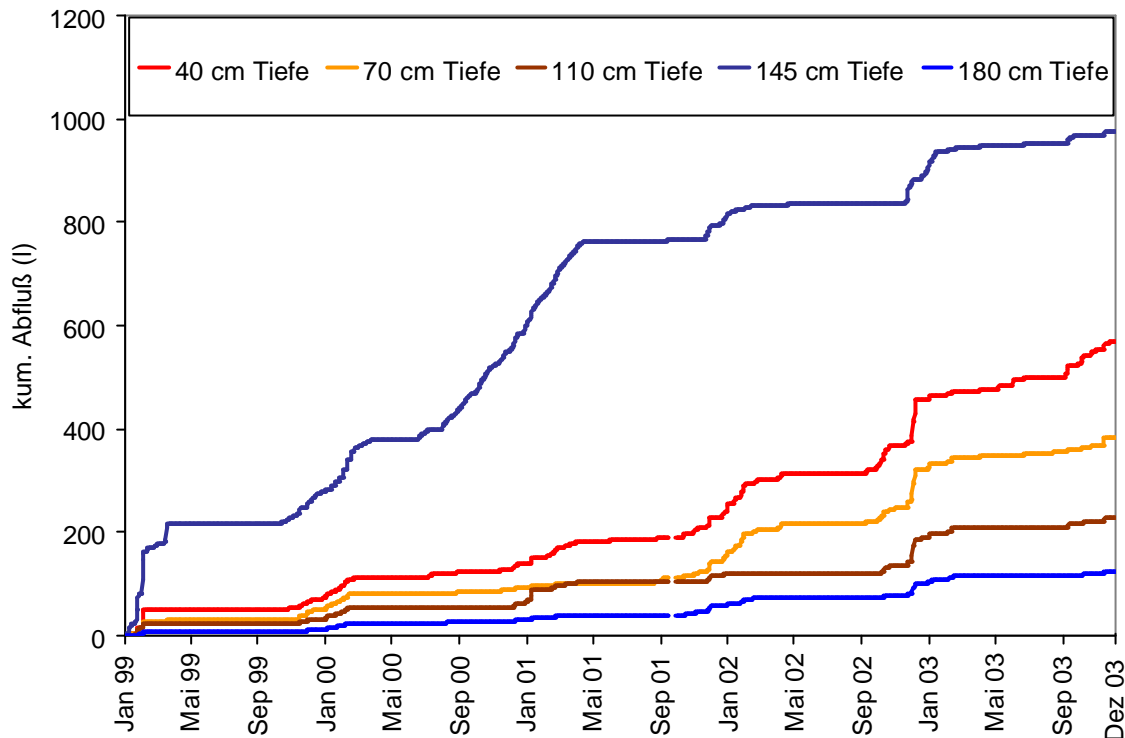


Abb. 6.34: Kumulierter Abfluss (l) in den Tiefen 40 – 180 cm für den Zeitraum 29.01.1999 – 31.12.2003 auf Station 1a

Die geringste Wasserdurchlässigkeit ist im Oberboden gemessen worden (siehe Kapitel 6.1.5). Der Unterboden weist – mit Ausnahme der Proben aus 90 cm Tiefe – eine mittlere bis äußerst hohe Wasserdurchlässigkeit auf. Die in 90 cm Tiefe gemessenen gesättigten Wasserleitfähigkeiten zeigen eine starke Streuung von sehr hoher ($2,3 \cdot 10^{-5}$ m/s) bis sehr geringer Durchlässigkeit ($2,4 \cdot 10^{-8}$ m/s). Eine Bestimmung der bodenphysikalischen und geotechnischen Materialeigenschaften erfolgte auf Station 1a nur bis in 160 cm Tiefe. Daher liegen für das in 180 cm Tiefe eingebaute Material keine bodenphysikalischen und geotechnischen Materialeigenschaften vor. Aufgrund der höheren Abflüsse in 145 cm Tiefe im Vergleich zu den restlichen Messtiefen muss davon ausgegangen werden, dass die Durchlässigkeit in 180 cm Tiefe geringer ist als in 145 cm Tiefe, so dass zwischen 110 und 180 cm Tiefe eine laterale Entwässerung der Oberflächenabdeckung stattfindet.

In der Tab. 6.15 und Abb. 6.35 ist der Abfluss der **Station 1b** dargestellt. Über den gesamten Beobachtungszeitraum Januar 1999 bis Oktober 2003 sind auf der Station 1b 2850 Liter abgeflossen (+/- 1%).

Die Hauptabflussperioden erstreckten sich auch auf Station 1b jeweils über die Monate Dezember – März. Die Abflüsse auf der Station 1b sind in den unteren Messtiefen deutlich größer; in diesen Tiefen (110 – 175 cm) weist der Boden die höchsten Wasserleitfähigkeiten auf. Auf Station 1b setzten die Abflüsse in den Winterhalbjahren 2001 bis 2003 erst deutlich später ein als auf Station 1a.

Die Vegetationsunterschiede auf den Stationen 1a und 1b spiegeln sich neben dem Verlauf der Wasserspannungen auch im Einsetzen der Abflüsse im Herbst bzw. Winter wider. Auf der mit höherer Vegetation bestandenen Fläche 1b führte die sommerliche Wasseraufnahme der Pflanzen auch aus tieferen Bodenschichten dazu, dass der Boden in diesen Tiefen in den Wintermonaten erst sehr langsam wieder wassergesättigt ist (Abb. 6.15). Mit der Messung der Wassersättigung des Bodens kann der Beginn der Abflüsse beobachtet werden.

Die Vegetationsunterschiede auf den Stationen 1a und 1b haben mit Ausnahme des Versuchsjahres 2003 nur einen sehr geringen Einfluss auf den Beginn der Abtrocknung des Bodens und dem zum Erliegen kommen der Abflüsse. Mittels Tensiometer wird im Frühjahr 2003 auf Station 1a eine frühere Abtrocknung des Bodens gemessen als auf Station 1b (siehe Kapitel 6.3.1.1). Die Abflüsse kommen jedoch auf Station 1b eher zum Erliegen als auf Station 1a.

Tab. 6.15: Horizontblech-Abfluss der Station 1b [l] und Niederschlag [mm]

Tiefe [cm]		40	70	110	145	180	Summe	Niederschlag
Abfluss [l]	29.01. - 30.04.1999	4,8	27,1	172,4	501,9	301,5	1007,7	194,7
	01.05. - 31.10.1999	0,4	1,2	2,1	3,0	8,4	15,1	386,9
	01.11.1999 - 30.04.2000	5,1	54,3	269,6	24,5	229,5	583,0	516,0
	01.05. - 31.10.2000	1,1	9,7	22,1	11,7	12,4	57,0	516,0
	01.11.2000 - 30.04.2001	5,2	37,8	67,1	81,4	132,4	323,9	389,1
	01.05. - 31.10.2001	0,0	0,1	0,4	1,9	6,6	9,0	358,4
	01.11.2001 - 30.04.2002	7,9	29,4	189,2	24,7	198,7	449,9	516,7
	01.05. - 31.10.2002	1,2	2,0	11,0	1,6	3,0	18,8	411,8
	01.11.2002 - 30.04.2003	11,6	41,8	66,4	118,1	117,8	355,7	409,5
	01.05. - 31.10.2003	0,0	0,5	0,0	0,6	2,2	3,3	417,9
	01.11. - 31.12.2003	0,6	4,6	6,9	0,8	13,7	26,6	118,7
29.01.1999 - 31.12.2003	37,9	208,5	807,2	770,2	1026,2	2850,0	4235,7	

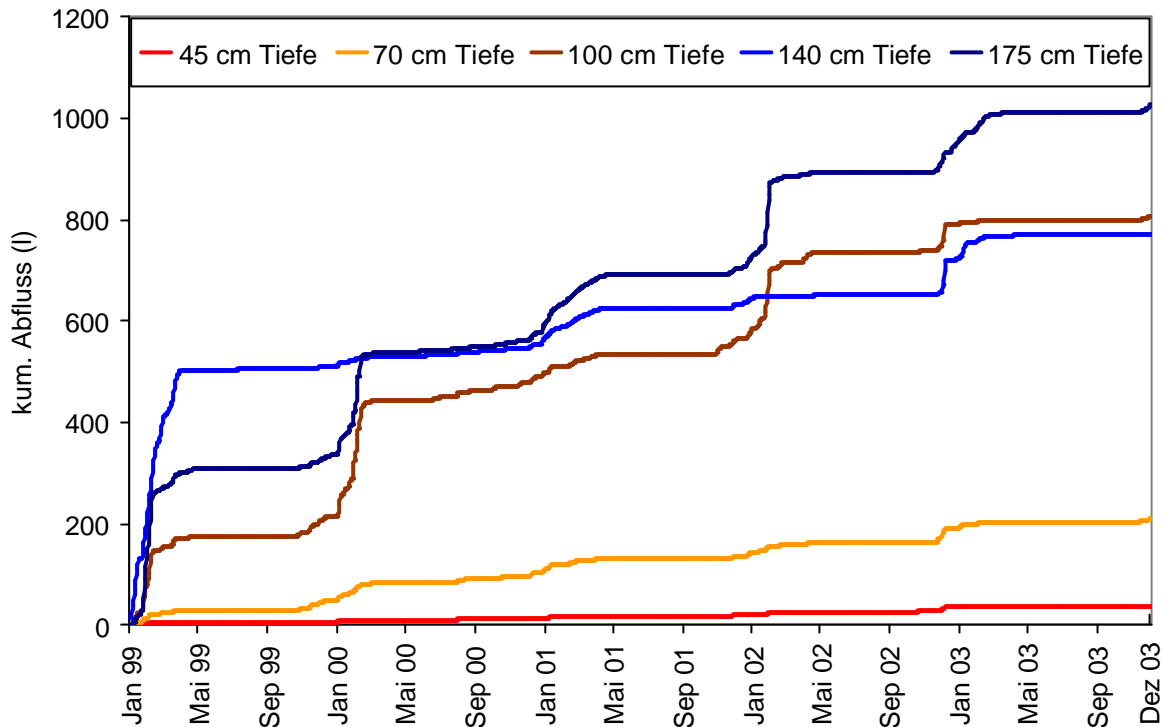


Abb. 6.35: Kumulierter Abfluss (l) in den Tiefen 45 – 175 cm über den Zeitraum 29.01.1999 – 31.12.2003, auf Station 1b

6.4.2 Station 2

6.4.2.1 Betonwannenabfluss

Die im Versuchszeitraum 09/99 – 12/2003 auf den Stationen 2a und 2b aus den 4-teiligen Betonwannen registrierten **Abflüsse** sind sehr gering. Der Gesamtabfluss auf Station 2a beträgt 6,29 l/m²; auf Station 2b ist ein Gesamtabfluss von 5,04 l/m² gemessen worden (+/- 1% siehe Kapitel 5.3.4)(Abb. 6.36, Tab. 6.16). Damit sind im Versuchszeitraum weniger als 0,2 % des Gesamtniederschlages durch die kontrolliert verdichtete Schicht abgeführt worden.

Tab. 6.16: Abfluss an den Stationen 2a und 2b in l/m² (+/- 1% siehe Kapitel 5.3.4) sowie in % des Niederschlags

	Betonwannen-abfluss Station 2a		Betonwannen-abfluss Station 2b		Abfluss aus der Oberflächen-drainage 2a		Niederschlag [mm]
	[l/m ²]	[%]	[l/m ²]	[%]	[l/m ²]	[%]	
04.09.-31.10.1999	1,28	1,03	1,09	1,35	0,24	0,19	124,1
01.11.1999 - 30.04.2000	0,46	0,09	0,31	0,06	6,38	1,24	516,0
01.05. -31.10.2000	0,73	0,14	0,55	0,11	4,77	0,92	516,0
01.11.2000 -30.04.2001	0,51	0,13	0,33	0,09	50,87	13,07	389,1
01.05. -31.10.2001	0,88	0,25	0,71	0,20	2,33	0,65	358,4
01.11.2001-30.04.2002	0,25	0,05	0,06	0,01	199,84	38,68	516,7
01.05. -31.10.2002	0,84	0,20	0,87	0,21	22,41	5,44	411,8
01.11.2002-30.04.2003	0,21	0,05	0,36	0,09	207,02	50,55	409,5
01.05. -31.10.2003	1,01	0,24	0,75	0,18	4,96	1,19	417,9
01.11.2003-31.12.2003	0,12	0,10	0,01	0,01	41,18	34,69	118,7
Summe	6,29	0,17	5,04	0,13	540,00	14,29	3778,2

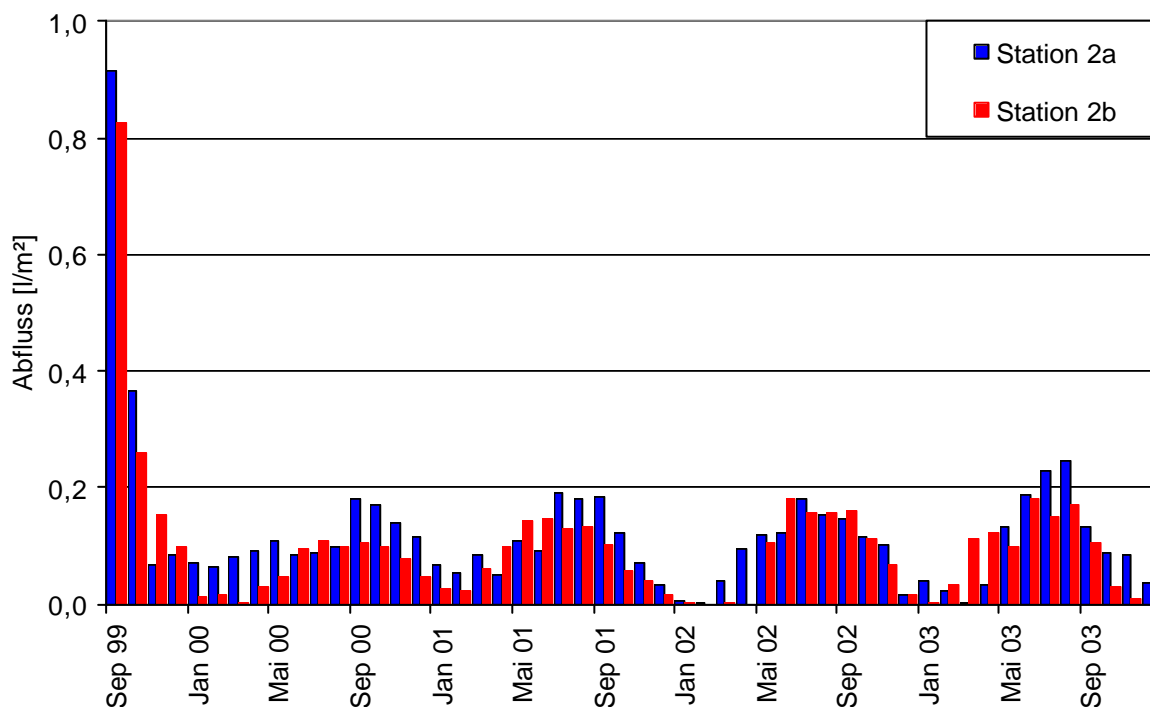


Abb. 6.36: Monatliche Abflusssummen [l/m²] aus den Betonwannen der Stationen 2a und 2b im Zeitraum 03.09.1999 – 31.12.2003

Der Betonwannenabfluss lässt sich auf Station 2b wie auch auf Station 2a in zwei Phasen einteilen (Abb. 6.36). Es handelt sich in der ersten Phase um die „Kompressionsphase“. In dieser „Kompressionsphase“ ist der relativ ‚hohe‘ Abfluss auf die einbaubedingte Kompression der Dichtschicht durch die aufliegende Rekultivierungsschicht zurückzuführen. In der zweiten Phase ist der Verlauf der Betonwannenabflüsse periodisch. Damit ergibt sich auch hier insgesamt ein jahreszeitlicher Verlauf mit einem Abflussmaximum im Herbst und Abflussminimum im Winter (Januar/Februar) (Abb. 6.36).

Eine genauere Betrachtung des Zeitraums November 1999 bis Dezember 2003 ergibt folgendes Bild: das Tagesmaximum liegt auf Station 2a bei 0,024 mm und auf Station 2b bei 0,026 mm. Im gesamten dargestellten Versuchszeitraum gibt es auf Station 2a keinen Monat ohne Betonwannenabfluss (Abb. 6.36); der geringste monatliche Betonwannenabfluss betrug 0,002 l/m². Auf Station 2b sind im hydrologischen Winterhalbjahr 01/02 im Februar und April 2002 die Abflüsse vollständig zum Erliegen gekommen.

Der **Abflussverlauf aus den Betonwannen** entspricht auf den ersten Blick nicht den Erwartungen eines typischen Abflussverhaltens durch eine Dichtschicht. Zu erwarten wäre, dass in den Sommermonaten mit abnehmenden Wassergehalten und steigender Evapotranspiration der Abfluss durch die Dichtschicht abnimmt. Gesättigte Bodenverhältnisse würden zu einem Anstieg des Abflusses führen. Es werden aber in den Wintermonaten niedrigere Abflüsse beobachtet als im Sommer (Abb. 6.36).

- Der Abfluss scheint unabhängig von der momentanen Wassersättigung der Rekultivierungsschicht zu sein. Es besteht kein offensichtlicher Zusammenhang zwischen Abfluss und Wassergehalt in der Rekultivierungsschicht (Abb. 6.37). Dies würde nämlich bedeuten, dass bei hohen Wasserspannungen die Abflüsse gering wären und umgekehrt. In Abb. 6.37 nicht dargestellt ist der Zeitraum von September bis November 1999, da der erhöhte Abfluss in diesem Zeitraum auf die einbaubedingte Kompression der Dichtschicht durch die aufliegende Rekultivierungsschicht zurückzuführen ist. Trotz der geringen Wassergehalte in den Sommermonaten und der trockenengefallenen Oberflächendrainage (siehe Kapitel 6.4.2.3/Abb. 6.56) kommt es in diesem Zeitraum zu einer Wasserabgabe aus der kontrolliert verdichteten Schicht. Somit verhält sich der Abfluss nicht in Phase mit den langfristigen Witterungswechseln. Dies wirft die Frage auf, wie das Wasser in

die Betonwannenabläufe gelangt – handelt es sich um äußerst langsamen Matrixporenfluss durch die kontrolliert verdichtete Schicht oder existieren räumlich begrenzte Bereiche bevorzugter Wasserdurchlässigkeit und hoher Sickergeschwindigkeit?

Für Station 2b ergibt sich bei der Gegenüberstellung der Wasserspannungen in der Rekultivierungsschicht und dem Betonwannenabfluss ein vergleichbares Bild wie für Station 2a.

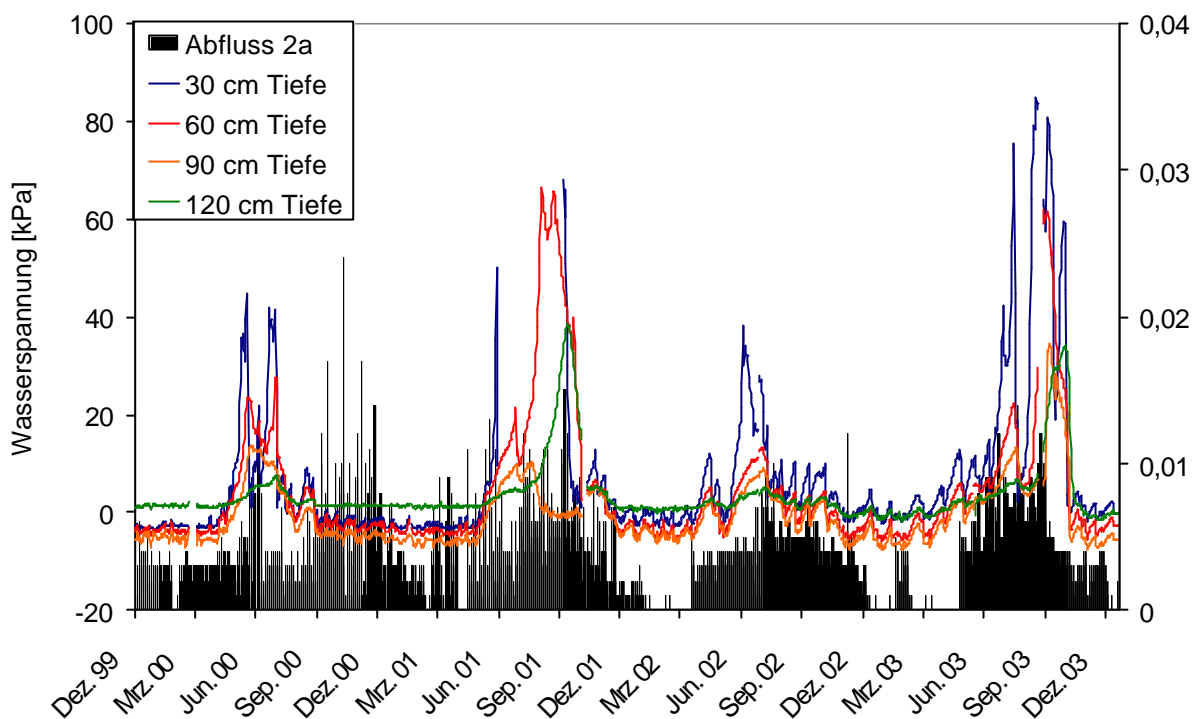


Abb. 6.37: Wasserspannungen (kPa) und Tagesabflüsse (l/m^2) auf Station 2a (Zeitraum Dezember 1999 bis Dezember 2003)

- Wirksamer Makroporenfluss müsste sich im Zusammenhang zwischen hohen Niederschlägen und großen Abflüssen bemerkbar machen. Hinweise für eine solche Korrelation fehlen; die Korrelation zwischen Tagesniederschlag und Tagesabfluss liegt bei $r=0,02$ (Zeitraum 12/99 bis 12/03). Die Veranschaulichung dieses Sachverhaltes zeigt die Gegenüberstellung von Niederschlag und Abfluss (Abb. 6.38) auf Tagesbasis; für Station 2b ergibt sich bei der Gegenüberstellung von Niederschlag und Abfluss ein vergleichbares Bild wie für Station 2a. Angesichts der geringen Abflusssummen und der fehlenden kurzfristigen Reaktion des Gesamtabflusses auf Niederschläge können quantitative bedeutsame Makroporen - im Sinne von Regenwurmgingen oder größeren Rissen - für die kontrolliert verdichtete Schicht ausgeschlossen werden. Es ist nicht möglich, eine Abhängigkeit

des Betonwannen-Abflusses von einzelnen Regenereignissen nachzuweisen (Abb. 6.39). Besonders deutlich macht dies die Betrachtung der hohen Betonwannenabflüsse (= 0,012 mm/d) im Versuchszeitraum. Zur besseren Veranschaulichung sind diese Abflüsse in Abb. 6.39 graphisch hervorgehoben. Es ist ersichtlich, dass kein Zusammenhang zwischen hohen Niederschlägen und erhöhten Betonwannenabflüssen besteht.

Für Station 2a ergibt sich bei der Darstellung der Ganglinien von Niederschlag und Abfluss ein vergleichbares Bild wie für Station 2b.

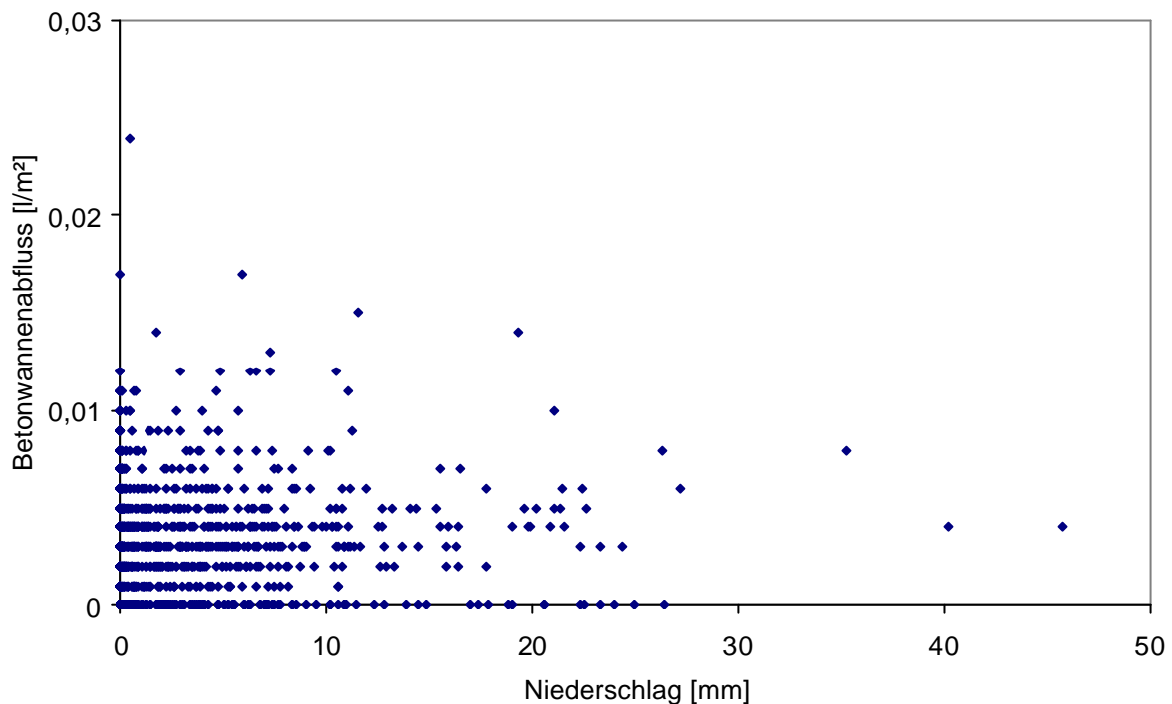


Abb. 6.38: Tagesniederschlag (mm) und Abfluss aus der Betonwanne (l/m²) auf Station 2a (Zeitraum 12/99 – 12/03; Tageswerte)

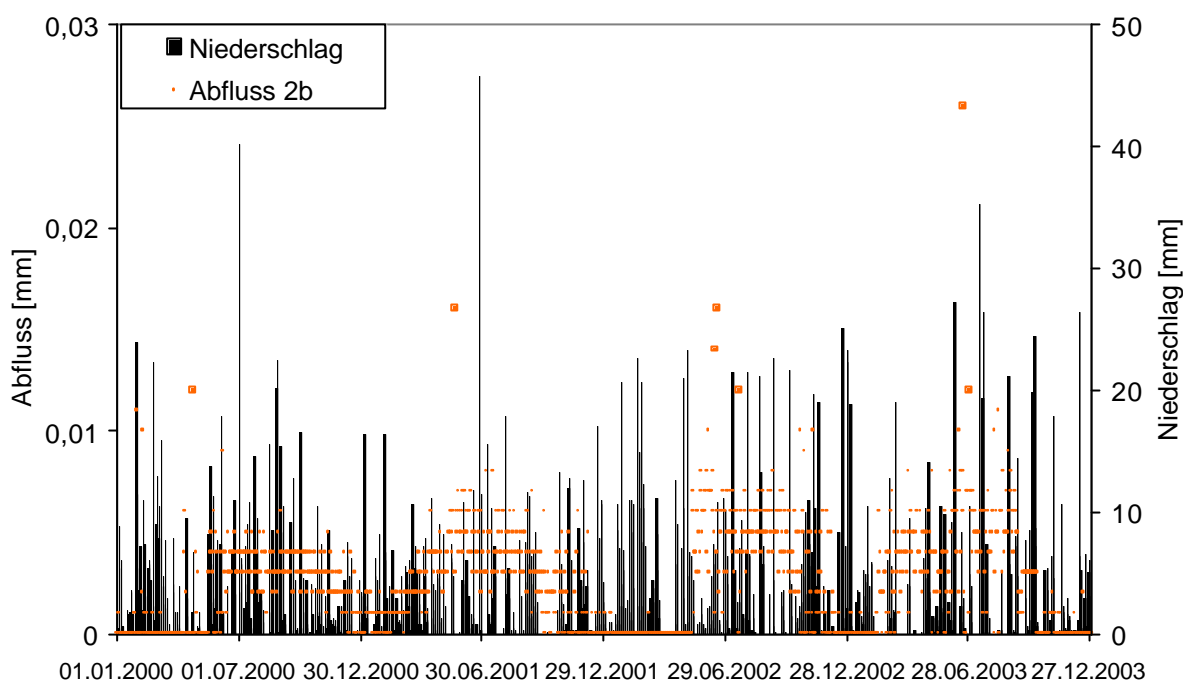


Abb. 6.39: Ganglinie des Tagesniederschlages (mm) und des Abflusses aus der Betonwanne (l/m^2) auf Station 2b (Zeitraum 01/00–12/03; Tageswerte)

Die ausnahmslos niedrigen Durchsickerungshöhen stehen in Einklang mit den geringen k_f -Werten der kontrolliert verdichteten Schicht. Die hohe Dichtwirkung verursacht einen sehr langsamen Wasserfluss durch die kontrolliert verdichtete Schicht. Nach den bisherigen Ergebnissen muss Matrixfluss quantitativ dominieren, der nach dem Darcy-Gesetz von der Wasserleitfähigkeit und dem hydraulischen Gradienten α abhängt. Der hydraulische Gradient (Grad (ψ)) wird aus dem Matrixpotential (ψ_1, ψ_2) an zwei verschieden tief liegenden Messpunkten (z_1, z_2) berechnet:

$$\text{Grad } (\psi) = (\psi_2 - \psi_1) / (z_2 - z_1) + 1$$

Ist der hydraulische Gradient Null, herrscht Gleichgewicht, es findet keine Wasserbewegung statt. Ist der Gradient kleiner Null findet ein Wasseraufstieg statt, ist er größer Null eine Wasserversickerung. Der quasi-permanente Fluss steht in Einklang mit den ebenfalls überwiegend nach unten weisenden hydraulischen (positiven) Gradienten in 195 cm Tiefe. Für Station 2a beträgt der maximale abwärts weisende hydraulische Gradient in 195 cm Tiefe 2,5 bei einem Mittelwert von 1,4 (Median: 1,4); auf Station 2b wird in 195 cm Tiefe im Versuchszeitraum ein maximaler hydraulischer Gradient von 2,9 (Mittel: 1,6; Median 1,8) berechnet. Lediglich auf Station 2b treten

Anfang September bis Mitte Oktober 2001 und 2003 negative Gradienten auf; der stärkste Wert des negativen Gradienten beträgt -1,1.

Aus den oben genannten maximalen Tagesabflüssen und den zugehörigen Gradienten kann für den Zeitraum 01.01.2000 bis 31.12.2003 für Station 2a über die Darcy-Gleichung ein Gelände- k_f -Wert zu $1,85 * 10^{-10}$ m/s berechnet werden; für Station 2b resultiert ein maximaler k_f -Wert von $1,80 * 10^{-10}$ m/s. Die berechneten k_f -Werte sind eine Zehnerpotenzen kleiner als die Labor-Werte. Angesichts dieser sehr niedrigen k_f -Werte ist es wenig aussichtsreich, nach kurzfristigen Reaktionen zwischen den Wasserspannungen in der kontrolliert verdichteten Schicht und den Betonwannenabflüssen zu suchen. Verlagerungsdistanzen des Bodenwassers für einen Zeitraum von 100 Tagen liegen bei den relativ ungünstigeren Labor- k_f -Werten im Bereich einiger Zentimeter.

Trotz der insgesamt sehr niedrigen Abflüsse interessiert es, deren ungewöhnlichen zeitlichen Gang zu erklären. Eine unmittelbare Korrelation des Abflusses mit dem hydraulischen Gradienten besteht nicht; dies ist ebenfalls für den Gradienten in 180 cm Tiefe – Gradient zwischen der Messtiefe 150 cm und 210 cm – geprüft worden. Angesichts des langsamen Wasserflusses in der kontrolliert verdichteten Schicht ist eine zeitliche Verzögerung zwischen dem Auftreten starker Gradienten und dem Abfluss aus der Betonwanne denkbar.

In der visuellen Gegenüberstellung des hydraulischen Gradienten der kontrolliert verdichteten Schicht (Messtiefen 150 cm und 210 cm) zu dem täglichen Betonwannenabfluss der Station 2b scheint ein Zusammenhang zwischen den beiden Parametern zu bestehen (Abb. 6.40).

Die Abnahme des hydraulischen Gradienten, die eine Abtrocknung des Bodens anzeigt, hat verspätet eine Abnahme der Betonwannenabflüsse zur Folge. Die Umkehrung des Wassertransportes in eine aufwärts gerichtete Wasserbewegung im Sommer 2001 führte in dem darauf folgenden Winterhalbjahr teilweise zu einem vollständigen Erliegen der Betonwannenabflüsse.

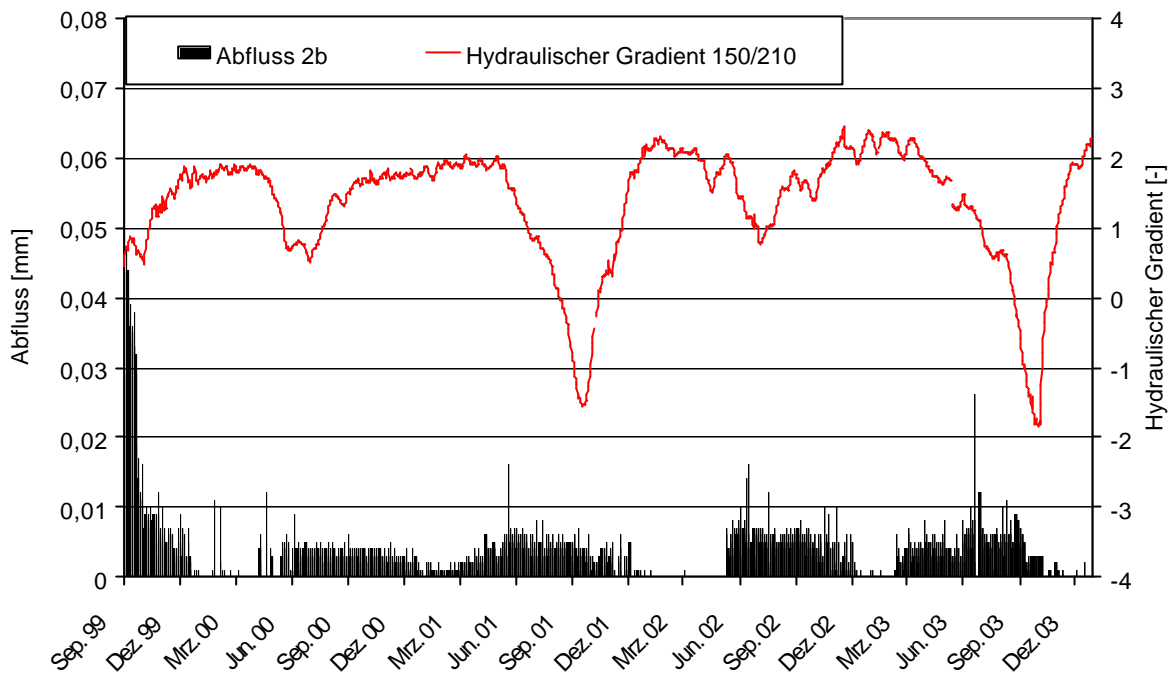


Abb. 6.40: Hydraulischer Gradient zwischen den Messtiefen 150 und 210 cm und Abfluss aus der Betonwanne (l/m^2) auf Station 2b (Zeitraum 09/99 – 12/03; Tageswerte)

Deshalb sind für Station 2b Kreuzkorrelationen durchgeführt worden; dazu werden die Gradienten um 10, 20, 30, 40, 50, 100, 125, 150, 175 und 200 Tage gegenüber den Betonwannenabflüsse verschoben und anschließend die Korrelationskoeffizienten berechnet. Die Kompressionsphase mit den erhöhten Abflüssen ist nicht berücksichtigt worden. Abbildung Abb. 6.41 zeigt am Beispiel des Gradienten in 180 cm Tiefe, dass die maximalen Korrelationskoeffizienten bei ca. 175 Tagen auftreten (150 Tage/ $r = 0,542$; 175 Tage/ $r = 0,547$; 200 Tage/ $r = -0,444$). Zwar sind die Koeffizienten nicht hoch, doch stützen sie die vermuteten Zusammenhänge. Die Streudiagramme (Beispiel: Abb. 6.42) zeigen, dass die Zusammenhänge nicht linear sind und somit die Korrelationskoeffizienten relativ schwach sind. Ferner enthalten die Diagramme Tage mit höheren Abflüssen als Ausreißer, für die die angebotene Erklärung (Matrixfluss) nicht zutrifft.

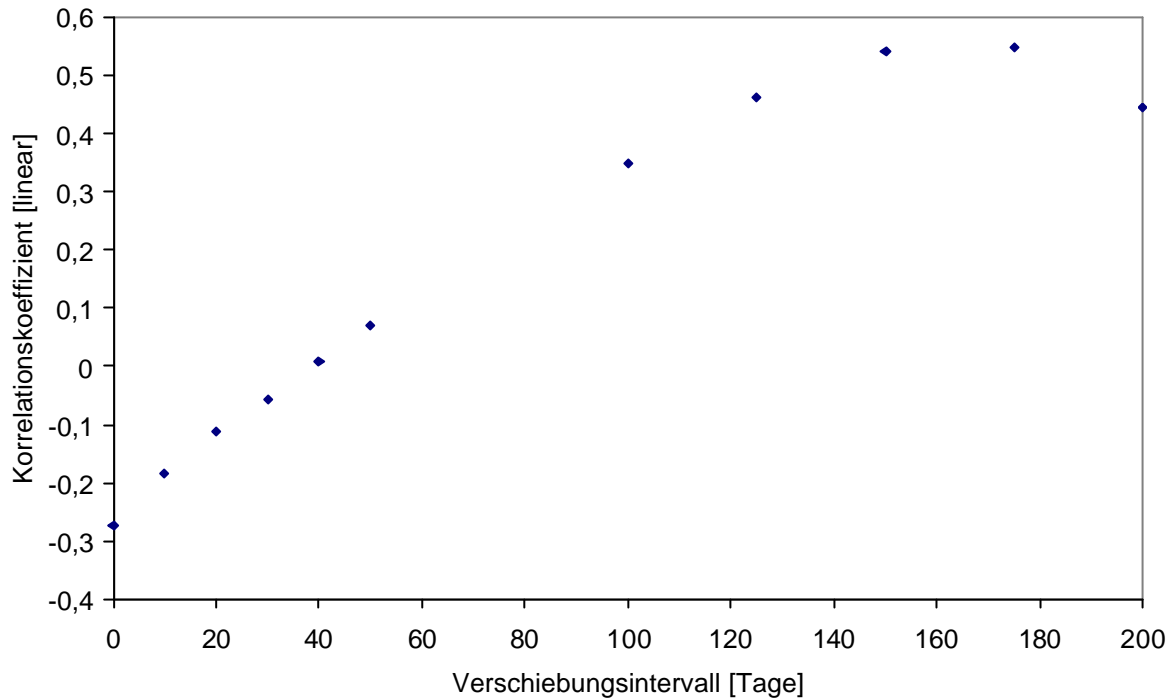


Abb. 6.41: Kreuzkorrelationskoeffizient zwischen hydraulischen Gradienten in 180 cm Tiefe und Betonwannenabfluss an Station 2b in Abhängigkeit vom Verschiebungsintervall (Zeitraum 01/2000 bis 12/2003)

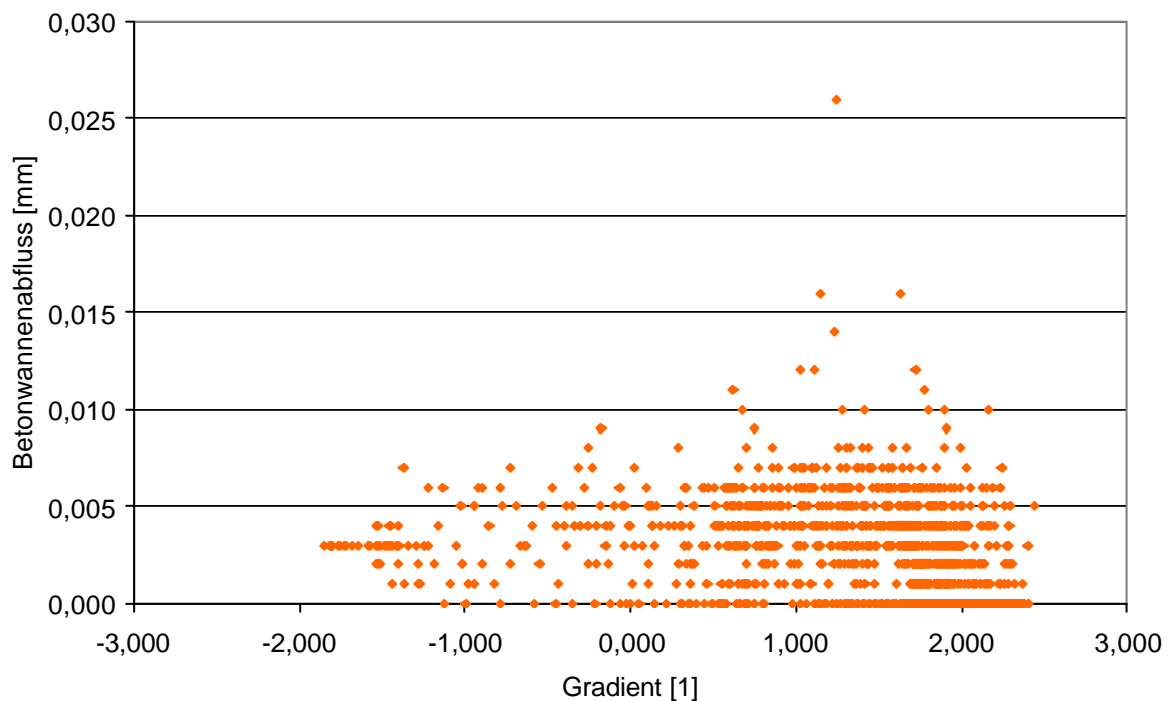


Abb. 6.42: Betonwannenabfluss und hydraulischer Gradient in 180 cm Tiefe an Station 2b (Zeitraum 01/2000 bis 12/2003)

Für Station 2a ergeben sich vergleichbare Ergebnisse. Aufgrund der vorhandenen Drainageschicht auf Station 2a weisen die in der kontrolliert verdichteten Schicht gemessenen Wasserspannungen Luftdruck abhängig stärkere Schwankungen auf als auf Station 2b. Auf Station 2a beträgt der Korrelationskoeffizient bei einer Verschiebung des Gradienten um 200 Tage nur 0,284.

Im Folgenden wird versucht einen theoretischen Betonwannenabfluss über die Darcy-Gleichung mit Hilfe der aus den Wasserspannungen berechneten hydraulischen Gradienten und dem k_f -Wert des Bodenmaterials (siehe oben) zu berechnen. Dies führt – obwohl die berechneten k_f -Werte um ca. 1 bis 2 Zehnerpotenzen kleiner sind als die Labor-Werte – gegenüber den gemessenen Betonwannenabflüssen immer noch zu überhöhten Abflüssen (Abb. 6.43). Auf Station 2a werden über die Darcy-Gleichung für den Zeitraum 01/2000 bis 12/2003 6mal und auf Station 2b 10mal höhere Betonwannenabflüsse berechnet, als gemessen worden sind. Gleichzeitig werden im Mittel um die gleichen Faktoren (Station 2a: Faktor 6; Station 2b: Faktor 10) die täglichen gemessenen Betonwannenabflüsse durch die Berechnung überschätzt.

Verschiebt man den berechneten Abfluss um 175 Tage weiter, dann besteht zwischen gemessenen und berechneten Abfluss eine Korrelation mit $r = 0,27$ (Station 2a) bzw. mit $r = 0,59$ (Station 2b). In Abb. 6.43 ist der berechnete und um 175 Tage verschobene dem gemessenen Betonwanne abfluss gegenübergestellt.

Da, wie oben schon erläutert, in der kontrolliert verdichteten Schicht der Station 2a die gemessenen Wasserspannungen Luftdruck abhängig stärkere Schwankungen aufweisen als auf Station 2b, ist die Darstellung des für Station 2b in Abb. 6.43 abgebildeten Sachverhaltes für Station 2a nicht so deutlich.

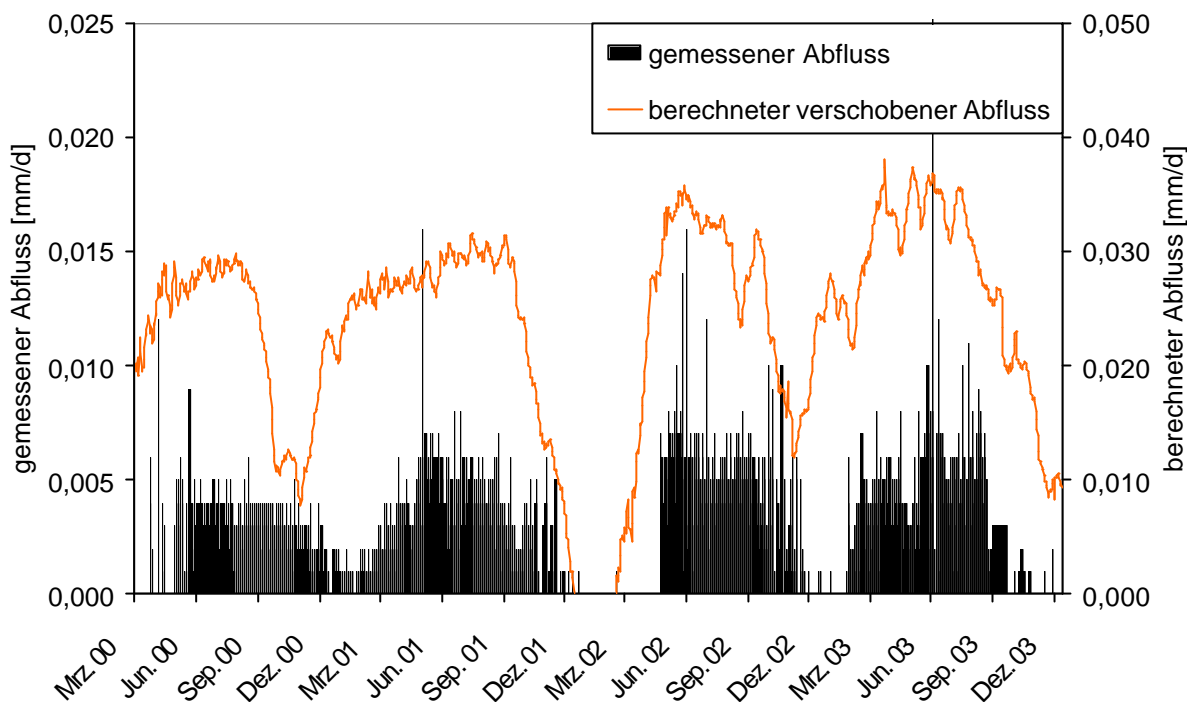


Abb. 6.43: Berechneter Abfluss (um 175 Tage verschoben) und gemessener Betonwannenabfluss (l/m^2) auf Station 2b (Zeitraum 09/99 – 12/03; Tageswerte beider Abflusskurven über 7 Tage gemittelt)

6.4.2.2 Einfluss der Bodentemperatur auf den Betonwannenabfluss

Wasserbewegung in Böden ist grundsätzlich sowohl in flüssiger als auch in dampfförmiger Phase möglich. Der periodische Verlauf der Betonwannen-Abflüsse (Maximum im Sommer, Minimum im Winter) könnte auch auf eine temperaturinduzierte Wasserbewegung hinweisen. Als Folge eines Temperaturgefälles entstehen Dampfdruckgradienten, und Wasserdampf diffundiert von der wärmeren (hohe Dampfdichte) zur kühleren Region (geringere Dampfdichte) im Boden. Dies würde dazu führen, dass im Sommer ein abwärts gerichteter Wasserdampftransport in Richtung der Betonwannen und im Winter ein aufwärts gerichteter Wasserdampftransport stattfindet (vergleiche Kapitel 6.3.2.5). Der temperaturabhängige Anteil kann in gering durchlässigen Systemen erheblich an relativer Bedeutung gewinnen (Vielhaber, 2002).

Abb. 6.44 zeigt den Betonwannenabfluss auf Station 2a gekoppelt mit Temperatur und Temperaturgradient in der kontrolliert verdichteten Schicht. Die Abbildung zeigt, dass ein zunehmender Abfluss mit einer zunehmenden Temperatur einhergeht. Gleichzeitig wird deutlich, dass im betrachteten Versuchszeitraum auf **Station 2a** ab

einer Bodentemperatur (150 cm Tiefe) von $>16,5^{\circ}\text{C}$ immer Betonwannenabflüsse auftreten. Mit weiterer Zunahme der Temperatur geht auch ein größerer Mindestbetonwannenabfluss einher. Bei Temperaturgradienten von größer $1,6 \text{ [K/m]}$ werden mit zunehmenden Temperaturgradienten auch größere Mindestbetonwannenabflüsse gemessen.

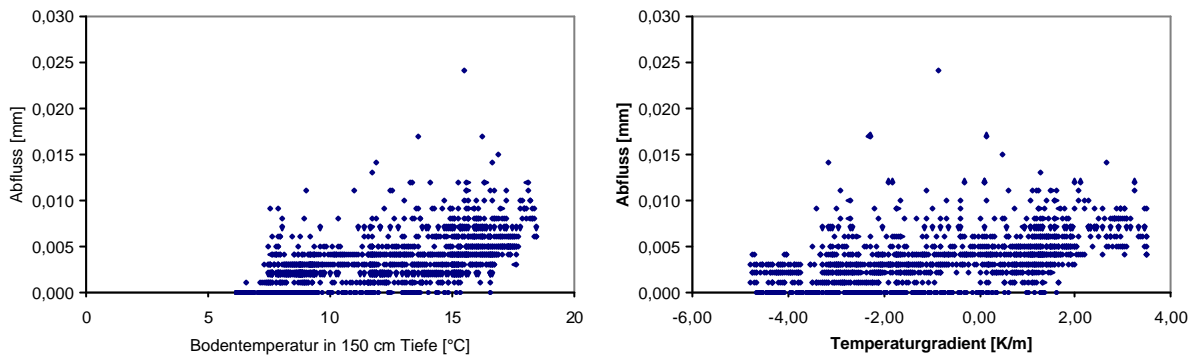


Abb. 6.44: Betonwannenabfluss auf Station 2a in Abhängigkeit von Temperatur in 150 cm Tiefe und Temperaturgradient zwischen 150 und 210 cm Tiefe (Januar 2000 bis Dezember 2003)

Auf **Station 2b** treten bei einer Bodentemperatur (150 cm Tiefe) von $>15,8^{\circ}\text{C}$ mit zwei Ausnahmen immer Betonwannenabflüsse auf. Mit weiterer Zunahme der Temperatur ist auch auf Station 2b ein größerer Mindestbetonwannenabfluss verbunden. Bei Temperaturgradienten von größer $1,1 \text{ K/m}$ werden mit vier Ausnahmen immer Betonwannenabflüsse gemessen und die gemessenen Mindestbetonwannenabflüsse nehmen gering zu.

Über den Einfluss der Temperatur auf den Wasserhaushalt von Oberflächenabdichtungssystemen ist schon von Melchior (1993) und Vielhaber (1995) berichtet worden.

Der in Vielhaber (1995) ausführlich dargestellte Ansatz nach Cary & Taylor (1962) zum anisothermen Wasserdampftransport (Transport in der Dampfphase aufgrund eines Dampfdruckgefälles infolge thermischer Gradienten) durch den Boden ist auf die Abschätzung des temperaturinduzierten Wasseraustrags auf der Deponie Castrop-Rauxel angewendet worden. Anisotherme Dampfdruckgradienten leisten einen weitaus größeren Beitrag zur Wasserdampfbewegung als isotherme Gradienten (Dampfdruckgradienten, die ohne Temperatureinfluss entstehen können), die meistens vernachlässigbar klein sind (Hillel, 1980) (siehe Kapitel 4.1.3), und daher im Verlauf der vorliegenden Arbeit nicht weiter berücksichtigt werden.

Für den Wasserdampftransport J_v gilt:

$$J_v = -b \cdot (D_v \cdot p \cdot H / (R^2 \cdot T^3)) \cdot \Delta T$$

β	bodenspezifischer Faktor (Dampftransport) nach Cary und Taylor,
D_v	Diffusionskoeffizient von Wasserdampf in Luft [cm^2/s],
p	Dampfdruck von Wasser [J/cm^3],
H	Verdampfungswärme von Wasser [J/g],
R	universelle Gaskonstante von Wasserdampf [$\text{J}/(\text{g} \cdot \text{K})$],
T	Temperatur [K],
ΔT	Temperaturgradient [K/cm].

β kann über die Formel

$$\beta = \alpha \cdot n_a \cdot \eta$$

mit der Tortuosität α [-], dem luftgefüllten Porenanteil n_a [cm^3/cm^3] und dem boden-abhängiger Faktor (Dampftransport) nach Philip und de Vries η [-] angeschätzt werden. Vielhaber (1995) hat Werte für β aus verschiedenen Quellen zusammengestellt und als Funktion des Matrixpotentials aufgetragen. Der Faktor β ist wegen des hohen Sättigungsgrades der kontrolliert verdichteten Schicht mit 0,8 anzunehmen.

Der für Station 2b berechnete Wasserdampftransport ergibt das in Abb. 6.45 dargestellte Bild. Die Flussberechnung erfolgte anhand von Messwerten aus den zwei unteren Einbaupositionen (180 und 210 cm Tiefe innerhalb der kontrolliert verdichteten Schicht). Es wird angenommen, dass sich ein zwischen den zwei Messpunkten abwärts gerichteter Fluss über den unteren Rand der kontrolliert verdichteten Schicht in die Betonwannen hinweg fortsetzt. Für die Bodentemperatur werden die Messwerte aus 180 cm Tiefe berücksichtigt. Der Temperaturgradient wird aus den Messwerten in 180 und 210 cm Tiefe berechnet.

Wie in Abb. 6.45 zu sehen, ist der aufwärts gerichtete dampfförmige Wasserdampftransport größer als der abwärts gerichtete. Auf Station 2b beträgt der berechnete maximale abwärts gerichtete Fluss in dampfförmiger Phase 0,0035 mm/d und der aufwärts gerichtete 0,0047 mm/d. Für Station 2a ergibt sich ein ähnliches Bild. Auf Station 2a beträgt der berechnete maximale abwärts gerichtete Fluss in dampfförmiger Phase 0,0034 mm/d und der aufwärts gerichtete 0,0037 mm/d.

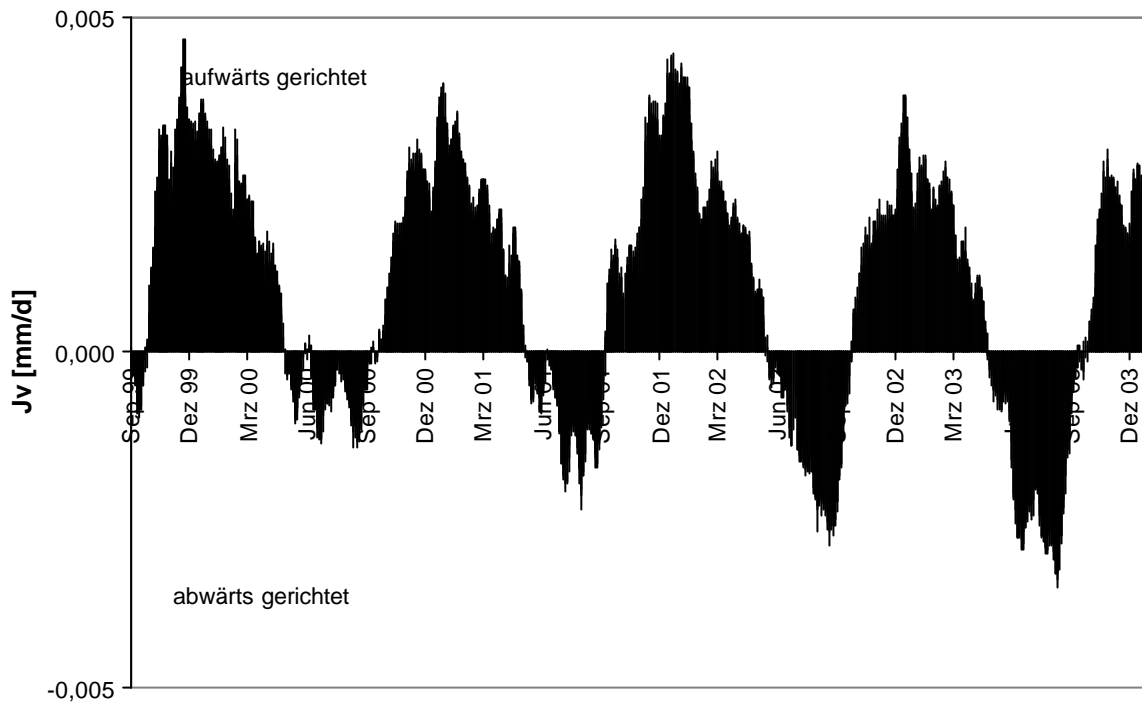


Abb. 6.45: Teilfluss in dampfförmiger Phase [mm/d] der Station 2b (04.09.1999 bis 31.12.2003)

Tab. 6.17 verdeutlicht, dass für Station 2a und b der Trend des dampfförmigen Wasserflusse ähnlich ist. Die hydrologischen Winterhalbjahre werden bestimmt durch einen aufwärts und die Sommerhalbjahre durch einen abwärts gerichteten Wasserdampftransport. Bedingt durch die im Vergleich zu den Vorjahren warme und trockene Witterung im Frühjahr 2003 führt die Berechnung des Teilfluss in dampfförmiger Phase im hydrologischen Winterhalbjahr 02/03 im Gegensatz zu den vorangegangenen hydrologischen Winterhalbjahren schon im April 2003 zu einem abwärts gerichteten Wasserdampftransport J_v .

Der Vergleich der Tab. 6.16 und Tab. 6.17 zeigt, dass die Betonwannenabflüsse nicht ausschließlich durch den anisothermen Wasserdampftransport bestimmt sein können. Der abwärts gerichtet Wasserdampftransport, der ein Teilfluss des Betonwannenabflusses darstellen kann, macht nach dieser Rechnung im Versuchszeitraum 09/99 bis 12/03 auf Station 2a nur 8,4 % und auf Station 2b 13 % des gemessenen Betonwannenabflusses aus.

Daher muss für eine Berechnung der Betonwannenabflüsse auch der Transport in der flüssigen Phase berücksichtigt werden.

Tab. 6.17: Berechneter aufwärts und abwärts gerichteter Fluss in dampfförmiger Phase [mm] auf Station 2 (04.09.1999 – 31.12.2003)

	Station 2a		Station 2b	
	aufwärts	abwärts	aufwärts	abwärts
04.09. - 31.10.99	0,074	0,002	0,072	0,012
01.11.99 - 30.04.00	0,357	0,000	0,450	0,000
01.05. - 31.10.00	0,047	0,031	0,046	0,082
01.11.00 - 30.04.01	0,329	0,000	0,440	0,000
01.05. - 31.10.01	0,057	0,046	0,064	0,123
01.11.01 - 30.04.02	0,315	0,000	0,492	0,000
01.05. - 31.10.02	0,027	0,111	0,053	0,177
01.11.02 - 30.04.03	0,161	0,002	0,351	0,001
01.05. - 31.10.03	0,003	0,338	0,055	0,258
01.11.03 - 31.12.03	0,034	0,000	0,139	0,000

Transport in der flüssigen Phase J_l

Der Transport in der flüssigen Phase J_l [mm/d] unter Berücksichtigung der Temperatur kann aus der folgenden Gleichung ermittelt werden (Nielsen et al. 1972):

$$J_l = -k \left[d\psi_H/dz + Q_l/(g \cdot T) \cdot dT/dz \right]$$

- k hydraulische Leitfähigkeit [mm/d],
 ψ_H hydraulisches Potential [cm],
 z Tiefencoordinate, nach oben positiv [cm],
 g Erdbeschleunigung [cm/s²],
 T Temperatur [K],
 Q_l Wärmeinhalt von Wasser (zur Bedeutung siehe Nielsen et al. (1972), dort Angabe eines mittleren Wertes für die Bodenart Lehm $Q = 0,04$ cal/g).

Die Menge des in der flüssigen Phase transportierten Abflusses hängt vor allem von der hydraulischen Leitfähigkeit k ab. Da die kontrolliert verdichtete Schicht zeitweise im gesättigten aber zum Teil auch im ungesättigten Zustand vorliegt, ist für den Versuchszeitraum eine mittlere Wasserspannung für die kontrolliert verdichtete Schicht berechnet worden. Da die mineralische Dichtung im ungesättigten Zustand vorliegt, muss die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit k_u in Abhängigkeit von der Wasserspannung ψ eingesetzt werden. Dies führt zu einer erheblichen Unsicherheit für die

Flussberechnung. Die Problematik der Bestimmung des k_u -Wertes und der große Einfluss des k_u -Wertes werden ausführlich bei Vielhaber (1995) diskutiert.

Die k -Werte sind im Berechnungsmodell solange variiert worden, bis nach Augenmaß (fitted-by-eye) die größte Übereinstimmung zwischen berechneten und gemessenen Betonwannenabflüssen erzielt worden ist. Für die Berechnung von J ist auf Station 2a daher ein k -Wert von $1 \cdot 10^{-10}$ m/s und auf Station 2b von $7 \cdot 10^{-11}$ m/s eingesetzt worden. Die in die Gleichung eingesetzten k_u -Werte betragen $3,8 \cdot 10^{-11}$ m/s (Station 2a) bzw. $2,7 \cdot 10^{-11}$ m/s (Station 2b).

Der Vergleich der Abb. 6.45 und Abb. 6.46/Abb. 6.47 zeigt, dass den Abschätzungen nach zu urteilen die flüssig transportierten Wassermengen J_l größer sind als der dampfförmige Transport J_v . Die flüssig transportierten Wassermengen in der kontrolliert verdichteten Schicht sind zumeist abwärts gerichtet. Der auf Station 2b berechnete aufwärts gerichtete Wasserfluss im Herbst 2001 und 2003 ist bedingt durch einen negativen hydraulischen Gradienten, der sich aus der Abtrocknung des Boden bis in 180 cm Tiefe ergibt.

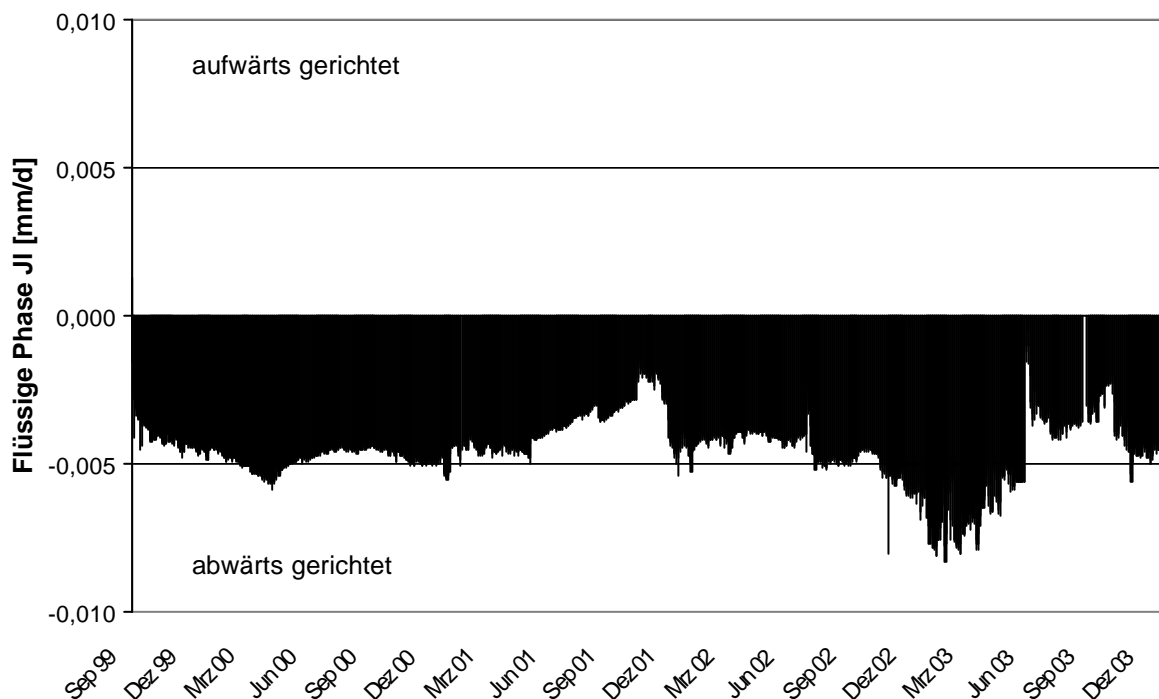


Abb. 6.46: Teilfluss in flüssiger Phase [mm/d] der Station 2a (04.09.1999 bis 31.12.2003)

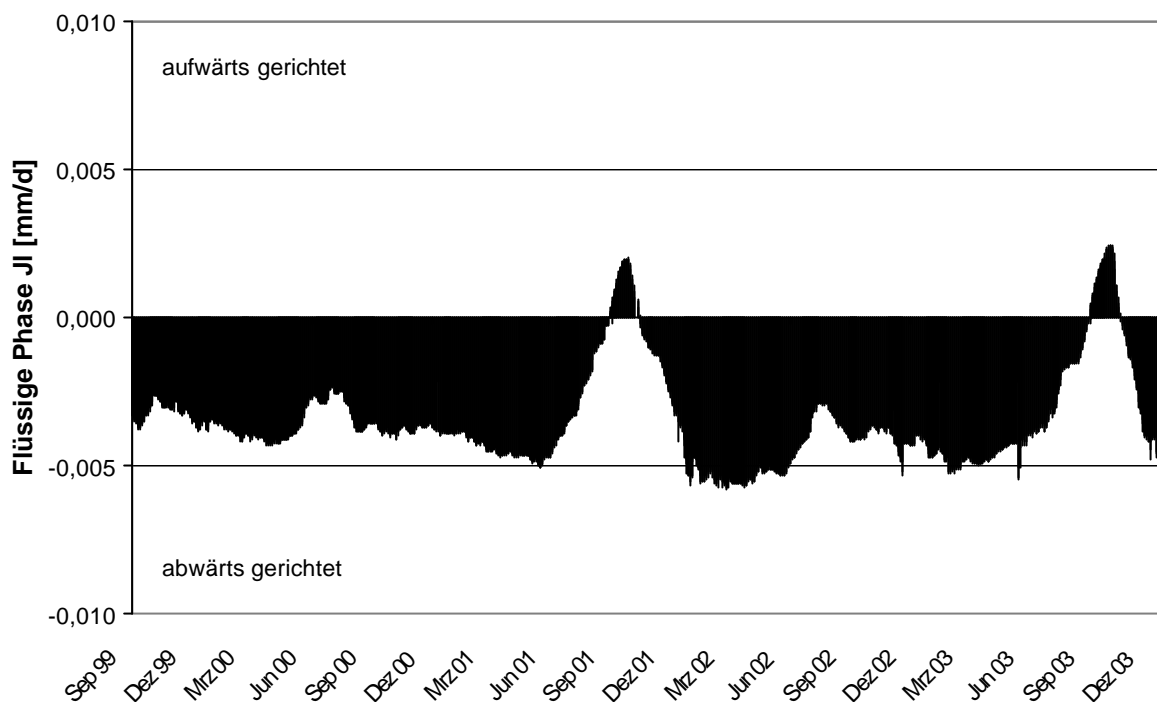


Abb. 6.47: Teilfluss in flüssiger Phase [mm/d] der Station 2b (04.09.1999 bis 31.12.2003)

Die Granulatschicht auf Station 2a hat – wie in Kapitel 6.3.2.1 schon ausgeführt – eine Abtrocknung des Bodens in den unteren Messtiefen verhindert. Somit wird für Station 2a über den gesamten Versuchszeitraum 04.09.1999 bis 31.12.2003 immer ein abwärts gerichteter Fluss in flüssiger Phase berechnet.

Der Gesamtfluss ergibt sich aus der Addition der Teilflüsse ($J_v + J_l$). Da die Teilflüsse unterschiedlich gerichtet sein können, stellt der Gesamtfluss eine Bilanz dar, die einen Eindruck über die vorherrschende Wasserbewegung vermitteln und über die der Abfluss aus der Dichtung größenordnungsmäßig bestimmt werden kann.

Wie in Abb. 6.48 zu sehen überwiegt auf Station 2a der abwärts gerichtete Fluss – die Bilanzierung des Teilflusses in dampfförmiger und flüssiger Phase hat zur Folge, dass auf Station 2a kein aufwärts gerichteter Fluss stattfindet, da der größere Teilfluss in flüssiger Phase den Teilfluss in dampfförmiger Phase kompensiert. Der berechnete maximale abwärts gerichtete Fluss beträgt auf Station 2a 0,0076 mm/d. Für Station 2b ergibt sich ein vergleichbares Bild mit einem aufwärts gerichteten Fluss im Herbst 2001 und 2003. Auf Station 2b beträgt der maximale abwärts gerichtete Fluss 0,0069 mm/d.

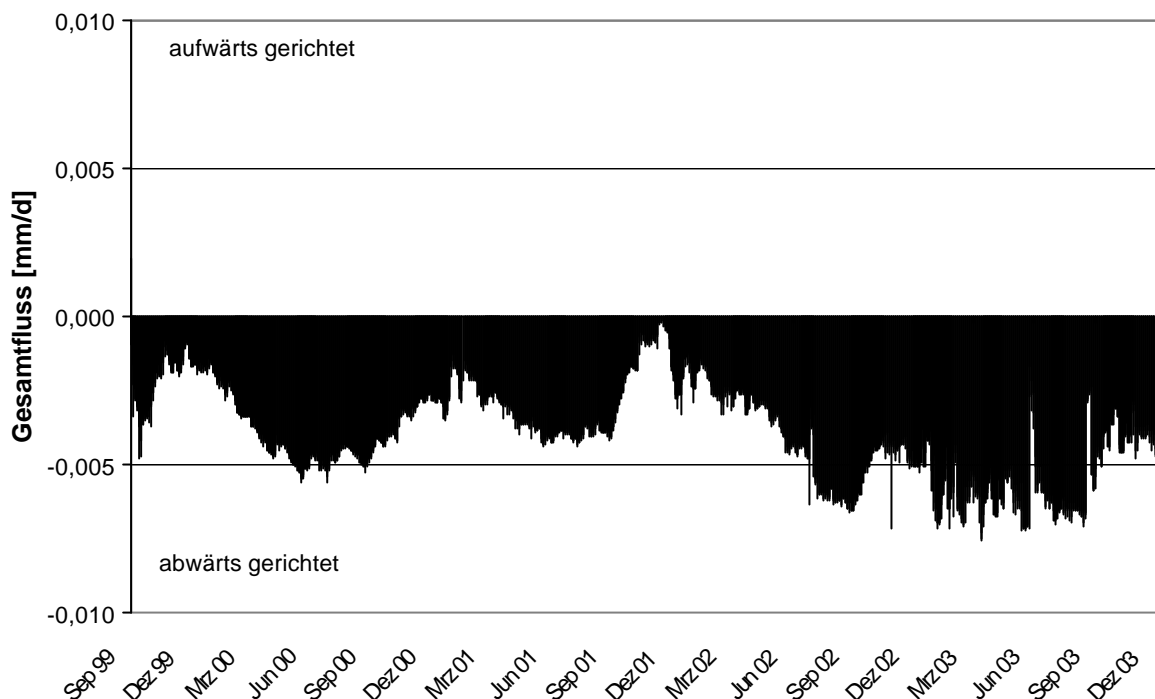


Abb. 6.48: Gesamtfluss [mm/d] – berechnet aus den Teilflüssen in flüssiger und dampfförmiger Phase – der Station 2a (04.09.1999 bis 31.12.2003)

Der Vergleich des gemessenen Betonwannenabflusses auf Station 2a mit dem für diese Station berechneten Abfluss aus der kontrolliert verdichteten Schicht infolge Wassertransports in dampfförmiger und flüssiger Phase ist in Abb. 6.49 dargestellt (Abflussverläufe sind geringfügig geglättet; die dargestellten Werte sind Mittelwerte der vorangegangenen sieben Tageswerte). Der Vergleich zeigt, dass vor allem in den Zeiträumen September bis November 2000 und im gleichen Zeitraum 2001 durch die Berechnung der Abfluss aus der Dichtung unterschätzt wird. Eine gute Übereinstimmung zwischen berechnetem und gemessenem Betonwannenabfluss besteht jedoch im hydrologischen Sommerhalbjahr 2002. Die Überschätzung des Betonwannenabflusses im hydrologischen Winterhalbjahr 02/03 ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass im genannten Winterhalbjahr aufgrund von Defekten an Tensiometern in 180 cm Tiefe nur drei Tensiometer zur Ermittlung einer mittleren Wasserspannung in 180 cm Tiefe herangezogen werden können, deren Verläufe zwar plausibel sind, aber einen erhöhten Wasserdruck anzeigen. Diese Begründung wird dadurch bestätigt, dass nach der jährlichen großen Wartung im Mai die Wasserspannungen in 180 cm Tiefe ansteigen und dass ab Juni 2003 eine gute Übereinstimmung zwischen berechnetem und gemessenem Betonwannenabfluss besteht.

Auf eine Gegenüberstellung des gemessenen und berechneten Betonwannenabflusses für die Monate September bis einschließlich Dezember 1999 wird verzichtet, da in diesen Monaten Konsolidierungsprozesse (siehe Kapitel 6.4.2.1) zu erhöhten Betonwannenabflüssen geführt haben, die im Berechnungsansatz nicht abgebildet sind.

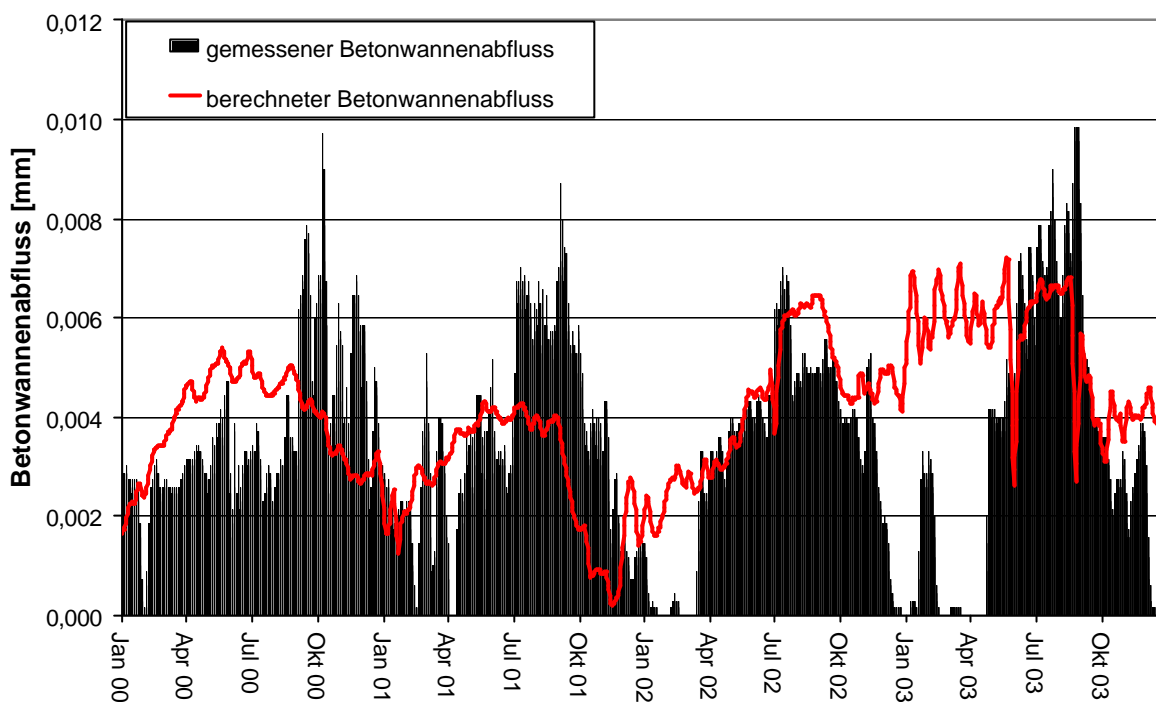


Abb. 6.49: Geglätteter gemessener und aus flüssiger und dampfförmiger Phase berechneter Betonwannenabfluss der Station 2a (01.01.2000 bis 31.12.2003)

Der Vergleich des gemessenen Betonwannenabflusses auf Station 2b mit dem für diese Station berechneten Abfluss aus der kontrolliert verdichteten Schicht infolge Wassertransports in dampfförmiger und flüssiger Phase ist in Abb. 6.50 dargestellt (Abflussverläufe sind geringfügig geglättet; die dargestellten Werte sind Mittelwerte der vorangegangenen sieben Tageswerte). Wie auch auf Station 2a wird auf eine Gegenüberstellung des gemessenen und berechneten Betonwannenabflusses für die ersten vier Versuchsmonate verzichtet, da in diesen Monaten Konsolidierungsprozesse zu erhöhten Betonwannenabflüssen geführt haben.

Eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenem und bilanziertem Betonwannenabfluss besteht von Mai 2000 bis September 2001 und von Mai 2002 bis August 2003. Die Betonwannenabflüsse werden auch auf Station 2b für die Monate September bis November 2000 durch die Bilanzierung etwas unterschätzt. Die starke Unterschätzung des bilanzierten Betonwannenabflusses von August bis Dezember

2001 und 2003 ist auf den berechneten aufwärts gerichteten Transport in flüssiger Phase zurückzuführen. Dieser ist demnach weniger stark als durch die Berechnung von J ermittelt. In den Monaten Januar bis Mai 2000 und 2002 findet eine Überschätzung des Betonwannenabflusses durch die Bilanzierung statt. In diesen Zeiträumen sind sehr geringe Wasserspannungen in der kontrolliert verdichteten Schicht gemessen worden. Es scheint kein Wassertransport in dampfförmiger und flüssiger Phase möglich zu sein.

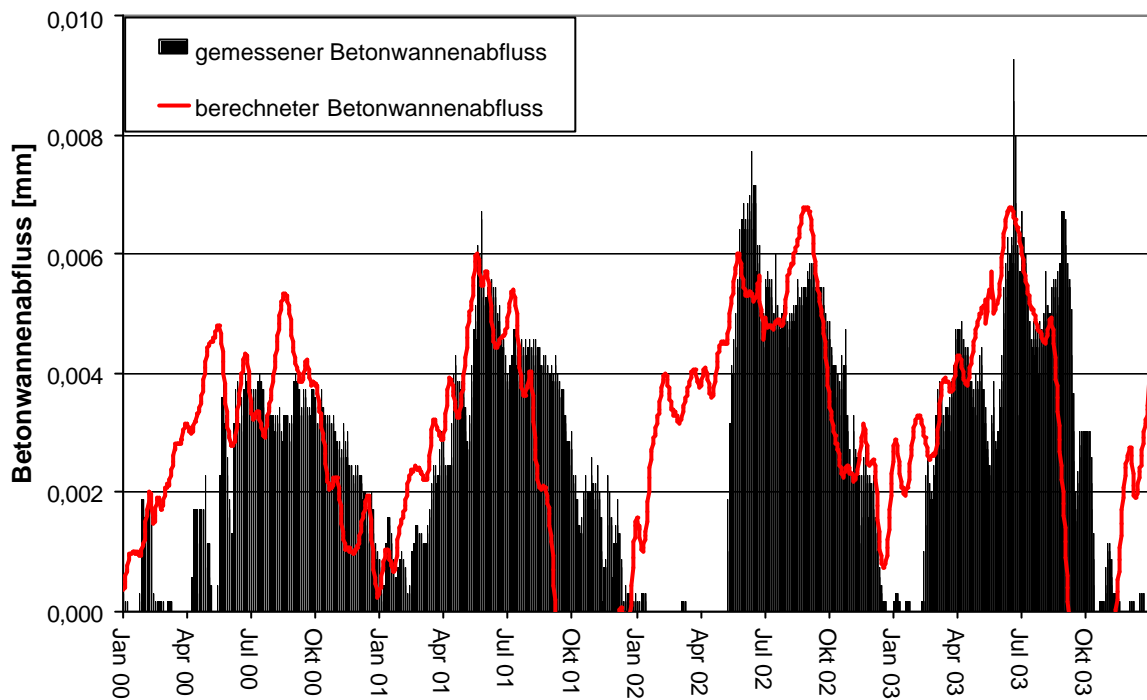


Abb. 6.50: Geglätteter gemessener und aus flüssiger und dampfförmiger Phase berechneter Betonwannenabfluss der Station 2b (01.01.2000 bis 31.12.2003)

Zusammenfassend folgt aus den bisherigen Erklärungsansätzen, dass temperaturinduzierte Prozesse durchaus Teile der zeitlichen Variation der Betonwannenabflüsse erklären könnten. Da die Übergänge zwischen der Unterkante der kontrolliert verdichteten Schicht und der Betonwannenfüllung mit dem anschließenden Leitungssystem messtechnisch nicht überwacht werden kann, werden vermutlich weiterhin Unterschiede zwischen Messwerten und Erklärungsansätzen bestehen bleiben. Für die Feststellung der unzweifelhaft sehr geringen Betonwannenabflüsse sind diese Umstände unwesentlich.

6.4.2.3 Drainageabfluss

Über die Kippzähler der **Oberflächendrainage** der **Station 2a** sind im Beobachtungszeitraum September 1999 bis Dezember 2003 insgesamt 539,99 l/m² Bodenwasser abgeführt worden – dies entspricht 14,3 % des Gesamtniederschlages (3778,2 mm). Der Abfluss aus der Oberflächendrainage macht einen Teil des gesamten lateralen Abflusses oberhalb der kontrolliert verdichteten Schicht aus; zusätzliches Wasser verlässt in seitlicher Richtung den Boden oberhalb der Granulatschicht.

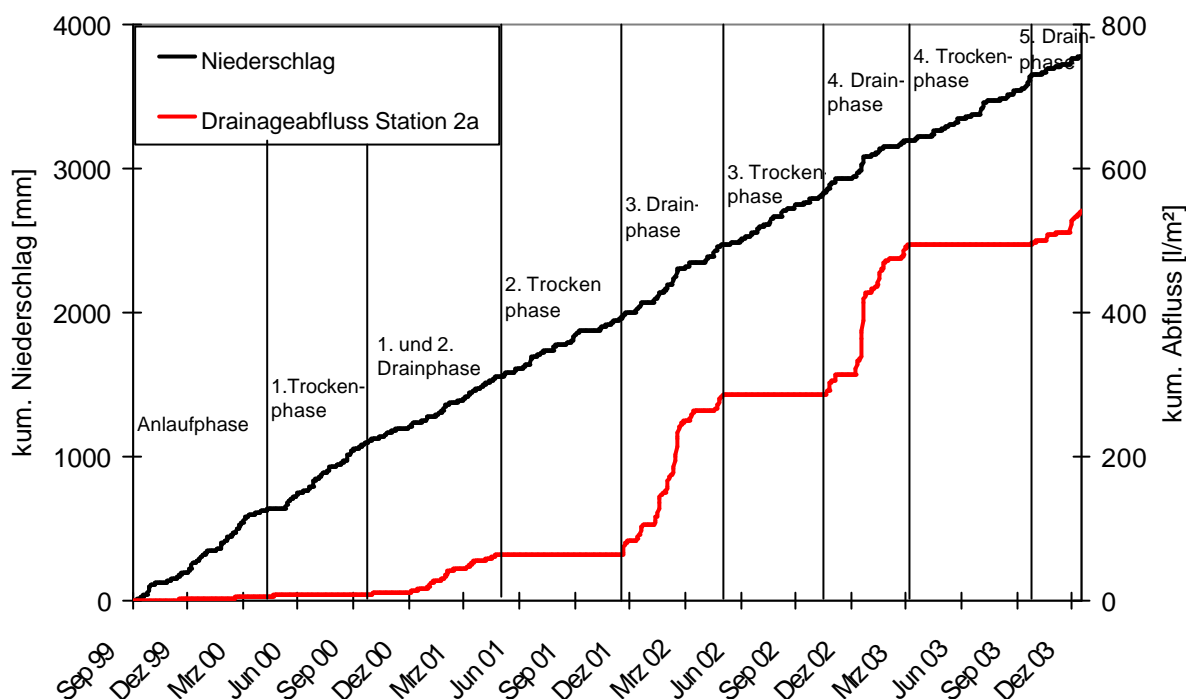


Abb. 6.51: kum. Niederschlag [mm] und kum. Abfluss (l/m²) aus der Oberflächendrainage der Station 2a (04.09.1999 – 31.12.2003)

Der Drainageabfluss auf Station 2a lässt sich in 10 Phasen einteilen (Abb. 6.51):

1. Anlaufphase: Von September 1999 bis Mai 2000 sind sehr geringe Drainageabflüsse gemessen worden. Nur 1% des Niederschlages sind über die Drainage gefasst worden. Für das Winterhalbjahr ist dies – absolut sowie im Vergleich zu den Folgejahren – ein sehr geringer Wert. Das Drainverhalten kann noch mit dem Einbau der Drainage zusammenhängen („das System muss sich noch einspielen“) und benötigt einen zeitlichen Vorlauf. Im geschütteten Substrat sind bodenstrukturbildende Prozesse abgelaufen, die ein wasserwegesames Porensystem geschaffen haben. Derartige Prozesse sind auch aus dem landwirtschaftlichen Wasserbau bekannt.

2. erste Trockenphase: Aufgrund des Wasser-ungesättigten Oberbodens findet in den Sommermonaten 2000 (Mai – Anfang September) erwartungsgemäß kein Abfluss über die Drainage statt.
3. erste Drainphase (mit sehr schwacher Schüttung): Im Zeitraum September – Dezember 2000 werden über die Drainage ca. 4 % des Niederschlages aus diesem Zeitraum abgeführt.
4. zweite Drainphase (mit schwacher Schüttung): Ab Januar 2001 kommt es zu einem Anstieg des Drainageabflusses. Die Abstände der Schüttintervalle werden kürzer. Von Januar bis April 2001 sind ca. 15 % des Niederschlages aus diesem Zeitraum über die Oberflächendrainage abgeführt, im Januar und Februar 2001 sind 20 % des Niederschlags in der Drainage gefasst worden.
5. zweite Trockenphase: Sie umfasst das Hydrologische Sommerhalbjahr 2001 und den Beginn des folgenden Winterhalbjahres (Mai bis November 2001).
6. dritte Drainphase (mit starker Schüttung): Sie umfasst den Zeitraum von Ende November 2001 bis Ende Mai 2002. Der Drainageabfluss hat sich gegenüber den vorausgegangenen Winterhalbjahren deutlich erhöht. Im hydrologischen Winterhalbjahr 2001/2002 werden 38,7 % des Niederschlags über die Drainage abgeführt (Tab. 6.16). Im niederschlagsreichen Januar und Februar 2002 sind 56 % des Niederschlags in der Drainage aufgefangen worden. Betragen die maximalen täglichen Drainageabflüsse bis November 2001 2,5 mm, können im hydrologischen Winterhalbjahr 01/02 maximale tägliche Drainageabflüsse bis 11,5 mm gemessen werden. Ursache kann in einer Gefügebildung gesehen werden. Dieser natürliche Prozess hat vermutlich zu einer Veränderung der abflusswirksamen Porenanteile im künstlich aufgebrauchten Porensystem geführt.
7. dritte Trockenphase: Sie beginnt Ende Mai 2002 nachdem im Mai noch 38,1 % des Niederschlages über die Drainage abgeführt worden sind und endet Ende Oktober 2002.
8. vierte Drainphase (mit starker Schüttung): Der Drainageabfluss im Winterhalbjahr 02/03 hat sich gegenüber dem vorangegangenen Winterhalbjahr 01/02 nochmals erhöht. Der maximale Tagesabfluss beträgt im hydrologischen Winterhalbjahr 02/03 23,05 l/m². Im Januar und Februar werden insgesamt 87 % des Niederschlages über die Drainage gefasst. Im April ist kein Drainageabfluss mehr aufgezeichnet worden.

9. vierte Trockenphase: Sie beginnt – bedingt durch die trockene Witterung im Februar und März 2003 – schon im März und endet – bedingt durch die starken Niederschläge Anfang Oktober – Anfang Oktober 2003.
10. fünfte Drainphase (mit starker Schüttung): Sie beginnt Anfang Oktober und dauert über den in dieser Arbeit dargestellten Versuchszeitraum an. Von Oktober bis Dezember werden 21,4 % des gefallenen Niederschlages über die Drainage gefasst.

An 712 Tagen des gesamten Versuchszeitraumes (1580 Tagen) kommt es zu einem Abfluss von Bodenwasser über die Drainage. Über 80 % aller Tagesabflusswerte weisen eine Abflussintensität von 1 l/m² oder weniger auf; nur 3,8 % der gemessenen Abflüsse sind größer als 5 l/m² und nur 1 % aller Tagesdrainageabflüsse liegen oberhalb von 10 l/m² (Abb. 6.52). Die Drainagewasser-Abflüsse sind durch scharfe Maxima von meist nur einem Tag Dauer und einem anschließenden Rückgang auf niedrige Werte geprägt (Abb. 6.56).

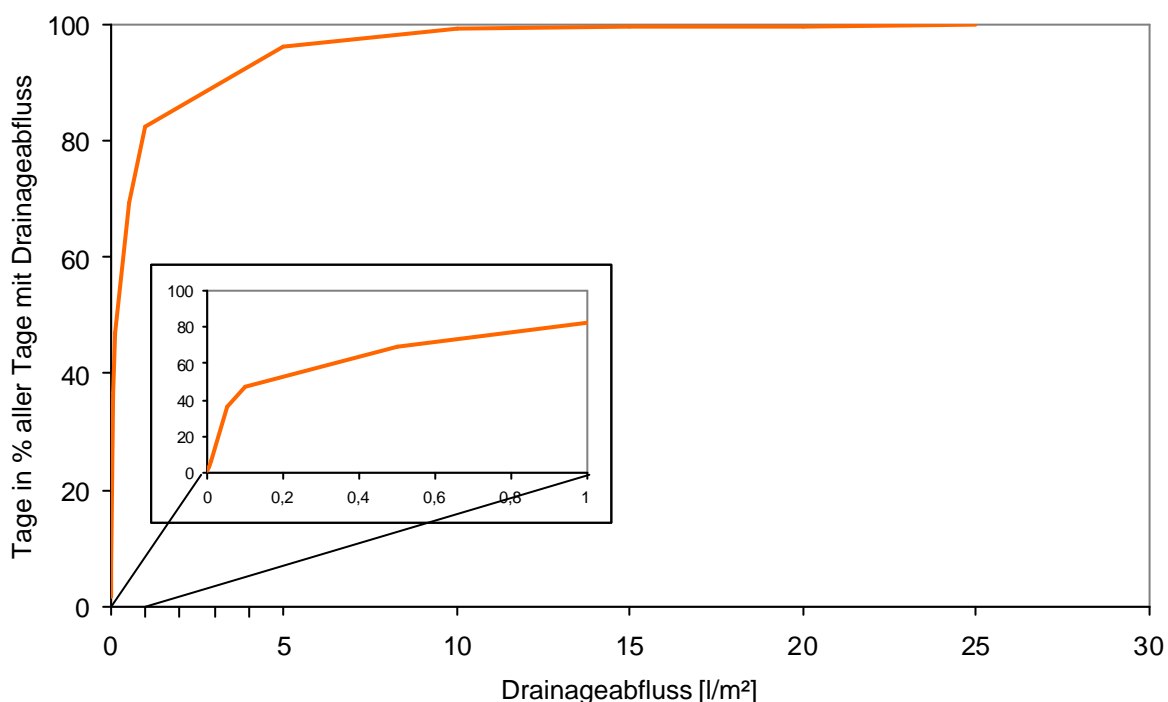


Abb. 6.52: Häufigkeitsverteilung der Tageswerte des Drainageabflusses [l/m²] (04.09.1999 – 31.12.2003)

Interpretation der gemessenen Drainageabflüsse auf Station 2a

Die Schüttung der Oberflächendrainage ist an Zeiträume mit Wassersättigung im Re-kultivierungsboden gebunden. Nur bei Wassersättigung des Bodens, die einen Aufstau in den Tiefen 30 – 90 cm anzeigt, kommt es zu nennenswerten Drainageabflüssen (Abb. 6.53). In 120 cm Tiefe werden auch bei Drainageabfluss Wasserspannungen um Wassersättigung gemessen. Bedingt durch die in 130 bis 150 cm Tiefe gelegene Drainageschicht kommt es in 120 cm Tiefe zu einer schnelleren Entwässerung dieses Profilabschnittes, als in den darüber liegenden. In den darüber liegenden Profilabschnitten (30 bis 90 cm Tiefe) kommt es mit zunehmender Tiefe zu einem größer werdenden Aufstau des Bodenwassers.

Aus den Wasserspannungen kann die Höhe des über der Messtiefe aufgestauten Wassers errechnet werden. Dabei entspricht eine Wasserspannung von 1 kPa einer Wassersäule von 10,197 cm.

An mehr als 520 Tagen der 712 Tage mit Drainageabfluss wird ein Aufstau in 30 cm Tiefe gemessen. Durchschnittlich beträgt der Aufstau in 30 cm Tiefe an diesen Tagen 19,88 cm (Standardabweichung: 10,23 cm). An nur 91 Tagen ist in 60 cm Tiefe bei Drainageabfluss kein Aufstau; dieser misst ansonsten im Durchschnitt eine Höhe von 34,59 cm bei einer Standardabweichung von 11,28 cm. In 90 cm Tiefe wird bei Drainageabfluss an 655 Tagen im Durchschnitt ein Aufstau von 50,72 cm (Standardabweichung: 13,54 cm) gemessen.

Der Drainageabfluss bei Wasserspannungen von 10 bis 20 kPa in 120 cm Tiefe (Abb. 6.53) ist darauf zurückzuführen, dass im Oktober 2003 starke Niederschläge ohne vorherige Aufsättigung des gesamten Profilabschnittes zu Drainageabflüssen führen.

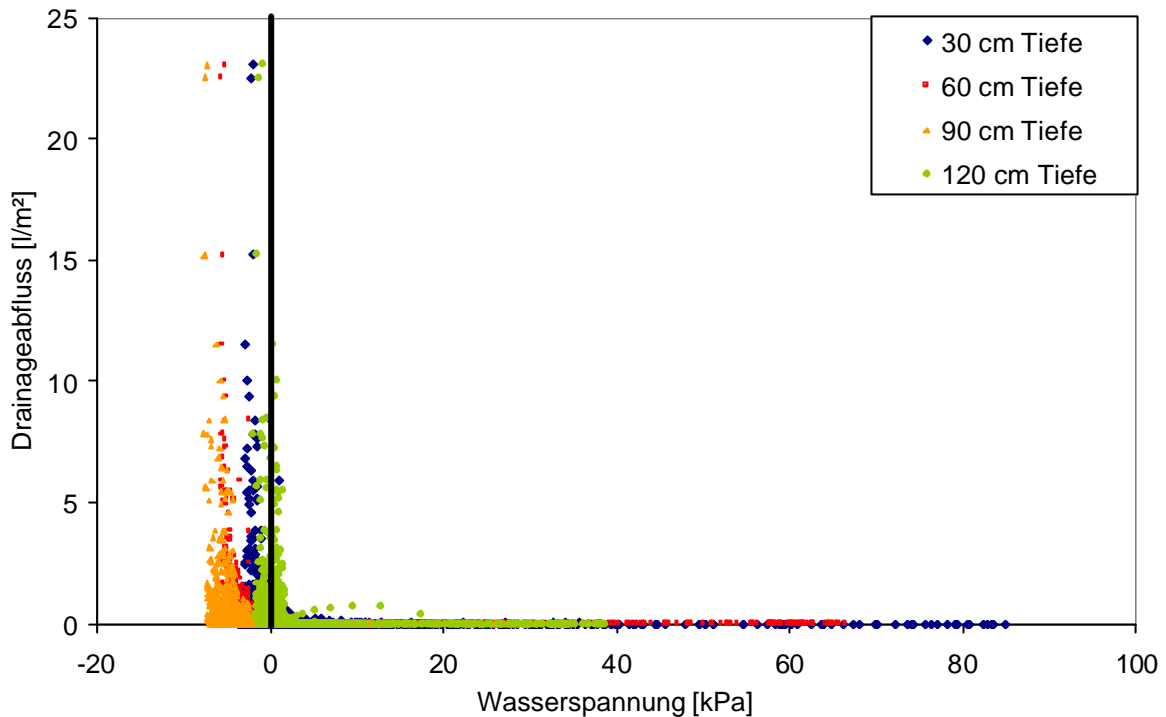


Abb. 6.53: Wasserspannung (kPa) und Drainageabfluss (l/m²) auf Station 2a (Zeitraum 12/99 – 12/03; Tageswerte)

In Abb. 6.54 sind die Zeiträume mit Abfluss aus der Oberflächendrainage als Funktion der Höhe des in 90 cm aufgestauten Wassers aufgetragen. Die höchsten Abflüsse in der Drainage sind bei einem Aufstau zwischen 70 und 80 cm über dem Messpunkt in 90 cm gemessen worden; dies entspricht einer fast vollständigen Sättigung des oberhalb der Granulatschicht liegenden Bodenprofils. Nur bei Aufstau von mehr als 30 cm oberhalb des Messpunktes in 90 cm Tiefe und somit auch einer entsprechenden Wassersättigung des Bodens treten Drainageabflüsse von > 1 l/m² auf (Abb. 6.55). Dies zeigt, dass erst ein Aufstau vorhanden sein muss, damit die als Kapillarsperre wirkende Schichtgrenze zwischen Rekultivierungsschicht und Granulatschicht durchbrochen wird und größere Drainageabflüsse auftreten können.

Über die Höhe der Drainageabflüsse kann auf die zum Zeitpunkt der Drainageabflüsse mindestens vorhandene Aufstauhöhe in 90 cm Tiefe zurück geschlossen werden.

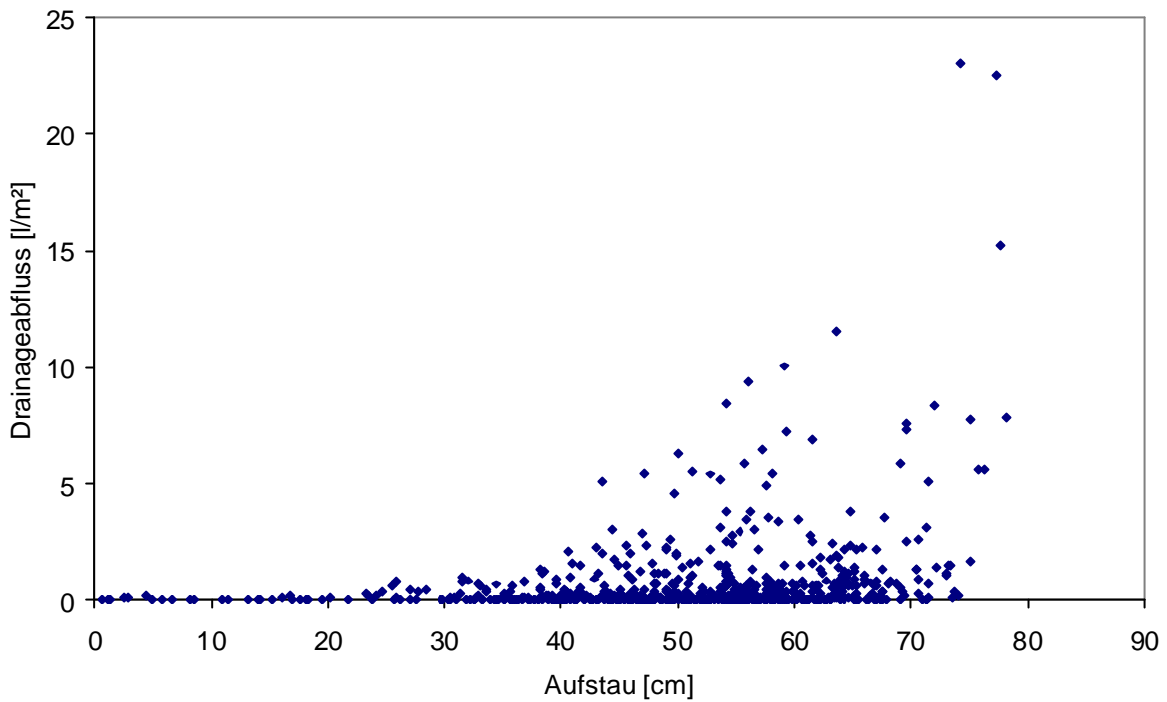


Abb. 6.54: Aufstau (cm) in 90 cm Tiefe und Drainageabfluss (l/m²) auf Station 2a (Zeitraum 09/99– 12/03; Tageswerte)

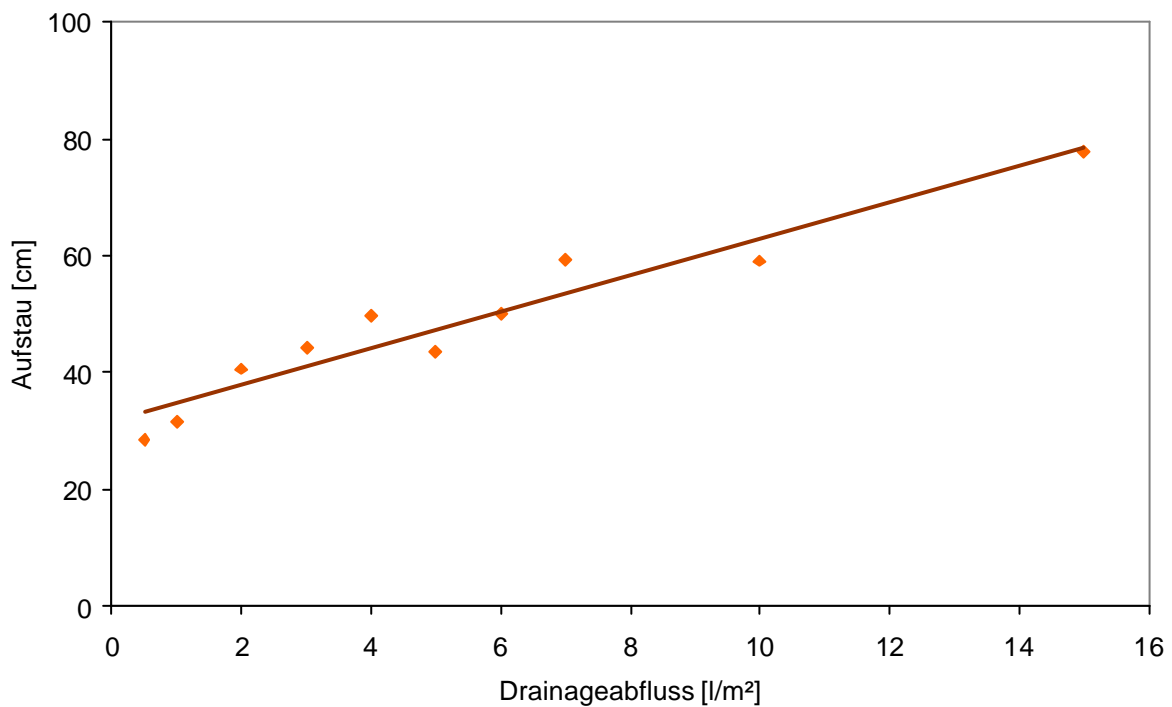


Abb. 6.55: geringste Aufstauhöhe [cm] in 90 cm Tiefe bei der ein entsprechender Drainageabfluss [l/m²] auf Station 2a gemessen worden ist (Zeitraum 09/99– 12/03)

Gegenüberstellung der gemessenen Drainage- und Betonwannenabflüsse auf Station 2a

Die Abflüsse unter der Dichtung auf Station 2a (Betonwannenabflüsse Station 2a) sind wie oben schon kurz angesprochen im ganzen Versuchszeitraum nicht an das Auftreten von Abflüssen in der Drainage über der Dichtung gekoppelt (Abb. 6.56). In Zeiträumen mit hohen Drainageabflüssen versiegen die Betonwannenabflüsse fast vollständig. Die höchsten Betonwannenabflüsse treten zumeist auf, wenn die Drainageabflüsse im Sommer zum Erliegen gekommen sind.

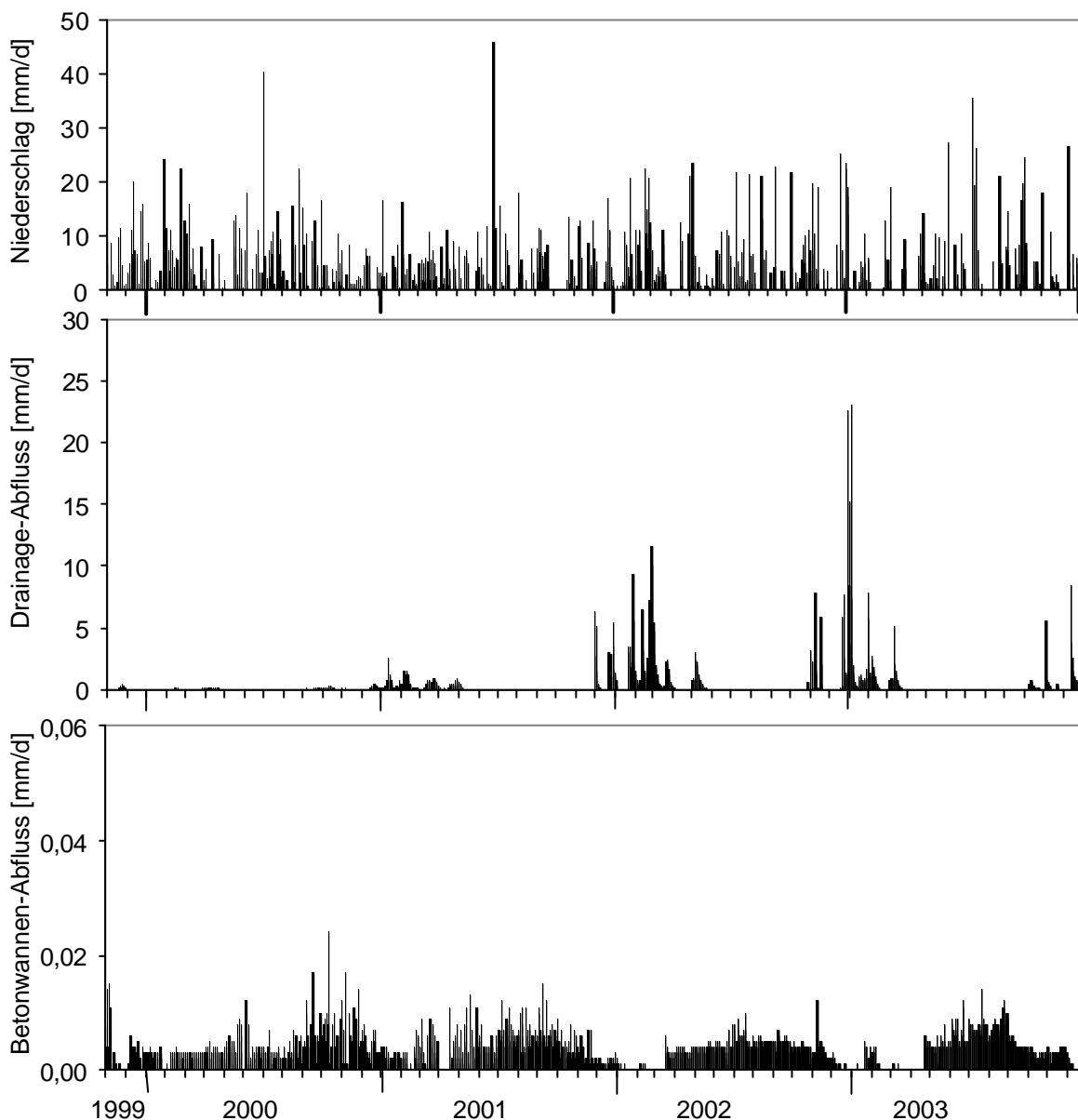


Abb. 6.56: Drainage- und Betonwannenabfluss auf Station 2a und Niederschlag [mm/d] (Zeitraum 01.11.1999 bis 31.12.2003)

Das Vorhandensein von Makroporen kann ausgeschlossen werden, da ansonsten die Betonwannenabflüsse stark an das Auftreten von Drainageabflüssen (oberhalb der kontrolliert verdichteten Schicht) gekoppelt sein müsste.

Es stellt sich die Frage, ob das im Winterhalbjahr aus der Drainageschicht auf die kontrolliert verdichtete Schicht gelangende Wasser diese so langsam durchsickert, dass dann im darauf folgenden Sommerhalbjahr das durch die Dichtschicht sickern- de Wasser als Betonwannenabflüsse gefasst wird. Oder ob es nicht wahrscheinlicher wäre, dass das aus der Drainageschicht in die gesättigte kontrolliert verdichtete Schicht sickern- de Wasser, das sich in der Dichtschicht befindliche Wasser verdrängen würde und somit eine schnelle Reaktion der Betonwannenabflüsse auf Drainageabflüsse wahrscheinlich wäre.

Der Betonwannenabfluss beträgt im gesamten Versuchszeitraum nur 1,17 % des gemessenen Drainageabflusses und nur 1,15 % der potentiellen Zusickerung (gemessener Drainageabfluss und Betonwannenabfluss) in die Deponie, d.h. fast 99 % der möglichen Zusickerung in die Deponie werden durch die Anordnung der Drainage oberhalb der kontrolliert verdichteten Schicht und der kontrolliert verdichteten Schicht selbst verhindert.

Die potentielle Zusickerung ist eine wichtige Kenngröße für die Beurteilung der Wirkungsgrade eines Dichtungselementes (Leistungsfähigkeit), d.h. die Durchsickerung im Verhältnis zum Wasserdargebot auf dem Dichtungselement. Hierbei wird der Einfluss der Rekultivierungsschicht – Evapotranspiration, Oberflächen- und Zwischenabfluss sowie der Bodenwasserhaushalt – ausgeschaltet, was zu einer besseren Beurteilung des Wirkungsgrades des eigentlichen Dichtungselementes beiträgt. Es kann angenommen werden, dass die Summe des gemessenen Drainageabflusses auf der kontrolliert verdichteten Schicht und der Durchsickerung der kontrolliert verdichteten Schicht (gemessen als Betonwannenabfluss) mindestens dem Wasservolumen entspricht, das ohne Anordnung der Drainage und der kontrolliert verdichteten Schicht in die Deponie versickert wäre. Dieses ist eventuell noch höher und die potentielle Zusickerung damit noch kleiner, wenn man annimmt, dass ein vielleicht nicht unerheblicher Teil des Wasser in der Drainageschicht an darin liegenden Drainageleitungen vorbei geflossen ist und nicht als Drainagefluss gemessen wurde.

Wie aus Tab. 6.18 zu sehen ist beträgt der Betonwannenabfluss auf Station 2a in den *hydrologischen Sommerhalbjahren* mit Ausnahme des hydrologischen Sommer-

halbjahres 2002 mehr als 10 % der potentielle Zusickerung. Der geringere Betonwannenabfluss in Prozent der potentiellen Zusickerung im hydrologischen Sommerhalbjahr 2002 ist darauf zurückzuführen, dass im Mai 2002 noch erhöhte Drainageabflüsse gemessen worden sind. Nachdem es durch Gefügebildung zu einer Veränderung der abflusswirksamen Porenanteile und einer damit verbundenen Erhöhung der Drainageabflüsse gekommen ist, beträgt der Betonwannenabfluss in den *hydrologischen Winterhalbjahren* 01/02 und 02/03 nur 0,1 % der potentiellen Zusickerung.

Tab. 6.18: Betonwannen- und Drainageabfluss auf Station 2a in den hydrologischen Halbjahren (09.1999 bis 12.2003); Betonwannenabfluss in Prozent der potentiellen Zusickerung in die Deponie (Summe aus Drainageabfluss und Betonwannenabfluss) (in Klammern potentielle Abweichung [l/m^2] aufgrund des Messfehlers der Kippzähler)

	Betonwannenabfluss [l/m^2]	Abfluss aus der Oberflächen-drainage [l/m^2]	Betonwannenabfluss in [%] der potentiellen Zusickerung
04.09.1999 - 31.10.1999	1,28 (+/- 0,013)	0,24 (+/- 0,02)	84,21
01.11.1999 - 30.04.2000	0,46 (+/- 0,005)	6,38 (+/- 0,064)	6,73
01.05. - 31.10.2000	0,73 (+/- 0,007)	4,77 (+/- 0,048)	13,27
01.11.2000 - 30.04.2001	0,51 (+/- 0,005)	50,87 (+/- 0,587)	0,99
01.05. - 31.10.2001	0,88 (+/- 0,009)	2,33 (+/- 0,023)	27,41
01.11.2001 - 30.04.2002	0,25 (+/- 0,003)	199,84 (+/- 1,998)	0,12
01.05. - 31.10.2002	0,84 (+/- 0,008)	22,41 (+/- 0,224)	3,61
01.11.2002 - 30.04.2003	0,21 (+/- 0,002)	207,02 (+/- 2,070)	0,10
01.05. - 31.10.2003	1,01 (+/- 0,010)	4,96 (+/- 0,050)	16,92
01.11.2003 - 31.12.2003	0,12 (+/- 0,012)	41,18 (+/- 0,418)	0,29
Summe	6,29 (+/- 0,063)	540,00 (+/- 5,400)	1,15

6.4.3 Station 2x

Die im Beobachtungszeitraum 11/2001 – 12/2003 registrierten lateralen **Abflüsse** betragen auf der Station 2ax (mit Granulatschicht) 806,5 l/m² und auf Station 2bx 639,4 l/m².

Der laterale Abfluss ist aufgrund von technischen Defekten an dem Kippzähler bzw. dem Logger (siehe Kapitel 5.2.4) nur von Mitte Januar (Station 2ax) bzw. Ende Januar 2002 (Station 2bx) durchgehend bis Mitte Dezember 2003 gemessen worden. Da eine gute Korrelation zwischen Drainageabfluss auf Station 2a und lateralem Abfluss auf Station 2ax besteht, ist über den gemessenen Drainageabfluss der nicht aufgezeichnete laterale Abfluss für Station 2ax berechnet worden. Für die Berechnung des lateralen Abflusses auf Station 2ax im Zeitraum Dezember 01 bis Januar 02 ist aus den im hydrologischen Winterhalbjahr 01/02 gemessenen lateralen Abflüssen auf Station 2ax und dem Drainageabfluss die Funktion $y = 0,6166 \cdot x - 0,0521$ ($r^2 = 0,79$; mit x = lateraler Abfluss und y = Drainageabfluss auf Station 2a) ermittelt worden. Für die Ermittlung der fehlenden lateralen Abflüsse auf Station 2bx im Dezember 2001 und Januar 2002 sind die lateralen Abflüsse der Station 2bx des hydrologischen Winterhalbjahres 01/02 in Abhängigkeit von den lateralen Abflüssen der Station 2ax berechnet worden ($r^2 = 0,91$; y (=lateraler Abfluss Station 2bx)= $0,7565 \cdot x$ (mit x = lateraler Abfluss Station 2ax)).

Der laterale Abfluss im Dezember 2003 ist mit Hilfe der wöchentlich abgelesenen Werte von den nachgeschalteten Wasseruhren (siehe Kapitel 5.2.4) und dem Drainageabfluss auf Station 2a berechnet worden. Durch das wöchentliche Ablesen der Wasseruhren, die den Kippzählern auf Station 2x nachgeschaltet sind, ist der Wochenabfluss bekannt. Der Drainagewochenabfluss wird über die Kippzähler ermittelt. Der Tagesdrainageabfluss wird auf den Wochenabfluss bezogen und dann der prozentuale Tages-Drainageabfluss auf den lateralen Wochenabfluss bezogen. Daraus ergibt sich der laterale Tagesabfluss der Stationen 2ax und 2bx.

In den hydrologischen Winterhalbjahren sind auf beiden Stationen ca. 95 % des Gesamtabflusses gefasst worden; d.h. umgekehrt nur 5 % des Gesamtabflusses trat in den hydrologischen Sommerhalbjahren auf. Die detaillierte Verteilung der Abflüsse für den Versuchszeitraum wird aus Tab. 6.19 ersichtlich. Die Tabelle zeigt zudem, dass eine Korrelation zwischen den auf Station 2a gefassten Drainageabflüssen und den auf den Stationen 2x gefassten lateralen Abflüssen besteht; die höchsten Ab-

flüsse werden an allen drei Messstationen im hydrologischen Winterhalbjahr 02/03 und die geringsten im hydrologischen Sommerhalbjahr 2003 ermittelt. Der maximale Tagesspitzenabfluss im Zeitraum 11/01 bis 12/03 ist auf den Stationen 2ax und 2bx am 30.12.2002 gemessen worden und liegt bei 25 mm. Der auf Station 2a gemessene Drainageabfluss beträgt an dem entsprechenden Tag 22,5 mm und ist damit das zweitstärkste Abflussereignis des Versuchszeitraumes (09/99 bis 12/03). Die Tagesniederschlagshöhe beträgt am 30.12.2002 22,3 mm und ist damit geringer, als der Drainageabfluss und auch als die gemessenen lateralen Abflüsse.

Tab. 6.19: Lateraler Abfluss an den Stationen 2x im Vergleich zum Drainageabfluss in l/m² sowie in % des Niederschlags (11.2001 bis 12.2003) (Fehler bei der Abflussmengenerfassung +/-1%, siehe Kapitel 5.3.4; Fehler bei der Niederschlagserfassung siehe Kapitel 5.3.2.1)

	lateraler Abfluss Station 2ax		lateraler Abfluss Station 2bx		Abfluss aus der Oberflächen-drainage 2a		Niederschlag [mm]
	[l/m ²]	[%]	[l/m ²]	[%]	[l/m ²]	[%]	
01.11.2001-30.04.2002	339,75	65,75	243,83	47,19	199,84	38,68	516,7
01.05. -31.10.2002	35,06	8,51	26,10	6,34	22,41	5,44	411,8
01.11.2002-30.04.2003	357,24	87,24	297,61	72,68	207,02	50,55	409,5
01.05. -31.10.2003	5,98	1,43	6,16	1,47	4,96	1,19	417,9
01.11.2003-31.12.2003	68,45	57,67	65,73	55,38	41,18	34,69	118,7
Summe	806,49	43,02	639,44	34,11	475,41	25,36	1874,6

Von den insgesamt 791 Versuchstagen des Versuchszeitraumes der Stationen 2ax und 2bx werden auf Station 2ax an nur 192 Tagen und an Station 2bx an nur 150 Tagen keine lateralen Abflüsse gemessen. An Station 2ax weisen über 67 % aller Tagesabflusswerte eine Abflussintensität von 1 l/m² oder weniger auf; auf Station 2bx sind es mehr als 76 %. Station 2bx hat im Vergleich zu Station 2ax 70 % mehr Tagesabflüsse von kleiner bzw. gleich 0,05 l/m². Auf beiden Stationen sind weniger als 2 % aller lateralen Tagesabflüsse größer als 10 l/m² (Abb. 6.57). Die lateralen Abflüsse zeichnen sich – vergleichbar mit den Drainageabflüssen – durch scharfe Maxima von meist nur einem Tag Dauer und einem anschließenden Rückgang auf niedrige Werte aus (Abb. 6.59); der schnelle Rückgang auf niedrige Abflusswerte ist, wie die Ausführungen zeigen, auf Station 2bx stärker ausgeprägt als auf Station 2ax.

Dies hat, obwohl an Station 2bx an mehr Tagen als an Station 2ax lateraler Abfluss auftritt, zur Folge, dass in dem hier dargestellten Versuchszeitraum auf Station 2ax insgesamt mehr lateraler Abfluss gefasst worden ist, als auf Station 2bx.

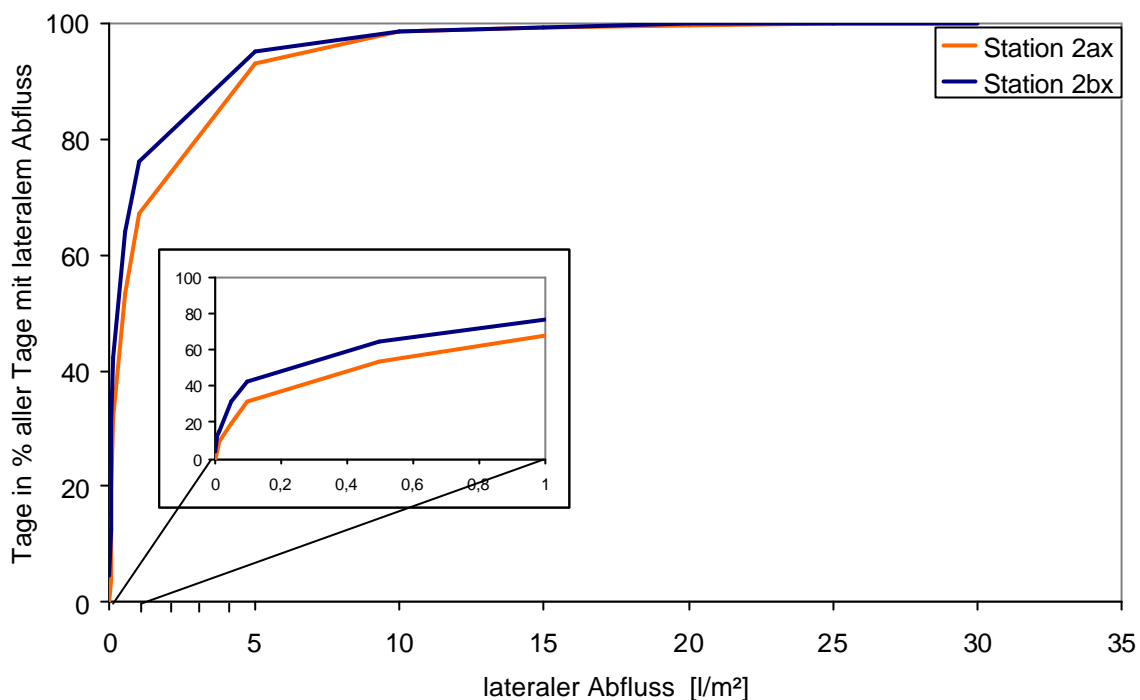


Abb. 6.57: Häufigkeitsverteilung der Tageswerte des lateralen Abflusses [l/m^2] (Zeitraum 11/01 bis 12/03)

In der Abb. 6.58 sind die monatlichen lateralen Abflusssummen dargestellt. Mit Ausnahme des Novembers 2003 werden in den Wintermonaten (November bis April) auf Station 2ax immer höhere monatliche Abflusssummen ermittelt als auf Station 2bx. Bedingt durch die langsamere Entleerung des Bodenspeichers treten auf Station 2bx auch in den Sommermonaten zum Teil geringe laterale Abflüsse auf. An Station 2bx werden an maximal 59 aufeinander folgenden Tagen keine Abflüsse über den Kippzähler aufgezeichnet. Auf Station 2ax kommt es an maximal 119 zu keiner Bewegung des Kippzählers durch laterale Abflüsse. Im Versuchszeitraum (11/01 bis 12/03) werden auf Station 2bx nur in zwei Monaten gar keine lateralen Abflüsse gemessen. Auf Station 2ax kommen die lateralen Abflüsse im Sommer 2002 für 3 Monate und im Sommer 2003 für 2 Monate vollständig zum Erliegen. Im Januar und Februar 2003 ist auf Station 2ax mehr Abfluss gefasst worden, als Niederschlag in diesen Monaten gefallen ist; auf Station 2bx kam nur im Februar 2003 mehr Wasser zum Abfluss als

Niederschlag aufgetreten ist. Der über den Niederschlag hinausgehende Abfluss ist mit einer teilweisen Entleerung des Bodenwasserspeichers verbunden.

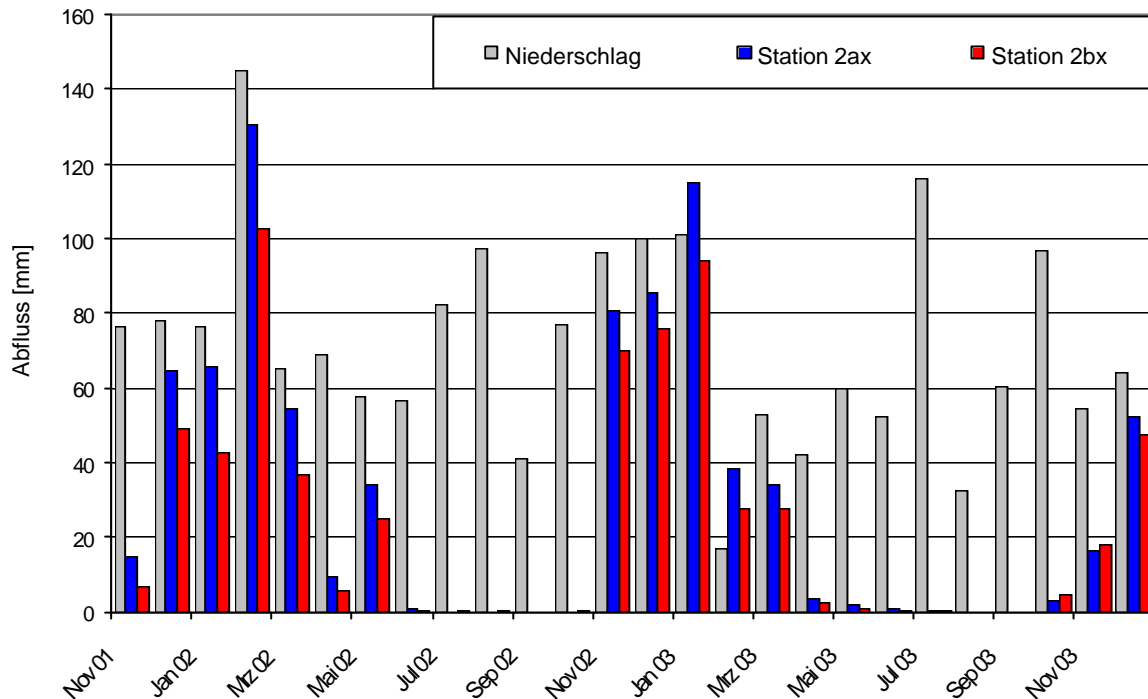


Abb. 6.58: Monatliche laterale Abflusssummen [l/m^2] auf den Stationen 2ax und 2bx und monatlicher Niederschlag [mm] im Zeitraum 01.11.2001 – 31.12.2003

In den dargestellten hydrologischen Winterhalbjahren sind die Abflussspitzen auf den Stationen 2ax und 2bx fast gleich groß (Abb. 6.59). Da auf Station 2bx die Abflüsse nach Abflussspitzenereignissen – wie oben schon erläutert – schneller wieder auf geringere Abflussmengen zurückgehen als auf Station 2ax, ist der Gesamtabfluss auf Station 2ax in den hydrologischen Winterhalbjahren immer größer als auf Station 2bx.

In Abb. 6.59 und Abb. 6.60 ist sehr deutlich zu erkennen, dass die Dynamik des lateralen Abflusses der Stationen 2ax und 2bx sehr ähnlich ist.

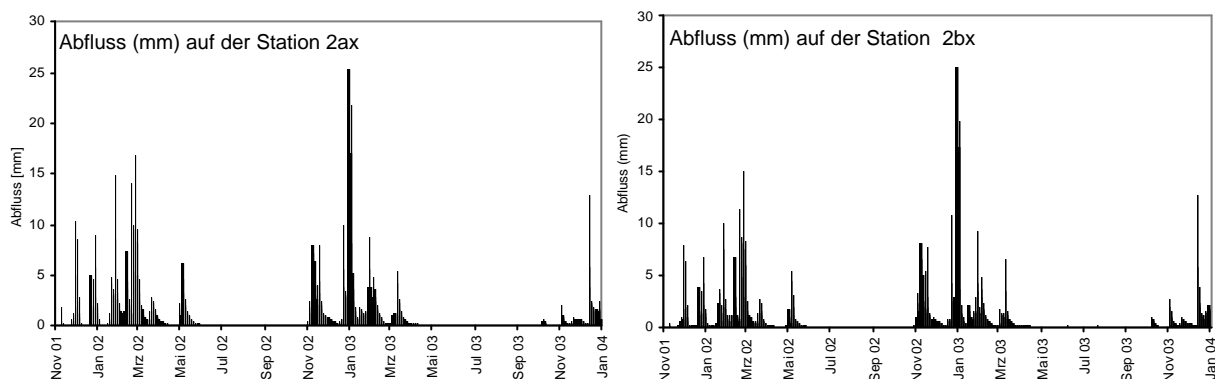


Abb. 6.59: Tagesabflusswerte [l/m^2] auf den Stationen 2ax (links) und 2bx (rechts) im Zeitraum 01.11.2001 – 31.12.2003

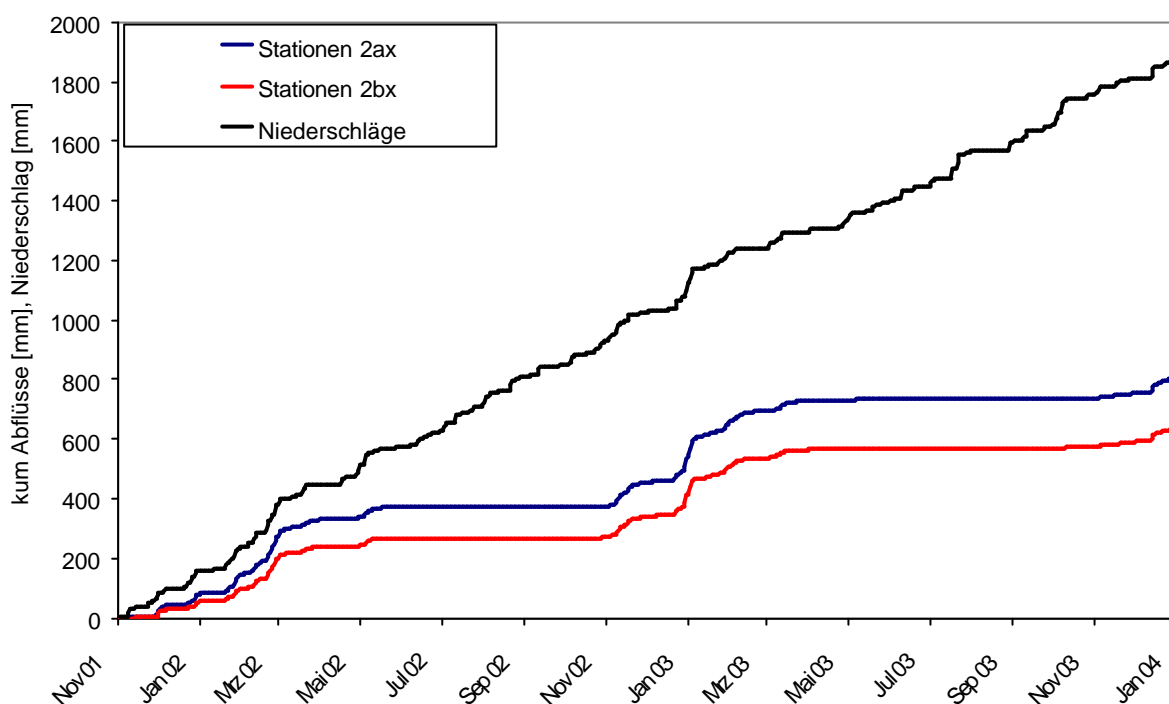


Abb. 6.60: Kum. lateraler Abfluss [mm] auf den Stationen 2ax und 2bx und kum. Niederschlag [mm] im Zeitraum 01.11.2001 – 31.12.2003

Da die Messung der Wasserspannung nur auf den Stationen 2a und 2b stattfindet, bei den Stationen 2ax und 2bx der Aufbau der Oberflächenabdichtungen jedoch identisch ist wie auf den Stationen 2a und 2b, wird zur Interpretation der lateralen Abflüsse der Stationen 2ax und 2bx die gemessenen Wasserspannungen der Stationen 2a und 2b herangezogen. Es wird im Folgenden angenommen, dass wenn Messungen der Wasserspannung auf den Stationen 2ax und 2bx stattgefunden hätten, diese Messungen zu identischen Wasserspannungen geführt hätten, wie auf den Stationen 2a und 2b gemessen worden sind.

Wie auch schon bei den Drainageabflüssen der Station 2a beobachtet, kommt es auch auf den Stationen 2ax und 2bx nur bei Wassersättigung des Bodens, die einen Aufstau in dem Rekultivierungsboden anzeigt, zu nennenswerten lateralen Abflüssen (Abb. 6.61, Abb. 6.62).

Bei lateralem Abfluss auf **Station 2ax** werden auf Station 2a in 120 cm Tiefe Wasserspannungen im Bereich der Wassersättigung gemessen. Dies korreliert mit den auf Station 2a gemachten Beobachtungen. Dies ist wahrscheinlich auf die auf Station 2a und Station 2ax vorhandene Drainageschicht zurückzuführen, die eine schnellere Entwässerung des in 120 cm Tiefe vorhandenen Bodenmaterials ermöglicht. Bei lateralen Tagesabflüssen größer $1,5 \text{ l/m}^2$ wird in dem Rekultivierungsboden (30 bis 90 cm Tiefe) der Station 2a mit zunehmender Tiefe ein größer werdender Aufstau des Bodenwassers gemessen. Wenn auf Station 2a in 60 cm und 90 cm Tiefe positive Wasserspannungen gemessen werden, betragen die auf Station 2ax gemessenen lateralen Tagesabflüsse weniger als $0,6 \text{ l/m}^2$.

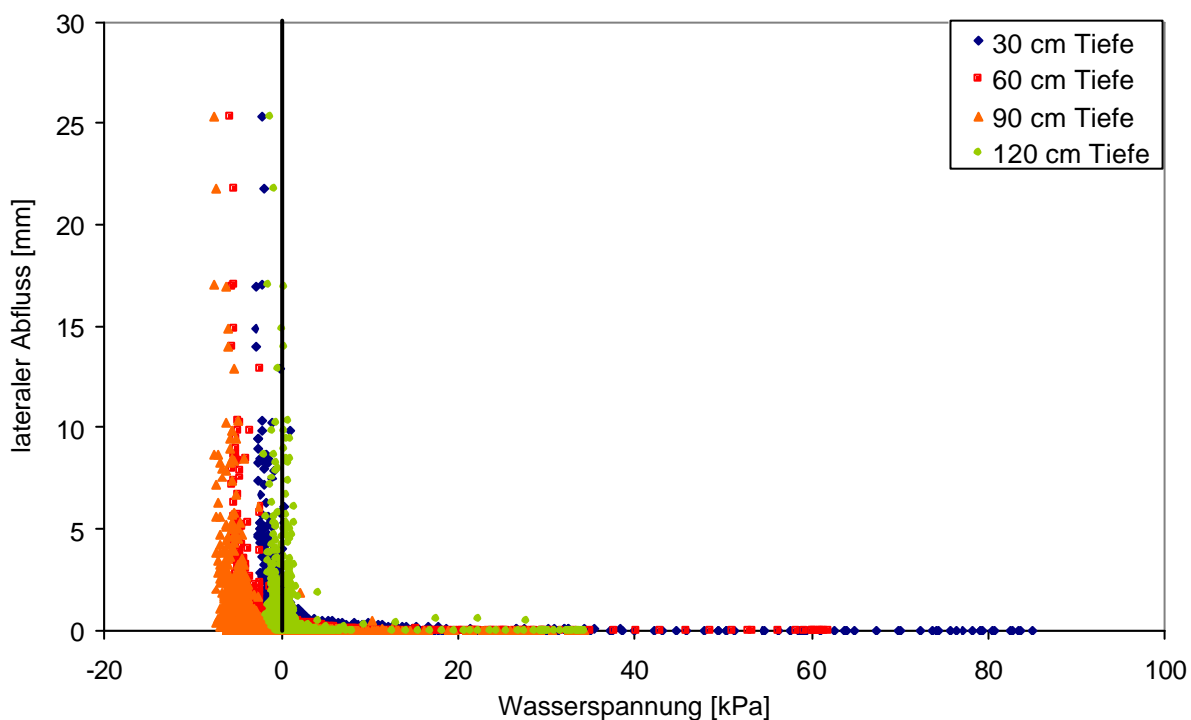


Abb. 6.61: Wasserspannung (kPa) – gemessenen auf Station 2a – und lateraler Abfluss (l/m^2) auf Station 2ax (Zeitraum 11/01 – 12/03; Tageswerte)

Im Gegensatz zu Station 2ax werden bei Messung von größenordnungsmäßig relevanten lateralen Abflüssen ($> 2,5 \text{ l/m}^2$) auf **Station 2bx**, auf Station 2b in 120 cm Tiefe wassergesättigte Bedingungen gemessen, die einen Aufstau anzeigen. Die Größe

des gemessenen Aufstaus in 120 cm weist eine größere Variabilität auf, als der in dem darüber gemessenen Bodenprofil.

Das auf Station 2b in 120 cm Tiefe verwendete Bodenmaterial weist, wie die Ergebnisse der bodenhydrologischen Untersuchungen zeigen, im Vergleich zu dem restlichen Bodenmaterial der Rekultivierungsschicht einen geringeren Schluff- und einen größeren Sandanteil auf (Abb. 6.1 und Abb. 6.2). Dies hat zur Folge, dass der untere Bereich des Rekultivierungsbodens wahrscheinlich schneller entwässert werden kann.

Wenn auf Station 2b in 30 bis 90 cm Tiefe positive Wasserspannungen gemessen werden, betragen die auf Station 2bx gemessenen lateralen Tagesabflüsse weniger als $0,5 \text{ l/m}^2$.

Die auf Station 2bx gemessenen lateralen Abflüsse $>1 \text{ l/m}^2$ bei positiven Wasserspannungen in 120 cm Tiefe sind darauf zurückzuführen, dass Niederschläge ($> 20 \text{ mm}$ in zwei Tagen) direkt zum Abfluss geführt haben, ohne dass es zuvor zu einer vollständigen Sättigung des Rekultivierungsboden gekommen ist.

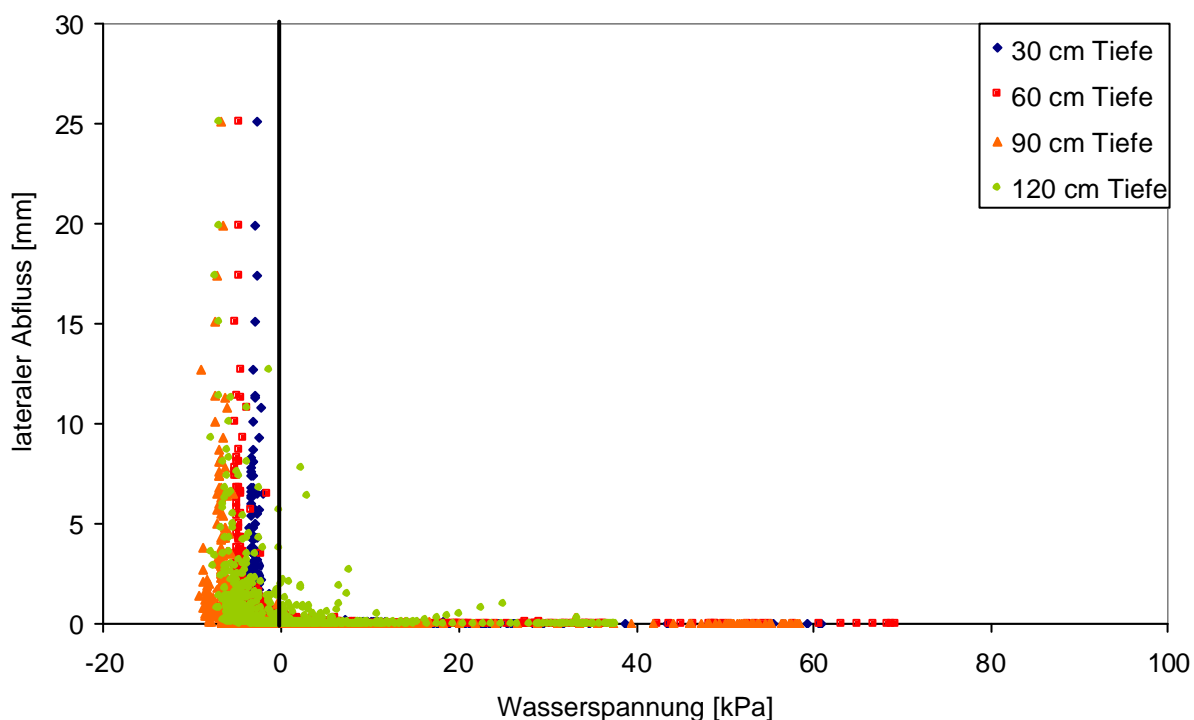


Abb. 6.62: Wasserspannung (kPa) – gemessenen auf Station 2b – und lateraler Abfluss (l/m^2) auf Station 2bx (Zeitraum 11/01 – 12/03; Tageswerte)

Die auf den Stationen 2ax und 2bx gemessenen lateralen Tagesabflüsse bei positiven Wasserspannungen – $< 0,6 \text{ l/m}^2$ auf Station 2ax bzw. $< 0,5 \text{ l/m}^2$ auf Station 2bx –,

sind wahrscheinlich keine Reaktionen auf Niederschläge, sondern müssen als ein Restentleeren des Bodenspeichers betrachtet werden.

Betrachtet man nur die Zeiträume, in denen die lateralen Tagesabflüsse auf Station 2ax größer als die zuvor genannten $0,6 \text{ l/m}^2$ sind, ergeben sich im Zeitraum 11/01 bis 12/03 auf Station 2ax 11 Abflussereignisse (Tab. 6.20). Mit Ausnahme von zwei Abflussereignissen liegen die Abflussereignisse auf Station 2ax im Zeitraum von November bis März. Der Beginn eines Abflussereignisses ist dadurch definiert, dass der laterale Tagesabfluss $\geq 0,6 \text{ l/m}^2$ ist; ein Abflussereignis wird als beendet angesehen, wenn der laterale Tagesabfluss $= 0,6 \text{ l/m}^2$ ist. Während eines solchen Abflussereignisses wird an keinem Tage ein lateraler Abfluss $< 0,6 \text{ l/m}^2$ gemessen. Im Verlauf eines Abflussereignisses treten als Reaktion auf erneut fallenden Niederschlag mehrere Abflussspitzenereignisse auf; zwischen zwei Abflussspitzenereignissen kommt es nicht zwangsläufig zu einer Abnahme der lateralen Tagesabflüsse auf $< 0,6 \text{ l/m}^2$ (Abb. 6.59).

Auf Station 2bx kann der laterale Abfluss im gleichen Zeitraum in 14 Abflussereignisse (lateraler Tagesabfluss $> 0,5 \text{ l/m}^2$) unterteilt werden (Tab. 6.20). Im Verlauf eines Abflussereignisses auf Station 2bx ist der laterale Tagesabfluss immer $\geq 0,5 \text{ l/m}^2$. Auch auf Station 2bx treten nur zwei solcher Abflussereignisse nicht in den Monaten November bis März auf.

Tab. 6.20: Darstellung der Zeiträume und Abflussmengen [l/m^2] der lateralen Abflussereignisse auf Station 2x (Zeitraum 11/01- 12/03) (Fehler bei der Abflussmengenerfassung +/-1%, siehe Kapitel 5.3.4)

	Station 2ax		Station 2bx	
	<i>Zeitraum</i>	<i>Menge [l/m^2]</i>	<i>Zeitraum</i>	<i>Menge [l/m^2]</i>
1. Abflussereigniss	27.11.2001 - 07.12.2001	36,6	27.11.2001 - 07.12.2001	24,9
2. Abflussereigniss	21.12.2001 - 02.01.2002	38,7	21.12.2001 - 02.01.2002	29,3
3. Abflussereigniss	19.01.2002 - 31.03.2002	244,6	19.01.2002 - 03.02.2002	41,3
4. Abflussereigniss	29.04.2002 - 02.05.2002	5,4	05.02.2002 - 09.03.2002	117,5
5. Abflussereigniss	04.05.2002 - 16.05.2002	27,3	18.03.2002 - 26.03.2002	14,2
6. Abflussereigniss	03.11.2002 - 04.12.2002	82,9	29.04.2002 - 13.05.2002	25,7
7. Abflussereigniss	20.12.2002 - 17.02.2003	227,5	02.11.2002 - 04.12.2002	71,7
8. Abflussereigniss	03.03.2003 - 20.03.2003	29,6	18.12.2002 - 09.01.2003	123,7
9. Abflussereigniss	03.11.2003 - 07.11.2003	5,3	14.01.2003 - 14.02.2003	63,5
10. Abflussereigniss	20.11.2003 - 30.11.2003	7,3	03.03.2003 - 17.03.2003	23,9
11. Abflussereigniss	13.12.2003 - ?	?	08.10.2003 - 10.10.2003	2,2
12. Abflussereigniss			03.11.2003 - 08.11.2003	8,4
13. Abflussereigniss			19.11.2003 - 23.11.2003	3,7
14. Abflussereigniss			13.12.2003 - ?	?

Für die, über den Tagesabfluss ermittelten Abflussereignisse erfolgt eine detaillierte Betrachtung des lateralen stündlichen Abflusses und eine Zusammenstellung mit den stündlich in der Rekultivierungsschicht der Station 2 gemessenen mittleren Wasser- spannungen und dem Stundenniederschlag. Der Zeitraum bis Mitte Januar (Station 2ax) bzw. Ende Januar 2002 (Station 2bx) und ab Mitte Dezember 2003 kann bei der Betrachtung der Stundenabflüsse nicht berücksichtigt werden, da aufgrund von Defekten die Stundenabflusswerte (siehe Kapitel 5.2.4) nur von Mitte bzw. Ende Januar 2002 durchgehend bis Mitte Dezember 2003 vorhanden sind. In diesen Zeitraum fal-

len auf Station 2ax nur acht (3. bis 10. Abflussereignis) und auf Station 2bx zehn (4. bis 13. Abflussereignis) Abflussereignisse. Das Abflussereignis Anfang Oktober 2003 auf Station 2bx mit einem maximalen Tagesabfluss $< 1 \text{ l/m}^2$ wird aufgrund der geringen Abflusssumme nicht näher betrachtet, so dass für Station 2bx neun Abflussereignisse zu berücksichtigen sind.

Aufgrund der Beeinflussung der Wasserspannung auf Station 2a durch die Drainageschicht in 120 cm Tiefe und der stärkeren klimatischen Beeinflussung der Wasserspannung auf Station 2a und 2b in 30 cm Tiefe, wird im weiteren der laterale Abfluss der Station 2x nur in Abhängigkeit der auf Station 2 gemessenen Wasserspannungen in 60 und 90 cm Tiefe betrachtet.

In Abb. 6.63 sind für das 4. Abflussereignis der Station 2bx die stündlichen lateralen Abflüsse den auf Station 2b stündlich gemessenen Wasserspannungen in 60 und 90 cm Tiefe gegenübergestellt. Die Abbildung verdeutlicht, dass die Größe des lateralen stündlichen Abflusses eine Abhängigkeit von der stündlich auf Station 2 gemessenen Wasserspannung in 60 und 90 cm Tiefe aufweist. Eine negative Zunahme der Wasserspannung – was gleichbedeutend mit einer Zunahme des Wasserdruckes ist – korreliert mit einer Zunahme der stündlichen Abflüsse und auch umgekehrt.

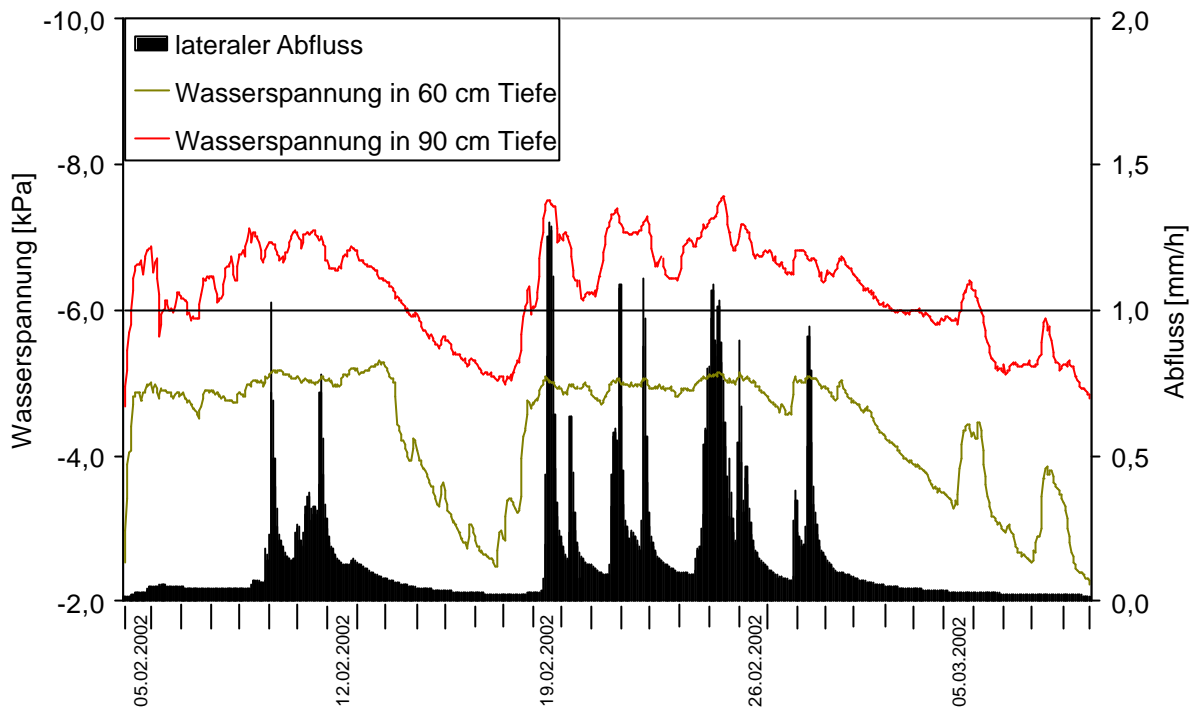


Abb. 6.63: Lateraler Abfluss [mm/h] auf Station 2bx und Stundenwerte der Wasserspannung in 60 und 90 cm Tiefe gemessen auf Station 2b (Zeitraum 05.02.2002 bis 10.03.2002)

Das „Grundrauschen“ bzw. das „Entleeren“ des Bodenspeichers wird durch den Wasserdruck in 60 cm Tiefe widergespiegelt (Abb. 6.64). Die Abb. 6.64 stellt die gemessenen Wasserspannungen in 60 cm Tiefe und die Abflüsse $< 0,1$ mm/h der Abb. 6.63 dar. Die Auswertung dieses sowie aller weiterer Abflussereignisse in den Zeiträumen November bis März 2001/2002 und 2002/2003 und November bis Dezember 2003 zeigen, dass laterale Abflüsse $> 0,1$ mm/h nur dann auftreten, wenn in 60 cm Tiefe ein Wasserdruck > 40 cm gemessen wird. Ist der Wasserdruck in 60 cm Tiefe kleiner als 40 cm sind zum großen Teil auch die lateralen Abflüsse $< 0,08$ mm/h.

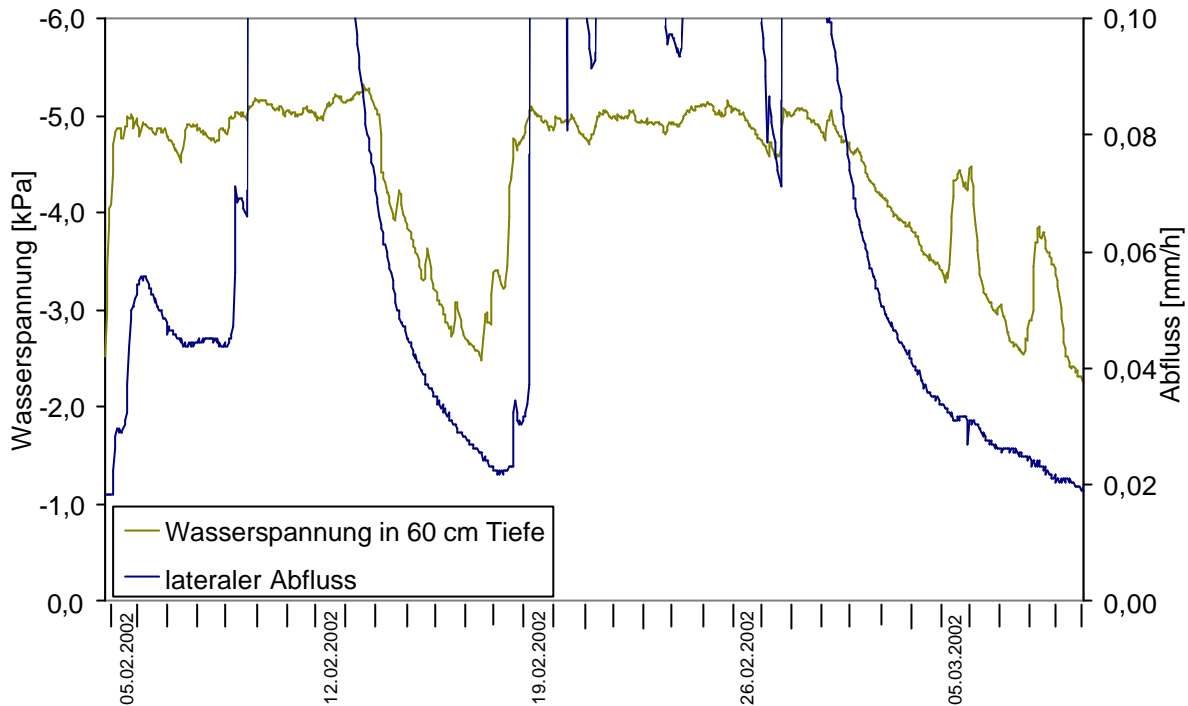


Abb. 6.64: Lateraler Abfluss $< 0,1$ mm/h auf Station 2bx und Stundenwerte der Wasserspannung in 60 cm Tiefe gemessen auf Station 2b (Zeitraum 05.02.2002 bis 10.03.2002)

Auf beiden Stationen kann die Beobachtung gemacht werden, dass eine verstärkte Zunahme der Abflüsse in den Monaten November bis März mit einer Abnahme der Wasserspannungen in 90 cm Tiefe auf $< -6,0$ kPa einhergeht. Dies entspricht einem Wasserdruck von ca. 60 cm in 90 cm Tiefe. Bei den außerhalb der Monate November bis März auftretenden Abflussereignissen weisen auf Station 2 bei Zunahme des lateralen Abflusses die Wasserspannungen in 90 cm Tiefe einen geringeren Wasserdruck auf.

Die Höhe der Spitzenabflüsse (mm/h) ist jedoch nicht einzig und allein von der Abnahme der Wasserspannung abhängig; eine weitere Einflussgröße auf die Höhe des lateralen Abflusses ist der Niederschlag. Dies wird bei genauerer Betrachtung der Wasserspannungen und des lateralen Abflusses zwischen dem 19.02. und 26.02.2002 in Abb. 6.63 deutlich. Zum Zeitpunkt der Spitzenabflussereignisse (Abfluss > 1 mm/h) weisen die Wasserspannungen in 90 cm Tiefe in etwa einen identischen Wasserdruck auf (ca. 75 cm in 90 cm Tiefe).

6.4.4 Schlussfolgerungen aus den Abflussuntersuchungen

Station 1

Die Vegetationsunterschiede auf den Stationen 1a und 1b spiegeln sich sowohl im Verlauf der Wasserspannungen als auch im Einsetzen der Abflüsse im Herbst oder Winter wider. Auf der mit höherer Vegetation bestandenen Fläche 1b führte die sommerliche Wasseraufnahme der Pflanzen auch aus tieferen Bodenschichten dazu, dass der Boden in diesen Tiefen in den Wintermonaten erst sehr langsam wieder wassergesättigt ist und die Abflüsse einsetzen. Die Vegetationsunterschiede auf den Stationen haben mit Ausnahme des Versuchsjahres 2003 jedoch nur einen sehr geringen Einfluss auf den Beginn der Abtrocknung des Bodens und dem zum Erliegen kommen der Abflüsse.

Station 2

Aus den maximalen Tagesabflüssen in den Betonwannen und den zugehörigen hydraulischen Gradienten ist für den Zeitraum 01.01.2000 bis 31.12.2003 für Station 2a über die Darcy-Gleichung ein Gelände- k_f -Wert zu $1,85 \cdot 10^{-10}$ m/s berechnet worden; für Station 2b resultiert ein maximaler k_f -Wert von $1,80 \cdot 10^{-10}$ m/s. Diese berechneten k_f -Wert sind eine Zehnerpotenzen kleiner als die Labor-Werte. Angesichts dieser sehr niedrigen k_f -Werte war es wenig aussichtsreich, nach kurzfristigen Reaktionen zwischen den Wasserspannungen in der kontrolliert verdichteten Schicht und den Betonwannenabflüssen zu suchen. Eine entsprechende Prüfung hat dies bestätigt.

Der Abfluss aus der Betonwanne beträgt im gesamten Versuchszeitraum nur 1,17 % des Drainageabflusses und nur 1,15 % der potentiellen Zusickerung (Drainageabfluss und Betonwannenabfluss) in die Deponie, d. h. fast 99 % der möglichen Zusickerung in die Deponie werden durch die Anordnung der Drainage oberhalb der kontrolliert verdichteten Schicht und durch die kontrolliert verdichtete Schicht selbst verhindert. Es durchsickerten die kontrolliert verdichtete Schicht weniger als 1 % des Niederschlages.

Daher können nach den Ergebnissen aus den Jahren 1999 bis 2003 die Oberflächenabschlussysteme der Stationen 2a und 2b als wirksame Abdichtungssysteme angesehen werden. Die Bezeichnung „vorläufig“ bezieht sich einzig auf das bislang noch nicht experimentell nachgewiesene Langzeitverhalten, denn nach ca. 3 Jahren

können hierzu noch keine Erkenntnisse vorliegen. Im Rahmen dieser Arbeit kann daher das Langzeitverhalten nicht abschließend beurteilt werden. Die Einschätzung als Abdichtungssysteme resultiert aus den übereinstimmenden Resultaten der geotechnischen Untersuchungen und der Betonwannenabflüsse.

Die beiden Versuchsvarianten der Station 2 – mit und ohne Granulatschicht – unterscheiden sich in den Durchsickerungshöhen nur unwesentlich.

Es ist zu erwarten, dass die in den eigenen Untersuchungen bislang beobachteten Systeme mit den kontrolliert verdichteten Schichten weiterhin von einzelnen Starkniederschlägen unbeeinflusst reagieren werden. Zwar könnte nach insgesamt hohen klimatischen Wasserbilanzüberschüssen durch die Vergrößerung des hydraulischen Gradienten auch die Durchsickerung geringfügig ansteigen, doch es gibt bisher keine Anhaltspunkte für ein gravierend anderes hydrologisches Verhalten. Auch unter diesen Aspekten wird zukünftig das Langzeitverhalten der alternativen Systeme zu beobachten sein.

Die Schüttung der Oberflächendrainage auf Station 2a (mit Entwässerungsschicht) ist an Zeiträume mit Wassersättigung im Rekultivierungsboden gebunden. Nur bei Wassersättigung des Bodens, die einen Aufstau in den Tiefen 30 – 90 cm anzeigt, wird die als Kapillarsperre wirkende Schichtgrenze zwischen Rekultivierungsschicht und Granulatschicht durchbrochen und es kommt zu nennenswerten Drainageabflüssen.

In Zeiträumen mit hohen Drainageabflüssen versiegen die Betonwannenabflüsse fast vollständig. Die höchsten Betonwannenabflüsse treten zumeist auf, wenn die Drainageabflüsse im Sommer zum Erliegen gekommen sind. Das Vorhandensein von Makroporen in der kontrolliert verdichteten Schicht kann daher ausgeschlossen werden, da ansonsten die Betonwannenabflüsse stark an das Auftreten von Drainageabflüssen (oberhalb der kontrolliert verdichteten Schicht) gekoppelt sein müsste.

6.5 Tracer

6.5.1 Tracerversuche 1999

6.5.1.1 Station 1

Auf **Station 1a** ist im Untersuchungszeitraum (12/99 – 12/01) nur über das Horizontblech in 145 cm Tiefe Bromid ausgewaschen worden. 71 Tage nach Applikation des Tracers erreichte dieser das Horizontblech in 145 cm Tiefe. Insgesamt sind bis zum 03.01.2002 auf Station 1a 0,286 % der Tracerapplikationsmenge (Applikationsmenge 53,7 g Bromid) nachgewiesen worden. Die Konzentration des Tracers im Bodenwasser hat im Laufe des Winterhalbjahres 2000/2001 stark abgenommen und liegt im hydrologischen Sommerhalbjahr 2001 mit einer Ausnahme unterhalb der Nachweisgrenze von 0,16 mg/l, die in den folgenden Abbildungen durch die grüne Linie dargestellt wird (Abb. 6.65).

Auf **Station 1b** wird das Bromid nur in den Tiefen 100 cm, 140 cm und 175 cm über die Horizontbleche ausgewaschen. Die Austragskonzentration im Winterhalbjahr 2000/2001 liegt deutlich niedriger als auf Station 1a. An den Horizontblechen können am Ende des Beobachtungszeitraumes nur noch Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze gemessen werden (Abb. 6.66). Auf Station 1b sind im hydrologischen Sommerhalbjahr 2001 nur Proben vom Horizontblech in 140 cm möglich. Diese Proben weisen eine Bromidkonzentration oberhalb der Nachweisgrenze auf. In den oben genannten Tiefen sind über den Untersuchungszeitraum insgesamt 0,253 % der applizierten Tracermenge (Applikationsmenge 53,7 g Bromid) ausgewaschen worden. Aufgrund des deutlich höheren Abflusses und der höheren Wasserdurchlässigkeit des Bodens auf dieser Station als auf Station 1a (siehe Kapitel 6.1.5) kann davon ausgegangen werden, dass der Hauptanteil des Tracers bereits im Herbst 2000 aus dem Boden ausgewaschen worden ist.

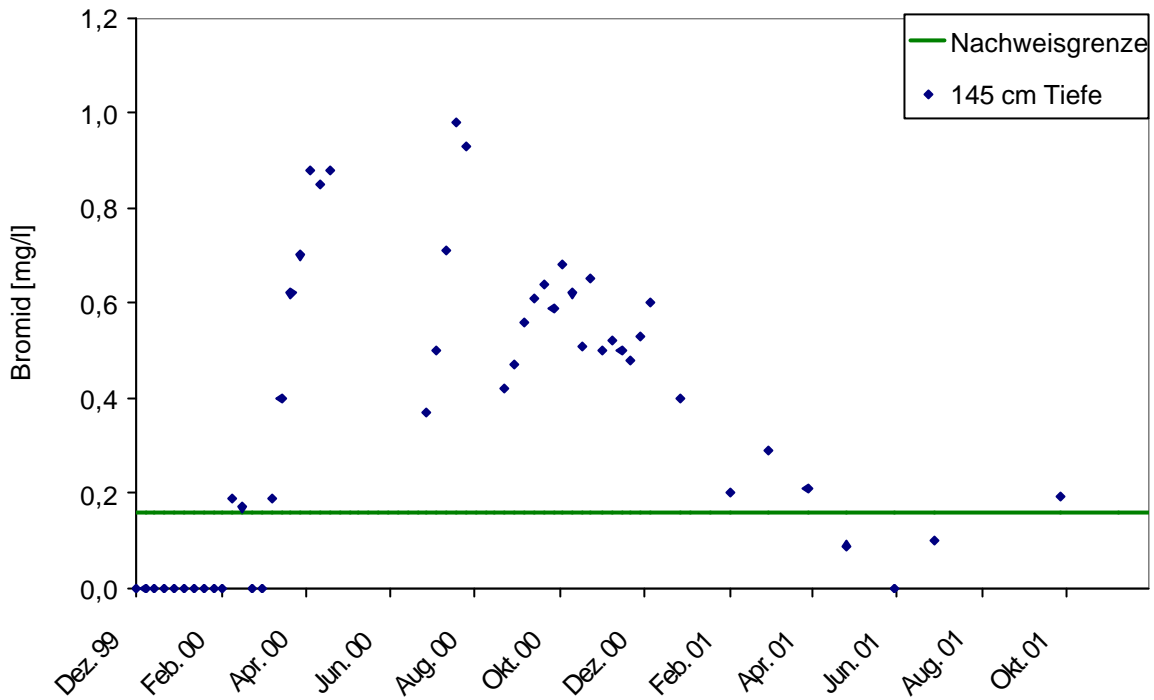


Abb. 6.65: Bromidkonzentration im Abfluss (mg/l) über das Horizontblechen in 145 cm Tiefe auf den Stationen 1a (12/99 – 12/01)

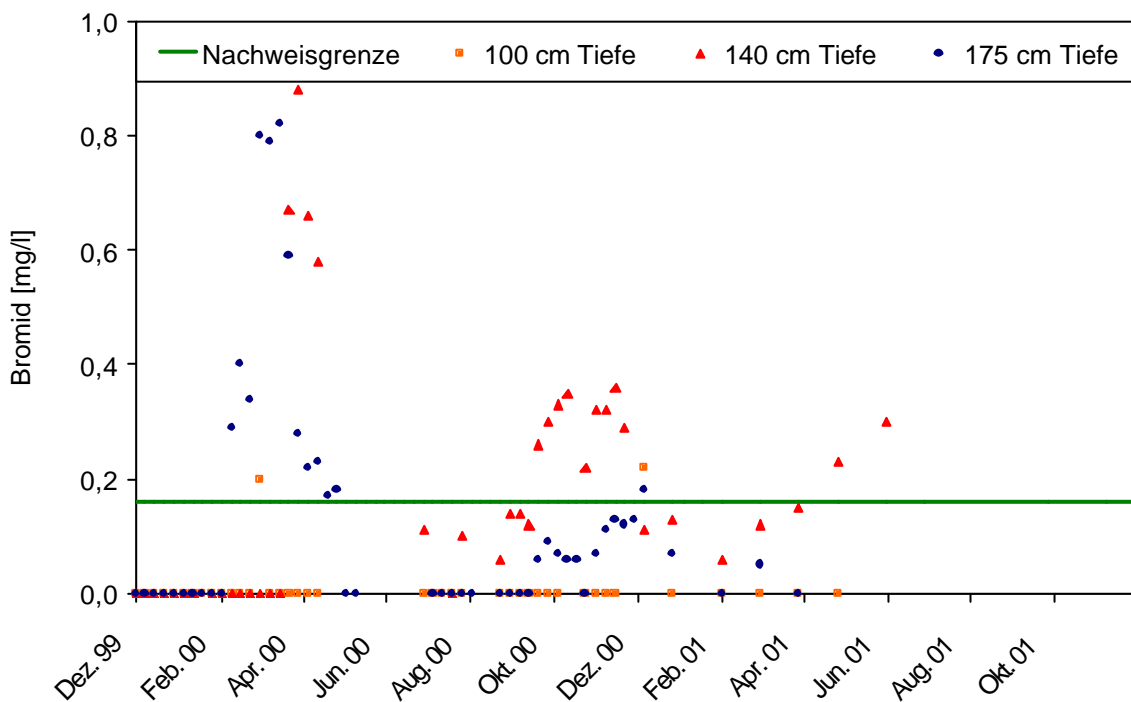


Abb. 6.66: Bromidkonzentration im Abfluss (mg/l) über die Horizontbleche auf den Stationen 1b (12/99 – 12/01)

Die nach der winterlichen Sickerperiode (März 2000) geplanten Bohrungen und tiefenstufenorientierten Probennahmen zur Bestimmung der Verteilung des Tracers im Substrat konnten nur auf den Stationen 1a und 1b durchgeführt werden. Auf **Station 1a** sind bei den Bohrungen im März 2000 etwa 17,1 % der Applikationsmenge im Bodenprofil wieder gefunden worden, auf **Station 1b** nur 4,1 % (Abb. 6.67). Die Tiefenverteilung zeigte in den oberen 30 cm des Bodens sein Maximum mit 3 bzw. 5 % Bromid. Mit der Tiefe nahm die Konzentration des Tracers ab. In den Tiefen 120 - 150 cm kann kein Bromid, darunter wieder geringe Mengen Tracer nachgewiesen werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass aufgrund des stark heterogenen Bodenaufbaus der Tracer im Profil unterschiedlich schnell verlagert worden ist. Im mittleren Bereich des Bodenprofils ist das Bromid schon ausgewaschen worden. Hierfür spricht die Tatsache, dass an dem Horizontblech der Station 1a in dieser Messtiefe (150 cm) die höchsten Bromidgehalte im Bodenwasser nachgewiesen worden sind (Abb. 6.67).

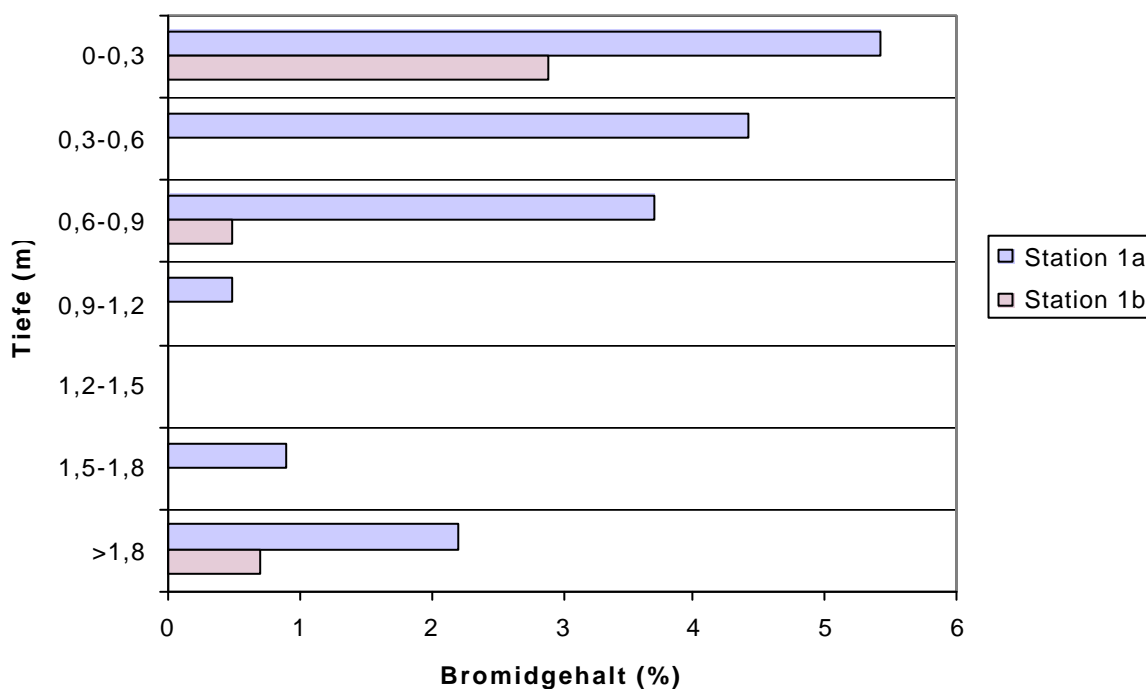


Abb. 6.67: Durchschnittlicher Bromidgehalt (in % der Applikationsmenge), Stationen 1a und 1b der Zentraldeponie Castrop-Rauxel (Probenahmetermin: 13.04.2000)

Die auf den Stationen 1a und 1b durchgeführten **Tracerversuche** bestätigen die Annahme, dass das Bodenwasser auf beiden Stationen sowohl vertikal als auch lateral fließt (Abb. 6.65; Abb. 6.66). Der laterale Transport des Tracers erfolgte erwartungs-

gemäß in den Messtiefen mit den höchsten k_f -Werten. Die geringen Widerfindungsraten von 0,286 % (Station 1a) und 0,253 % (Station 1b) sind ein Hinweis auf einen quantitativ geringen lateralen Wasserfluss.

Der überwiegende Teil des Tracers muss – aufgrund der hydrologischen Bilanzrechnungen (siehe Kapitel 7.1) – vertikal in den Deponiekörper eingewaschen worden sein. Diese Aussage gilt gleichermaßen für die Station 1a und 1b.

6.5.1.2 Station 2

Auf den Stationen 2a und 2b ist der Tracer bereits beim ersten Probenahmetermin wenige Tage nach der Applikation in den Abflüssen (Betonwannen und Oberflächen-drainage) wieder gefunden worden. Im ganzjährig stattfindenden Abfluss aus den Betonwannen sind keine jahreszeitlichen Schwankungen der Konzentration festzustellen (Abb. 6.68). Insgesamt sind auf Station 2a 0,176 % der applizierten Tracer-menge (Applikationsmenge 53,7 g Bromid) in der Betonwanne nachgewiesen worden, auf Station 2b 0,136 %. Ein größerer Wassertransport durch die kontrolliert verdichteten Schichten kann wegen der extrem niedrigen Abflüsse (Tab. 6.16) ausgeschlossen werden.

Der bereits nach zwei Tagen erfolgte Tracerdurchbruch in den **Betonwannenabläufen** ist ein Beweis für die Annahme schnellleitender Bodenbereiche. Bei reinem Matrixfluss wäre der Tracer aufgrund der gemessenen Wasserleitfähigkeiten der kontrolliert verdichteten Schicht erst nach einigen Jahren im Abfluss nachgewiesen worden. Der Tracer kann nur über bevorzugte vertikale Fließwege in die Betonwannen gelangt sein. Ein so schneller Transport von gelösten Stoffen im Bodenwasser durch das stark verdichtete Bodenprofil ist nur über präferentielle Fließwege möglich, welcher allerdings quantitativ nicht bedeutsam sind. Zurückzuführen sind diese eventuell auf die durch den Einbau erfolgten Gefügeänderungen des Bodenmaterials und der zu diesem Zeitpunkt noch nicht abgeschlossenen Konsolidierung der kontrolliert verdichteten Schicht.

Der zeitliche Verlauf der Tracerkonzentration in den Betonwannenabläufen zeigt nicht das Bild eines Tracerdurchbruches mit deutlichem und starkem Anstieg sowie einem langsamen Ausklingen, wie es aus Säulen-Perkolationsversuchen bekannt ist. Stattdessen wird der Tracer zu Beginn der Applikation stetig in geringer Konzentration

on nachgewiesen. Dieses Verhalten steht in Einklang mit den gemessenen geringen Betonwannenabflüssen.

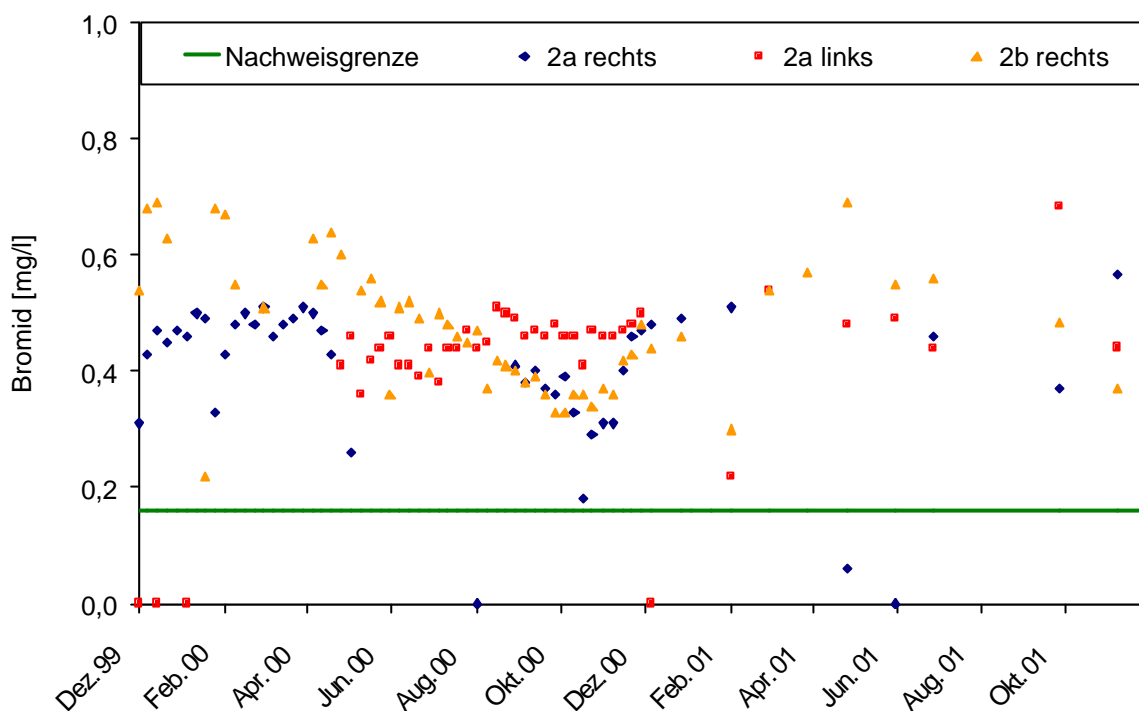


Abb. 6.68: Bromidkonzentration (mg/l) im Abfluss über die Betonwannen der Stationen 2a und 2b (12/99 – 12/01)

Weil der Tracer in den Betonwannenabläufen stetig in ähnlich geringer Konzentration nachgewiesen worden ist, kann davon ausgegangen werden, dass der sehr frühe Nachweis des Tracers in den Betonwannenabläufen nicht auf eine Verunreinigung bei der Probenahme zurückgeführt werden kann. Eine Verunreinigung aller Proben aus den Betonwannenabläufe über einen Probenahmezeitraum von zwei Jahren z.B. über verunreinigte Probenahmegefäße kann ausgeschlossen werden, da die Probenahme und Bestimmung des Tracers aus den Betonwannenabläufen und aus den Drainagen identisch durchgeführt worden ist und auch die gleichen Probenahmegefäße verwendet worden sind, und der zeitliche Verlauf der Tracerkonzentration in den Drainageabläufen das typische Bild eines Tracerdurchbruches mit einem starkem Anstieg sowie einem langsamen Ausklingen mit Tracerkonzentrationen unter der Nachweisgrenze zeigt (siehe nachfolgende Ausführungen).

Über die **Oberflächendrainage der Station 2a** sind insgesamt 2319 mg Bromid (4,32 % der applizierten Menge, Applikationsmenge 53,7 g Bromid) abgeführt worden (Abb. 6.69). Im Gegensatz zum zeitlichen Verlauf der Tracerkonzentration in den Betonwannenabflüssen zeigt der zeitliche Verlauf der Tracerkonzentration im Drainage-

gewasser der Station 2a sowohl einen deutlichen Anstieg als auch ein Abklingen gegen Ende des Untersuchungszeitraumes. Im Winterhalbjahr 2000/2001 hat die Bromidkonzentration im Drainagewasser deutlich abgenommen. Aufgrund der geringen Abflüsse und Konzentrationen sowohl im Drainagewasser als auch in den Betonwannenabflüssen kann durch die Traceruntersuchung davon ausgegangen werden, dass ein Großteil des in den Boden eindringenden Niederschlages lateral unter Umgehung der Drainage abgeführt wird. Eine unterhalb der Station 2b im hydrologischen Winterhalbjahr 1999/2000 beobachtete Rutschung auf wenigen m² Grundfläche an der Böschung des Oberflächenabschlusssystemes kann als Bestätigung eines vermehrten lateralen Wasseraustrittes oberhalb der Dichtschicht gewertet werden. Beprobungen an dieser Stelle haben einen Traceraustritt nachgewiesen.

Die abnehmenden Konzentrationen des Tracers im Bodenwasser deuten darauf hin, dass ein Großteil des Tracers sich nicht mehr im Abdichtungssystem oberhalb der Betonwannen befindet, sondern über Transportwege in der Rekultivierungsschicht lateral verlagert worden ist. Die im Oktober 2000 durchgeführten Vertikalbohrungen am Ort der Tracerapplikation und die anschließenden Analysen haben zu keinem Nachweis von Bromid im Boden geführt. Dies belegt den lateralen Transport des Tracers.

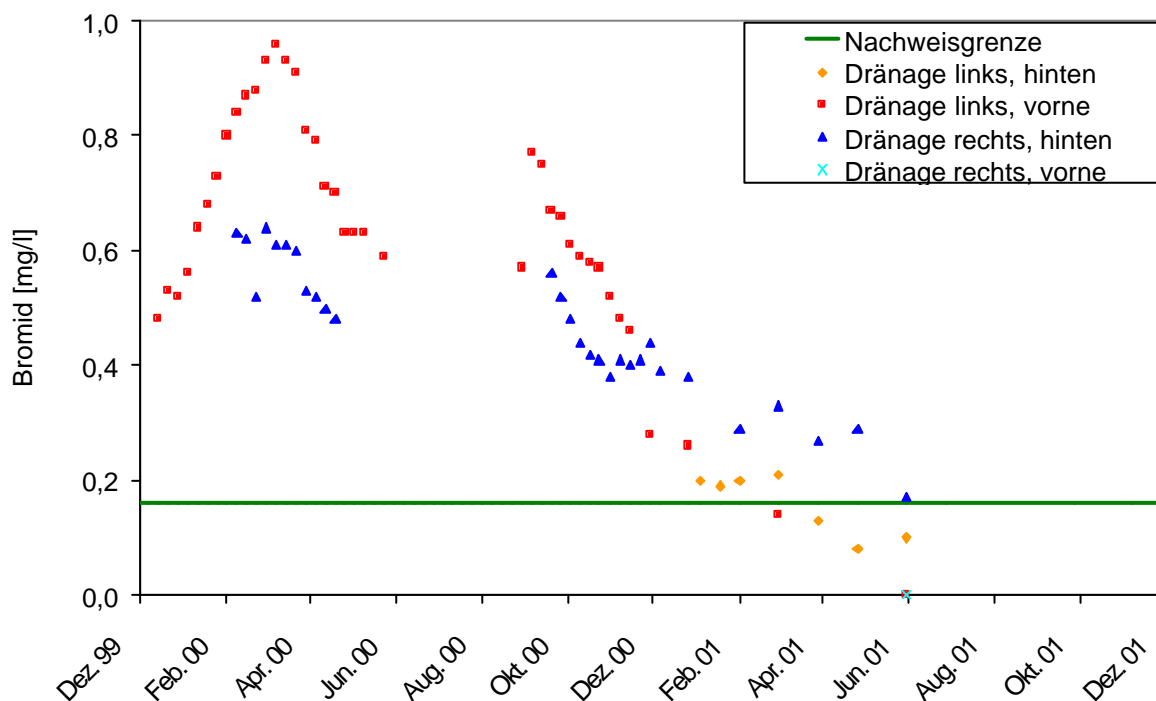


Abb. 6.69: Bromidkonzentration (mg/l) im Abfluss über die Oberflächendrainage der Station 2a (12/99 – 12/01)

Die nach der winterlichen Sickerperiode (März 2000) geplanten Bohrungen und tiefenstufenorientierten Probennahmen zur Bestimmung der Verteilung des Tracers im Substrat konnten auf den Stationen 2a und 2b wegen der extrem hohen Bodenfeuchte (Wassersättigung) nicht durchgeführt werden. Bei den Bohrungen wäre es zu einer Vermischung des Bodenmaterials über die Bohrtiefe gekommen. Am 27.03.2000 sind auf den Applikationsflächen (außerhalb der Instrumentierung) Saugkerzen zur Gewinnung von Bodenlösung eingebaut worden. In den Tiefen 40, 80, 120 und 160 cm ist je eine Saugkerze installiert und die Bodenlösung einmal wöchentlich beprobt worden. Die tiefenspezifische Zuordnung der gemessenen Konzentrationen ist auch bei dieser Technik nicht sicher gewährleistet. Bei der Installation der Saugkerzen kann bromidhaltige Lösung durch die Bohrlöcher in die Tiefe gesickert sein. Die auf den Stationen 2a und 2b eingebauten Saugkerzen wurden zur Ermittlung eines Tiefenprofils vier Wochen beprobt und aus den einzelnen Messungen ein Mittelwert für jede Tiefenstufe errechnet. Auf beiden Stationen zeigt sich das Tracerkonzentrationsmaximum in der Messtiefe 40 cm. Auf Station 2a nimmt die Konzentration in den unteren Messtiefen ab, auf Station 2b wurde unterhalb der Messtiefe 80 cm, aber oberhalb der kontrolliert verdichteten Schicht, eine Zunahme der Tracerkonzentration beobachtet.

Abflussmessungen und die Traceruntersuchungen können in Plausibilitätsberechnungen zusammengeführt werden. Dazu werden die Wiederfindungsanteile der Tracer den Wasserbilanzüberschüssen im Zeitraum zwischen der Tracer-Applikation (Dezember 1999) und Dezember 2001 (siehe Kapitel 7.2) gegenübergestellt. Der Wasserbilanzüberschuss beinhaltet die Summe aus Betonwannenabfluss und dem über das Klimatische Wasserbilanz-/Wasserscheidenverfahren berechneten lateralen Fluss. Maximal dieses Wasser steht für die Lösung und für den Transport des Tracers zur Verfügung. Vom Tracer sind jedoch nur 0,176 % (Station 2a) und 0,136 % (Station 2b) der jeweiligen Applikationsmenge in die Betonwannen gelangt. Multipliziert man diese Wiederfindungsraten mit den entsprechenden Wasserbilanzüberschüssen, so gelangt man zu einer Abschätzung der Betonwannenabflüsse bei Station 2a von 1,21 mm und 0,93 mm bei Station 2b (Zeitraum Dezember 1999 – Dezember 2001). Diese stimmen größenordnungsmäßig mit den in den Betonwannen aufgefangenen Durchsickerungshöhen (etwa 2 mm) überein. Gleiches gilt für die Abflüsse über die Oberflächendrainage an Station 2a, in denen 4,32 % des Tracers nachgewiesen worden sind; multipliziert mit dem Wasserbilanzüberschuss der Stati-

on 2a, resultieren 32,9 mm, welche den gemessenen Abflüssen von 79,3 mm gegenüberstehen.

Die aus den Wiederfindungsraten berechneten Abflüsse stimmen zwar größenordnungsmäßig mit den gemessenen Abflüsse überein, betragen jedoch tatsächlich nur ca. 50 % der gemessenen Abflüsse.

6.5.2 Tracerversuche 2002

6.5.2.1 Uranin

Auf den Stationen 2ax und 2bx kann eine erhöhte Uraninkonzentration im lateralen Abfluss (siehe Kapitel 5.3.5) erst am 06.02.03, 16 Tage nach der Applikation gemessen werden (Abb. 6.70). Mit Abnahme der Niederschläge im Februar werden auch nur noch geringe Konzentrationen an **Uranin** in den Proben gemessen. Nach dem Wiedereinsetzen der Niederschläge im März und während der Aufsättigungsphase des Bodens werden die gelösten Stoffe aus den mobilen Bereichen der Bodenmatrix ausgewaschen. Dies führt zu einem Konzentrationsanstieg im Abfluss. Die Niederschläge Anfang April haben nur im Abfluss der Station 2bx einen geringen Anstieg der Uraninkonzentration zur Folge. Bis zum Ende des Versuchszeitraums werden auf Station 2ax im Abfluss insgesamt 362,11 mg Uranin (0,7 % der applizierten Menge, Applikationsmenge 50 g Uranin) wieder gefunden. Die Gesamtfracht auf Station 2bx beträgt bis Mitte Juni 2003 905,15 mg Uranin (0,9 % der applizierten Menge, Applikationsmenge 100 g Uranin).

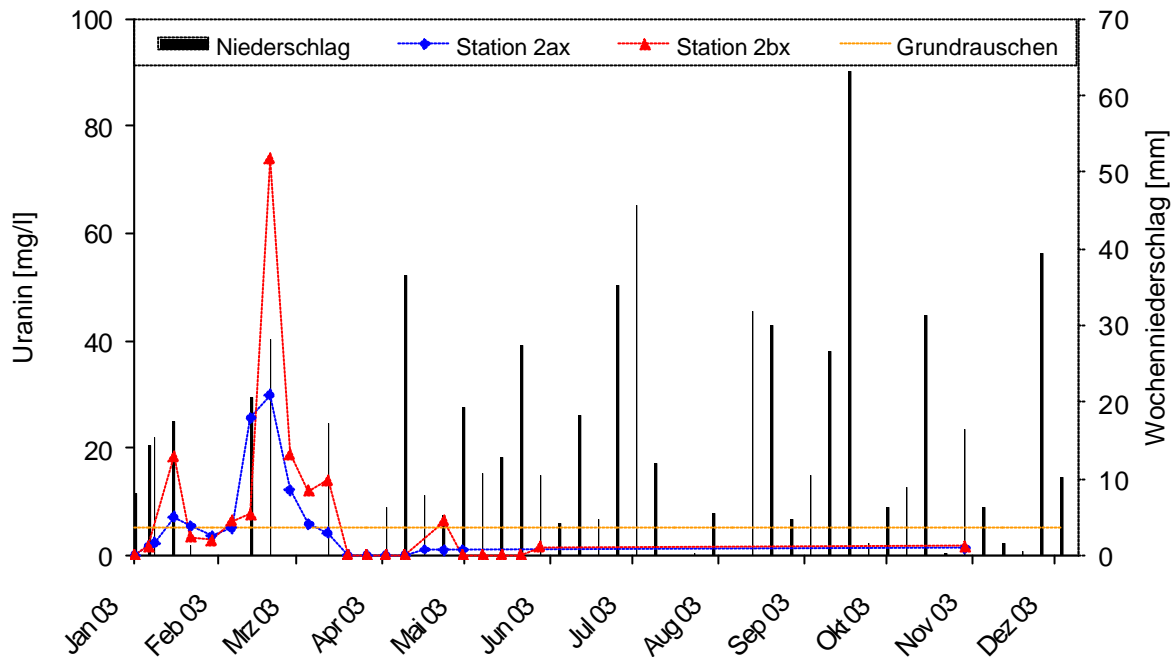


Abb. 6.70: Uraninkonzentration [$\mu\text{g/l}$] auf den Stationen 2ax und 2bx und Wochenniederschlag im Zeitraum 28.01. bis 31.12.2003

6.5.2.2 Bromid

Auf Station 2ax ist der **Bromid-Tracer** bereits beim ersten Probenahmetermin fünf Tage nach der Applikation im Abfluss wieder gefunden worden. Sieben Tage nach der Applikation ist der Tracer auch auf Station 2bx im Abfluss gemessen worden. Eine erste Konzentrationsspitze kann auf beiden Stationen 14 Tage nach der Applikation ermittelt werden. Mit Abnahme der Niederschläge im Februar wird auch eine Abnahme der Bromid-Konzentrationen in den Proben gemessen. Nach dem Wiedereinsetzen der Niederschläge im März und während der Aufsättigungsphase des Bodens werden die gelösten Stoffe aus den mobilen Bereichen der Bodenmatrix ausgewaschen, was wieder zu einem Konzentrationsanstieg im Abfluss führt. Im hydrologischen Sommerhalbjahr 2003 ist auf Station 2ax zwischen dem 22. Mai und dem 9. Oktober wegen der Trockenheit keine Probenahme möglich. Im gleichen Zeitraum werden auf Station 2bx 4 Proben genommen. Die Bromid-Konzentrationen der Proben liegen zwischen 0,48 und 0,65 mg/l. Die Bromid-Konzentrationen der Proben vom 09.10.2003 liegen auf beiden Stationen unter der Nachweisgrenze. Im weiteren Verlauf des Oktobers wird ein Anstieg der Bromid-Konzentration in den Proben gemessen, so dass Oktober 2003 auf beiden Stationen nur in zwei Proben Bromid-

Konzentrationen unter der Nachweisgrenze bestimmt werden. Zu Beginn des hydrologischen Winterhalbjahr 03/04 werden auf Station 2bx Bromid-Konzentrationen nur unter der Nachweisgrenze gemessen. Die Bromid-Konzentrationen in den Proben der Station 2ax sind von Ende Oktober 2003 bis zum 31. Dezember 2003 immer oberhalb der Nachweisgrenze.

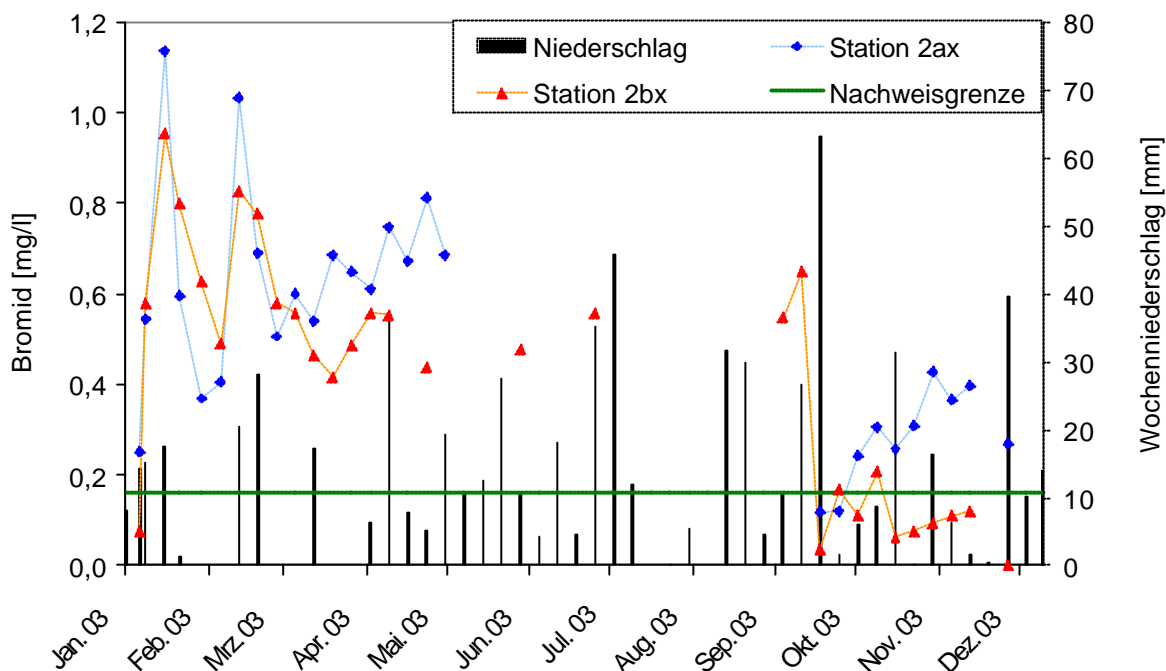


Abb. 6.71: Bromidkonzentration [mg/l] auf den Stationen 2ax und 2bx und Wochenniederschlag im Zeitraum 28.01. bis 31.12.2003

Die Gesamtfracht auf Station 2ax beträgt bis zum 31.12.2003 31,4 g Bromid. Insgesamt sind bis Ende des Versuchszeitraums auf Station 2ax 18,7 % der applizierten Bromidmenge wieder gefunden worden. Die Gesamtfracht auf Station 2bx beträgt bis zum 31.12.2003 40,3 g Bromid (24 % der applizierten Menge). In Abb. 6.71 ist sehr deutlich zu erkennen, dass die Dynamik des Tracer-Austrags der Stationen 2ax und 2bx sehr ähnlich ist. Der zeitliche Verlauf der Tracerkonzentration im lateralen Abfluss der Stationen 2ax und 2bx zeigten sowohl einen deutlichen Anstieg als auch ein Abklingen gegen Ende des Untersuchungszeitraumes.

Die gemessenen Bromid-Konzentrationen sind um mehr als eine Zehnerpotenz größer als die Uranin-Konzentrationen. Für die Bodenmaterialien der alternativen Oberflächenabschlusssysteme in Castrop-Rauxel muss, aufgrund der geringen Wiederfindungsrate des Uranins im Vergleich zum Bromid, angenommen werden, dass eine Adsorption des Uranins an die Bodenmatrix stattgefunden hat. Keinesfalls kann aus

den bisherigen Wiederfindungsraten auf Undichtigkeiten des Systems geschlossen werden, denn für die Bodenmaterialien der alternativen Oberflächenabschlusssysteme auf den Stationen 2a und 2b in Castrop-Rauxel muss angenommen werden, dass eine Adsorption des Uranins an die Bodenmatrix stattgefunden hat, da kein Anstieg der Uranin-Konzentration im Wasser der Oberflächendrainage und im Ablauf der Betonwannen gemessen worden ist.

Die Probenahme auf den Stationen 2x erfolgt direkt aus den Kippzählern. Somit wird nur die zum Probenahmetermin aktuelle Konzentration des Tracers im Abfluss gemessen. Dies hat zur Folge, dass die tatsächliche Konzentration des gesamten Abflusses nicht ermittelt werden kann. Die Ermittlung der Frachten erfolgt über die Mittelwert-Bildung der Konzentration der Proben von zwei aufeinander folgenden Probenahmeterminen. Diese gemittelte Konzentration wird mit dem zwischen diesen zwei Probenahmeterminen gemessenen Abfluss multipliziert. Somit ist der berechnete Bromid-Austrag geringer als der tatsächliche.

6.5.3 Schlussfolgerungen aus den Tracerversuchen

Station 1

Die auf den Stationen 1a und 1b durchgeführten **Tracerversuche** bestätigen die Annahme, dass das Bodenwasser auf beiden Stationen sowohl vertikal als auch lateral fließt. Der laterale Transport des Tracers erfolgte erwartungsgemäß in den Messtiefen mit den höchsten k_f -Werten. Die geringen Wiederfindungsraten von 0,286 % (Station 1a) und 0,253 % (Station 1b) belegen einen quantitativ geringen lateralen Wasserfluss. Der überwiegende Teil des Tracers muss vertikal in den Deponiekörper eingetragen worden sein.

Station 2

Aufgrund der geringen Abflüsse und Konzentrationen des Bromidtracers sowohl im Drainagewasser als auch in den Betonwannenabflüssen kann durch die Traceruntersuchung von 1999 davon ausgegangen werden, dass ein Großteil des in den Boden eindringenden Niederschlages lateral abgeführt wird.

7 Wasserbilanzen der Versuchsfelder

7.1 Station 1

Die Bilanzierung des Bodenwasserhaushaltes erfolgt auf beiden Teilflächen der **Station 1** durch das in Kapitel 5.3.7 dargestellte kombinierte Klimatische Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Verfahren. Aus den in-situ gemessenen Wasserspannungen und Bodenwassergehalten (Handsonde) wurden für die oberen Bodenhorizonte im Verlauf des Versuchszeitraumes mehrmals bis in 60 cm Tiefe Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehungen formuliert. In Kapitel 6.3.1.3 sind die Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehungen dargestellt, die sich aus den Daten des gesamten Versuchszeitraumes ergeben und erst nach Abschluss dieses Versuchszeitraumes ermittelt wurden. Für die Ergebnisse in diesem Kapitel werden Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehungen verwendet, die auf gleiche Art und Weise relativ zu Beginn des Versuchszeitraumes ermittelt wurden. Dies geschieht zum einen, da auch für die tieferen Bodenschichten nur Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehungen aus Labordaten vom Beginn des Versuchszeitraumes vorliegen und zum anderen, um die Kontinuität zwischen früheren Veröffentlichungen/Berichten/etc. und dieser Arbeit zu wahren.

Auf dieser Grundlage werden die täglichen Wasserspannungsmessungen in Wassergehalte umgerechnet werden. Anhand der aus den Wasserspannungen berechneten hydraulischen Gradienten kann im Sommerhalbjahr die Wassergehaltsabnahmen in Transpiration und Durchsickerung unterschieden werden. Während der bodennassen Perioden sind dagegen nur die Voraussetzungen für die Anwendung der Wasserbilanzmethode erfüllt.

Die in den Abbildungen und Tabellen angegebenen experimentellen Verdunstungshöhen sind nach dem in Kapitel 5.3.7 dargestellten kombinierten Verfahren ermittelt worden. In den verdunstungsstarken Abschnitten des Jahres (Frühjahr bis Herbst), während derer im Boden aufsteigende Wasserbewegung vorherrscht, wird die Verdunstung aus den Wasserverlusten des Bodens (kapillarer Aufstieg und vor allem Wurzelwasserentzug) bestimmt; während der verdunstungsschwachen Jahreszeit ohne hydraulische Wasserscheide im Boden wird die Verdunstung nach Haude berechnet (vgl. Kap. 5.3.7).

Die Abb. 7.1 und Abb. 7.2 veranschaulichen jeweils den zeitlichen Gang der Wasserhaushaltsgrößen und insbesondere der Durchsickerung (Tab. 7.1, Abb. 7.3). Erwartungsgemäß ist an beiden Stationen die Durchsickerung auf die bodenfeuchten und -nassen Abschnitte des Jahres beschränkt. Die Unterschiede im Bewuchs werden aus dem Vergleich der Verdunstung und der Durchsickerungshöhen beider Stationen deutlich. Während auf Station 1b eine stärkere und länger andauernde Verdunstungsperiode zu beobachten ist, setzt auf Station 1a die Versickerung im Herbst deutlich früher ein. Die Vegetation auf Station 1b entzieht dem Boden länger und aus größeren Tiefen Wasser. So kommt es auf dieser Station insgesamt auch zu einer geringeren Durchsickerung als auf Station 1a.

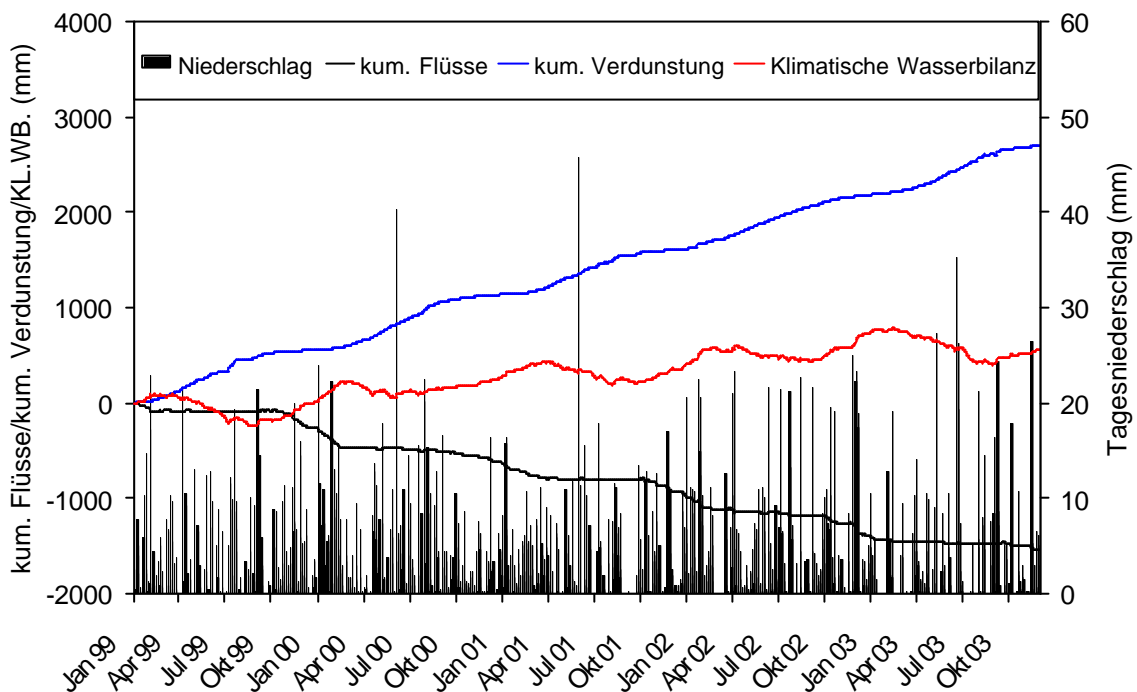


Abb. 7.1: Tagesniederschlag (mm), kumulierte Bodenwasser-Flüsse (mm), kumulierte Verdunstung (mm) und Klimatische Wasserbilanz (mm) an Station 1a (Zeitraum 29.01.99 – 31.12.2003)

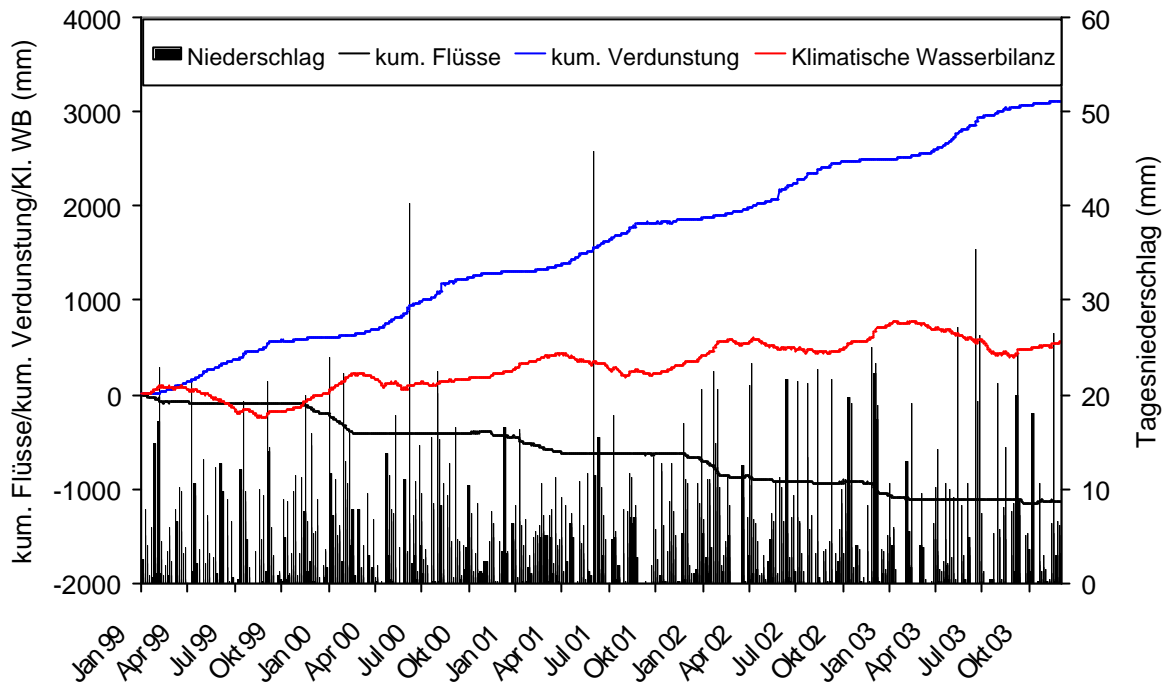


Abb. 7.2: Tagesniederschlag (mm), kumulierte Bodenwasser-Flüsse (mm), kumulierte Verdunstung (mm) und Klimatische Wasserbilanz (mm) an Station 1b (Zeitraum 29.01.99 – 31.12.2003)

Trotz der Fehler bei der Bestimmung der Wasserbilanzgrößen Niederschlag und Verdunstung (siehe Kapitel 5.3.2.1 und 5.3.2.3), sind die ermittelten Durchsickerungshöhen größenordnungsmäßig richtig.

Tab. 7.1: Stationen 1a und 1b: Wasserbilanzgrößen nach der kombinierten Klimatischen Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Methode (Zeitraum: 29.01.1999 – 31.12.2003)

Station 1a Zeitraum	Niederschlag [mm]	Verdunstung (exp.) [mm]	Niederschlag abzg. Verdunstung (exp.) [mm]	Durchsickerung [mm]
29.01.99 - 31.12.03	4235,7	2695,0	1540,7	-1549,3
29.01.- 30.04.99	194,7	124,6	70,1	-88,0
01.05. - 31.10.99	386,9	399,2	-12,3	6,3
01.11.99 - 30.04.00	516,0	132,7	383,3	-389,0
01.05. - 31.10.00	516,0	430,6	85,4	-55,4
01.11.00 - 30.04.01	389,1	125,8	263,3	-271,5
01.05. - 31.10.01	358,4	362,5	-4,1	0,9
01.11.01 - 30.04.02	516,7	180,6	336,2	-331,0
01.05. - 31.10.02	411,8	353,0	58,8	-61,5
01.11.02 - 30.04.03	409,5	150,9	258,6	-272,4
01.05. - 31.10.03	417,9	398,3	19,6	-5,7
01.11. - 31.12.03	118,7	37,0	81,8	-82,0

Station 1b Zeitraum	Niederschlag [mm]	Verdunstung (exp.) [mm]	Niederschlag abzg. Verdunstung (exp.) [mm]	Durchsickerung [mm]
29.01.99 - 31.12.03	4235,7	3113,5	1122,2	-1137,1
29.01.- 30.04.99	194,7	129,8	64,9	-84,5
01.05. - 31.10.99	386,9	444,9	-58,0	-6,8
01.11.99 - 30.04.00	516,0	119,0	397,0	-325,6
01.05. - 31.10.00	516,0	548,0	-32,0	10,8
01.11.00 - 30.04.01	389,1	140,6	248,5	-212,2
01.05. - 31.10.01	358,4	431,9	-73,5	-18,1
01.11.01 - 30.04.02	516,7	166,6	350,1	-241,9
01.05. - 31.10.02	411,8	489,3	-77,5	-62,5
01.11.02 - 30.04.03	409,5	132,5	277,1	-181,7
01.05. - 31.10.03	417,9	473,9	-56,0	-38,4
01.11. - 31.12.03	118,7	37,0	81,8	23,9

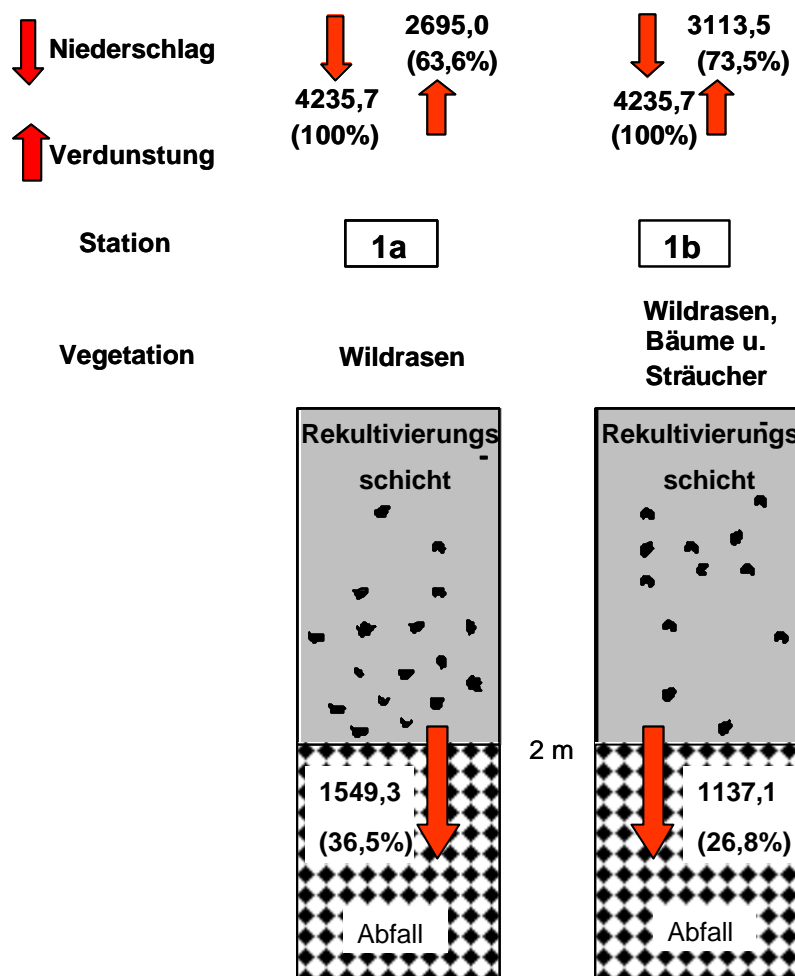


Abb. 7.3: Bodenprofil und Wasserbilanzgrößen [mm] der Station 1a und 1b für den Zeitraum 29.01.1999 bis 31.12.2003

Die Änderung des Bodenwasserspeichers an der Station 1a zwischen dem 29.01.99 und dem 31.12.03 entspricht dem Differenzbetrag zwischen Niederschlag und der Summe aus Verdunstungshöhe und Durchsickerungshöhe des Bilanzzeitraums: $[4235,7 \text{ mm} - (2695,0 \text{ mm} + 1549,3 \text{ mm})] = -8,6 \text{ mm}$. Das bedeutet, dass auf Station 1a zum Berichtszeitpunkt etwa 8,6 mm weniger Wasser im Boden gespeichert sind als zu Beginn. Auf Station 1b sind es 14,9 mm.

Das durch die Abdeckung sickernde Wasser fließt – sofern es nicht auf undurchlässigen Schichten lateral abgeführt wird – in den Deponiekörper. Im Mittel beträgt auf Station 1a die Durchsickerungshöhe im Zeitraum 01.05.99 bis 30.04.03 rund 343 mm/Jahr; dies entspricht ca. 40 % des durchschnittlichen Niederschlages des betrachteten Zeitraums (876 mm/Jahr). An der Vergleichsstation 1b sorgt der Bewuchs mit locker stehenden Sträuchern und Bäumen für eine Reduzierung der Durchsickerungshöhe um ca. 10 % auf rund 30 % des Freilandniederschlages.

Es muss davon ausgegangen werden, dass der weitaus überwiegende Teil der in den Bilanzen als Durchsickerung angegebenen Flüsse vertikal und nicht lateral abgeführt worden ist. Insgesamt erscheinen die gefassten lateralen Abflüsse (s. Kapitel 6.4.1) gering. Eine Umrechnung des gefassten Bodenwassers auf die Größe des Einzugsgebietes ist nicht sinnvoll, da nicht abgeschätzt werden kann, wie der laterale Fluss in dem Einzugsgebiet der Station 1 erfolgt. Insgesamt sind auf Station 1a im Versuchszeitraum jedoch nur 2281,6 l und auf Station 1b 2850 l gefasst worden. Dies auf eine theoretische Versuchsfläche von 100 m² bezogen bedeutet, dass im Versuchszeitraum auf Station 1a 22,82 mm und auf Station 1b 28,5 mm lateral abgeflossen sind. Eine exakte Quantifizierung der gefassten lateralen Flüsse ist zwar wegen der nicht definierten Einzugsgebiete der Bleche unmöglich, größenordnungsmäßig kann jedoch von den angegebenen Mengen ausgegangen werden. Somit sind im Versuchszeitraum auf Station 1a ca. 35 % und auf Station 1b ca. 26 % des Niederschlages in den Deponiekörper gesickert.

Die Unterschiede im Bewuchs werden aus dem Vergleich der Verdunstung und der Durchsickerungshöhen beider Stationen deutlich (Tab. 7.1). Die mit höherer Vegetation bestandene Fläche 1b zeigt eine längere und stärkere Verdunstungsperiode an, sodass dadurch die Gesamtdurchsickerung auf dieser Station im gesamten Versuchszeitraum um über 400 mm niedriger ist als auf der mit Wildrasen bewachsenen Station 1a und die Verdunstung sehr viel höher ausfällt.

7.2 Station 2

Eine Bestimmung der nicht unmittelbar messbaren Wasserhaushaltsgrößen für das Oberflächenabschlusssystem der **Stationen 2a und 2b** erfolgte wie auf den Stationen 1a und 1b über das kombinierte Klimatische Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Verfahren (Kapitel 5.3.7). Die über einen längeren Zeitraum in-situ gemessenen Wasserspannungen und -gehalte ermöglichen die Formulierung der Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehungen für den Rekultivierungsboden (130 cm Mächtigkeit) (siehe Kapitel 6.3.2.3).

Für die Berechnung der in diesem Kapitel dargestellten Werte werden die Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehungen verwendet, die relativ zu Beginn des Versuchszeitraumes ermittelt wurden, um einheitliche Ergebnisse in den bereits vorliegenden Veröffentlichungen/Berichten/etc. und der vorliegenden Arbeit zu haben.

Das Bilanzverfahren wurde nur auf die Rekultivierungsschicht angewendet. Aufgrund der sehr geringen Abflüsse durch die kontrolliert verdichteten Schichten beider Stationen scheint diese Vorgehensweise gerechtfertigt, da nennenswerte Veränderungen im Wasserhaushalt nur in den oberen 130 cm der Abdichtung stattfinden.

In Tab. 7.2 und Abb. 7.4 sind die wichtigsten Wasserhaushaltsgrößen für die Stationen 2a und 2b aufgeführt. Auf den Stationen wurden nur geringfügige Unterschiede in der Verdunstung und dem lateralen Transport berechnet (Abb. 7.5; Abb. 7.6). Diese Unterschiede können auf die höhere Bodenwasserspeicherung auf Station 2b zurückgeführt werden. Der Boden auf Station 2b ist in 120 cm Tiefe – ermittelt anhand der Tensiometerdaten – an 1178 Tagen der 1580 Versuchstage feuchter als auf Station 2a. Dies ist darauf zurückzuführen, dass an Station 2a bedingt durch die Drainageschicht das Wasser schneller abgeführt wird. Gleichzeitig bedingt dies jedoch auch, dass auf Station 2b im Rekultivierungsboden für die Verdunstung mehr Wasser zur Verfügung steht.

Die Änderung des Bodenwasserspeichers an der Station 2a zwischen dem 04.09.99 und dem 31.12.03 entspricht dem Differenzbetrag zwischen Niederschlag und der Summe aus Verdunstungshöhe und Durchsickerungshöhe des Bilanzzeitraums: $[3778,2 \text{ mm} - (2236,9 \text{ mm} + 1520,1 \text{ mm})] = 21,2 \text{ mm}$. Das bedeutet, dass auf Station 2a zum Berichtszeitpunkt etwa 21,2 mm mehr Wasser im Boden gespeichert sind als zu Beginn. Auf Station 2b sind es 61,7 mm.

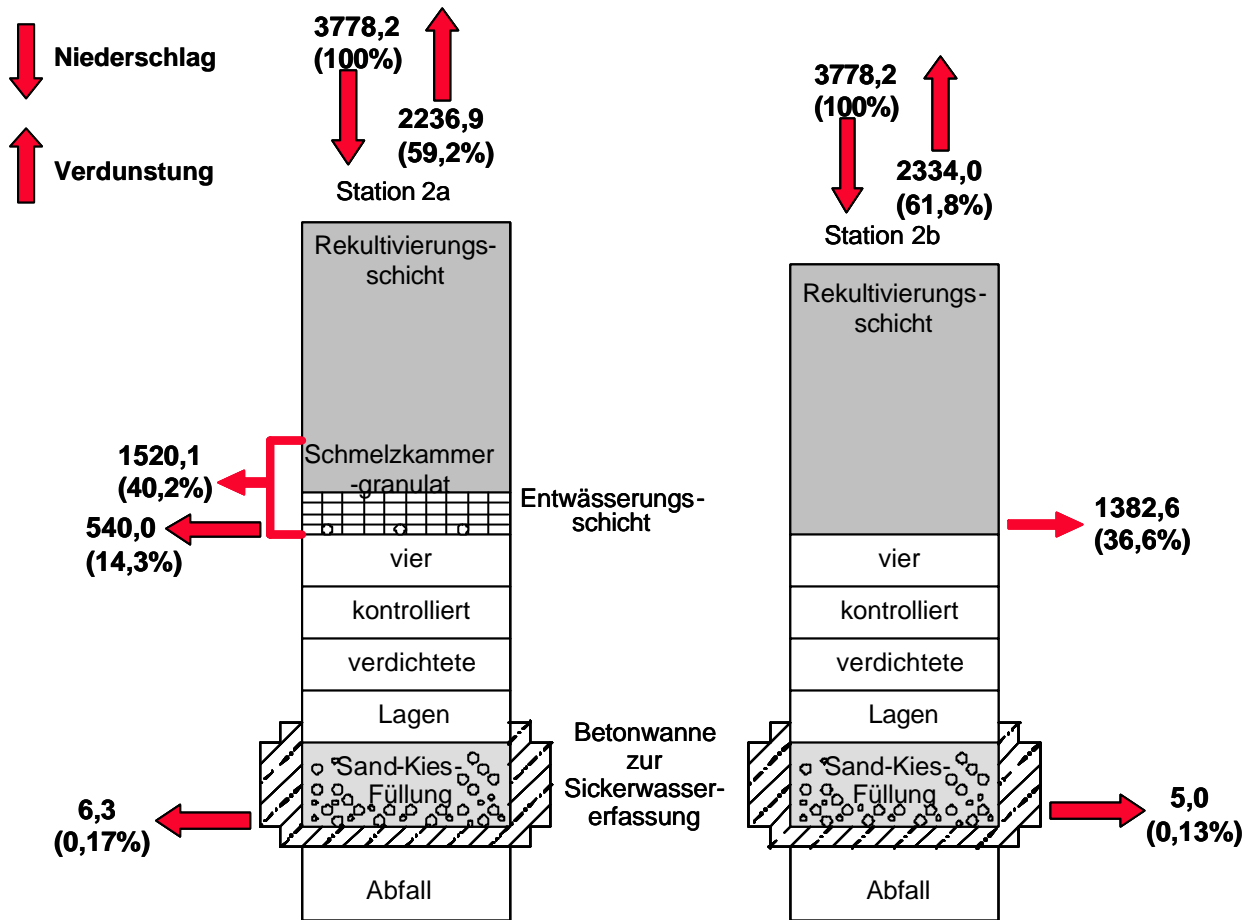


Abb. 7.4: Bodenprofil und Wasserbilanzgrößen der Station 2a und 2b für den Zeitraum 04.09.1999 bis 31.12.2003

Tab. 7.2: Stationen 2a und 2b: Wasserbilanzgrößen nach der kombinierten Klimatischen Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Methode und gemessener Betonwannenabfluss (Zeitraum: 04.09.1999 – 31.12.2003)

Station 2a Zeitraum	Niederschlag [mm]	Verdunstung (exp.) [mm]	Niederschlag abzg. Verdunstung (exp.) [mm]	Lateraler Fluss berechnet [mm]	Betonwannen- abfluss [mm]
04.09.99 - 31.12.03	3778,2	2236,9	1541,3	-1520,1	-6,3
04.09. - 31.10.99	124,1	107,4	16,7	-8,6	-1,3
01.11.99 - 30.04.00	516,0	160,2	355,8	-381,1	-0,5
01.05. - 31.10.00	516,0	421,4	94,6	-87,6	-0,7
01.11.00 - 30.04.01	389,1	125,8	263,3	-263,3	-0,5
01.05. - 31.10.01	358,4	403,4	-45,0	34,6	-0,9
01.11.01 - 30.04.02	516,7	145,3	371,4	-350,5	-0,3
01.05. - 31.10.02	411,8	353,2	58,6	-36,6	-0,8
01.11.02 - 30.04.03	409,5	114,7	294,8	-331,7	-0,2
01.05. - 31.10.03	417,9	368,6	49,4	-29,0	-1,0
01.11. - 31.12.03	118,7	37,0	81,8	-66,4	-0,1

Station 2b Zeitraum	Niederschlag [mm]	Verdunstung (exp.) [mm]	Niederschlag abzg. Verdunstung (exp.) [mm]	Lateraler Fluss berechnet [mm]	Betonwannen- abfluss [mm]
04.09.99 - 31.12.03	3778,2	2334,0	1444,3	-1382,6	-5,0
04.09. - 31.10.99	124,1	100,9	23,2	35,3	-1,1
01.11.99 - 30.04.00	516,0	148,9	367,1	-440,8	-0,3
01.05. - 31.10.00	516,0	444,3	71,7	-42,3	-0,6
01.11.00 - 30.04.01	389,1	125,8	263,3	-255,5	-0,3
01.05. - 31.10.01	358,4	415,7	-57,3	2,0	-0,7
01.11.01 - 30.04.02	516,7	139,7	377,0	-339,4	-0,1
01.05. - 31.10.02	411,8	374,7	37,1	-30,0	-0,9
01.11.02 - 30.04.03	409,5	163,0	246,5	-272,9	-0,4
01.05. - 31.10.03	417,9	384,1	33,8	-1,5	-0,7
01.11. - 31.12.03	118,7	37,0	81,8	-37,6	0,0

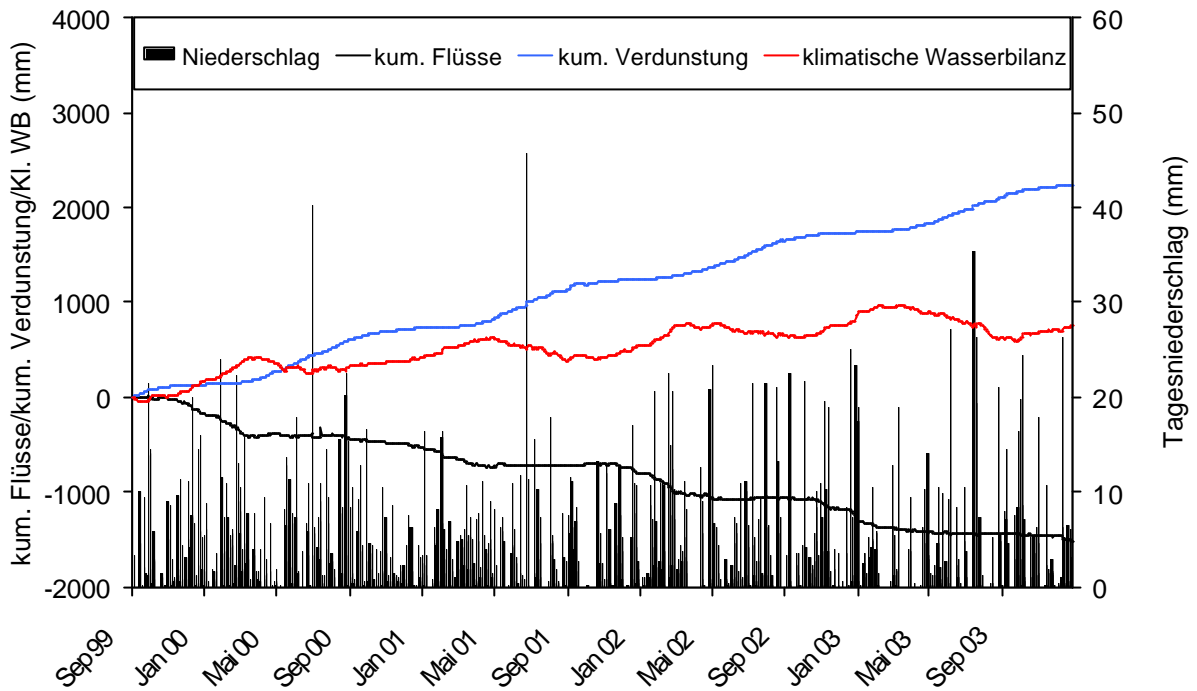


Abb. 7.5: Tagesniederschlag (mm), kumulierte laterale Bodenwasser-Flüsse (mm), kumulierte Verdunstung (mm) und Klimatische Wasserbilanz (mm) für den Rekultivierungsboden auf Station 2a (09/99-12/03)

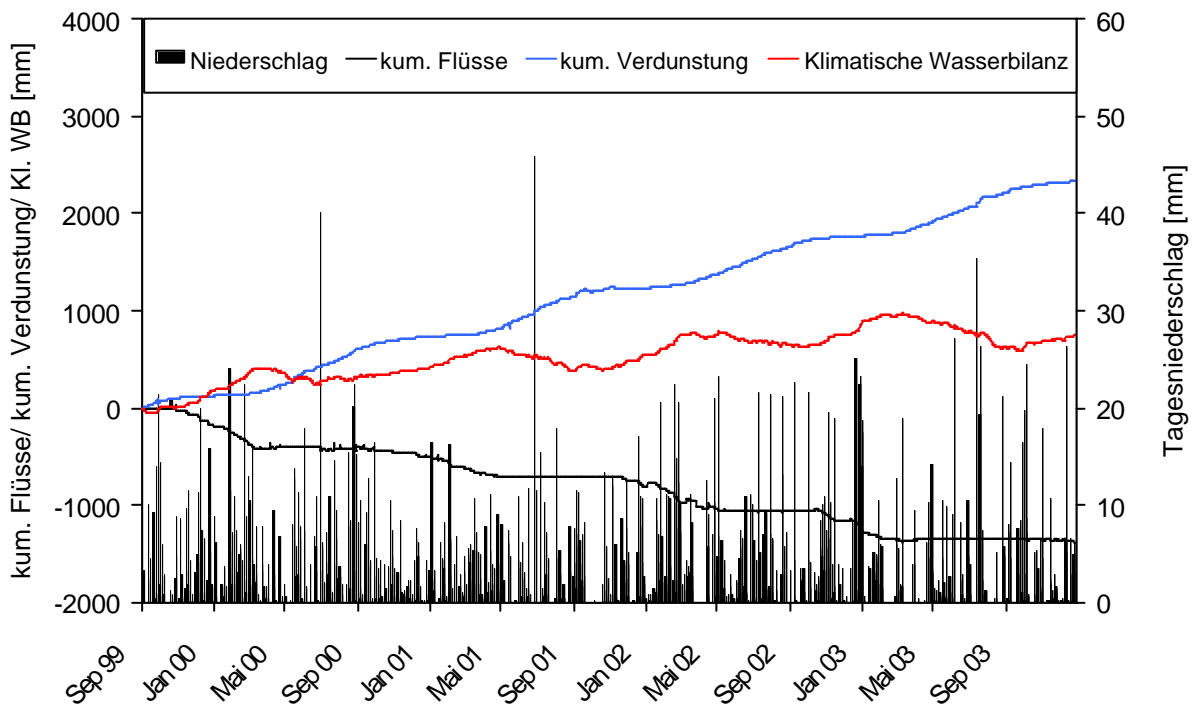


Abb. 7.6: Tagesniederschlag (mm), kumulierte laterale Bodenwasser-Flüsse (mm), kumulierte Verdunstung (mm) und Klimatische Wasserbilanz (mm) für den Rekultivierungsboden auf Station 2b (09/99-12/03)

7.3 Station 2x

Die Stationen 2ax und 2bx dienen der Bestimmung des lateralen Abflusses der Oberflächenabdichtungssysteme 2a und 2b, der bis November 2001 nur über das Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Verfahren berechnet werden kann. In Tab. 7.3 sind die wichtigsten Wasserhaushaltsgrößen für die Stationen 2a/2b und 2ax/2bx aufgeführt. Für Station 2a/2ax besteht seit Messung des lateralen Flusses – hydrologisches Winterhalbjahr 01/02 – zwischen dem auf Station 2ax gemessenen und dem für die Station 2a über das Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Verfahren ermittelten lateralen Abflusses eine gute Übereinstimmung. Der Unterschied beträgt 7,7 mm in 26 Monaten.

Auf Station 2b/2bx besteht seit dem Sommerhalbjahr 2002 eine relativ gute Übereinstimmung zwischen dem gemessenen und dem aus dem Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Verfahren berechneten lateralen Fluss. Die große Abweichung des berechneten (339,4 mm) zu dem gemessenen lateralen Abfluss (243,8 mm) im Winterhalbjahr 01/02 ist nicht zweifelsfrei geklärt. Sie kann eventuell darauf zurückgeführt werden, dass der laterale Abfluss, der aufgrund eines technischen Defektes zwischen dem 07.12.2001 bis 15.01.2002 nicht aufgezeichnet wurde, nicht zufriedenstellend rekonstruiert worden ist. Erste Simulationen mit Hydrus 2D für die Station 2b deuten daraufhin, dass auf Station 2b im Winterhalbjahr 01/02 zusätzlicher lateraler Abfluss in Höhe von ca. 40 l/m² nicht aufgezeichnet oder nicht zutreffend rekonstruiert worden ist.

Somit kann davon ausgegangen werden, dass die über das Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Verfahren berechneten Werte annähernd realistisch sind.

Tab. 7.3: Stationen 2a/2b und 2ax/2bx: Wasserbilanzgrößen nach der kombinierten Klimatischen Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Methode (Zeitraum: 01.11.2001 – 31.12.2003)

	Niederschlag N [mm]	Station 2a		Station 2ax
		Verdunstung (exp.) [mm]	berechneter lateraler Fluss [mm]	gemessener lateraler Fluss [mm]
01.11.2001-30.04.2002	516,7	145,3	350,5	339,8
01.05.-31.10.2002	411,8	353,2	36,6	35,1
01.11.2002-30.04.2003	409,5	114,7	331,7	357,3
01.05.-31.10.2003	417,9	368,6	29,0	6,0
01.11.2003-31.12.2003	118,7	37,0	66,4	68,5
01.11.2001-31.12.2003	1874,6	1018,8	814,2	806,5

	Niederschlag N [mm]	Station 2b		Station 2bx
		Verdunstung (exp.) [mm]	berechneter lateraler Fluss [mm]	gemessener lateraler Fluss [mm]
01.11.2001-30.04.2002	516,7	139,7	339,4	243,8
01.05.-31.10.2002	411,8	374,7	30	26,1
01.11.2002-30.04.2003	409,5	163,0	272,9	297,6
01.05.-31.10.2003	417,9	384,1	1,5	6,2
01.11.2003-31.12.2003	118,7	37,0	37,6	65,7
01.11.2001-31.12.2003	1874,6	1098,5	681,4	639,4

Der geringere laterale Abfluss auf Station 2b/2bx ist auf die größere Zwischenwasserspeicherung und der damit verbundenen größeren Verdunstung der Station 2b/2bx zurückzuführen. Die größere berechnete Verdunstung ist plausibel, wenn man der Überlegung folgt, dass die Verdunstung tendenziell umso höher ist, je mehr Wasser zur Verfügung steht. Diese Regel gilt zumindest bis zu der Grenze der potentiellen Verdunstung.

7.4 Schlussfolgerungen

Station 1

Die Unterschiede im Bewuchs werden aus dem Vergleich der Verdunstung und der Durchsickerungshöhen beider Stationen deutlich. Während auf Station 1b eine stärkere und länger andauernde Verdunstungsperiode zu beobachten ist, setzt auf Station 1a die Versickerung im Herbst deutlich früher ein. Die Vegetation auf Station 1b entzieht dem Boden länger und aus größeren Tiefen Wasser. So kommt es auf dieser Station insgesamt auch zu einer geringeren Durchsickerung als auf Station 1a.

Das rund 2 m mächtige Abdeckmaterial auf Station 1 vermag einen Teil der Niederschläge während der verdunstungsschwachen Jahreszeit zu speichern. Insofern entspricht es dem, was Berger und Sokollek (1997) unter qualifizierter Abdeckung verstehen. Allerdings sind die Wasserdurchlässigkeiten so hoch, dass im Zeitraum 29.01.1999 bis 31.12.2003 über 26 % des Niederschlages in den unterlagernden Abfallkörper gelangt. Dies zeigt eine eingeschränkte Wirksamkeit einer qualifizierten Abdeckung unter den in Deutschland weit überwiegenden klimatischen Situationen mit Niederschlägen über 700 mm.

Station 2

Auf den Stationen 2a und 2b wurden nur geringfügige Unterschiede in der Verdunstung und dem lateralen Transport berechnet. Diese Unterschiede können auf die höhere Bodenwasserspeicherung auf Station 2b zurückgeführt werden. Der Boden auf Station 2b ist in 120 cm Tiefe – ermittelt anhand der Tensiometerdaten – an 1178 Tagen der 1580 Versuchstage feuchter als auf Station 2a. Dies ist darauf zurückzuführen, dass an Station 2a bedingt durch die Drainageschicht das Wasser schneller abgeführt wird. Gleichzeitig bedingt dies jedoch auch, dass auf Station 2b im Rekultivierungsboden für die Verdunstung mehr Wasser zur Verfügung steht.

8 Simulationsergebnisse mit HYDRUS-2D

Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse sind mit dem in Kapitel 5.4 vorgestellten Programm HYDRUS-2D simuliert. In Kapitel 5.4.2 sind die verwendeten Eingabeparameter zu finden.

8.1 Station 2a

8.1.1 Verdunstung

Der zeitliche Verlauf der über das Wasserbilanz-/Wasserscheidenverfahren berechneten und über HYDRUS-2D ermittelten Verdunstung ist sehr ähnlich (Abb. 8.1). Für den gesamten Versuchszeitraum (04.09.1999- 31.10.2003) wird nur 2% weniger Verdunstung simuliert als über das Wasserbilanz-/Wasserscheidenverfahren errechnet. Die simulierte Verdunstung liegt – mit Ausnahme des hydrologischen Sommerhalbjahres 2002 – immer unter der über das Wasserbilanz-/Wasserscheidenverfahren berechneten (Tab. 8.1).

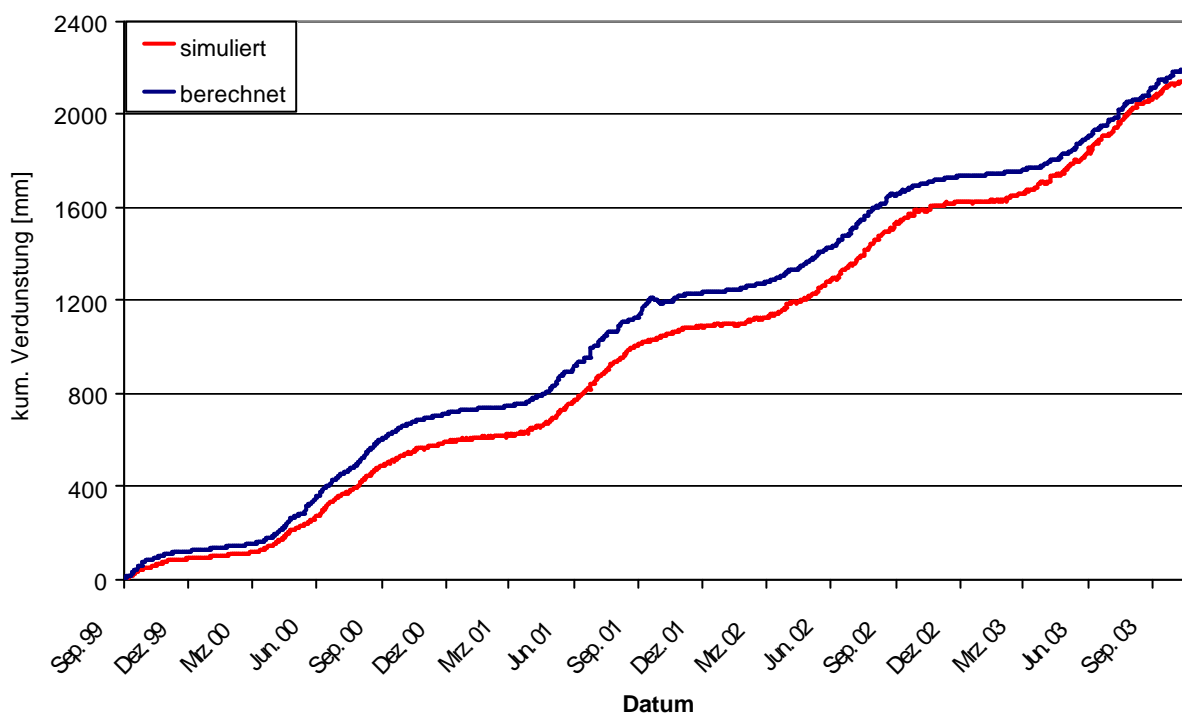


Abb. 8.1: Nach der kombinierten Klimatischen Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Methode berechnete Verdunstung und mit HYDRUS-2D simulierte Verdunstung auf Station 2a [mm] für den Zeitraum 04.09.1999 bis 31.10.2003

8.1.2 Lateraler Abfluss

Die Abflusscharakteristik des über das Wasserbilanz-/Wasserscheidenverfahren bilanzierten lateralen Abflusses wird gut in der Simulation wiedergegeben (Abb. 8.2). Der simulierte laterale Abfluss liegt in den hydrologischen Sommerhalbjahren über dem bilanzierten lateralen Abfluss. Dagegen wird für die Winterhalbjahre – mit Ausnahme des Winterhalbjahres 99/00 – ein geringerer lateraler Abfluss simuliert als über das Wasserbilanz-/Wasserscheidenverfahren bilanziert (Tab. 8.1). Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei der Simulation mit HYDRUS-2D im Herbst der laterale Abfluss in der Gegenüberstellung mit dem bilanzierten lateralen Abfluss verzögert einsetzt und im Frühjahr wieder verzögert zum Erliegen kommt. Dies kann zum einen auf Makroporenfluss zurückzuführen sein oder aber es spielen Hysterese-Effekte eine Rolle, die in den Simulationen mit HYDRUS-2D nicht berücksichtigt werden können. Im gesamten Versuchszeitraum (04.09.1999 bis 31.10.2003) wurde nur ein um 16,24 mm höherer lateraler Abfluss simuliert als bilanziert.

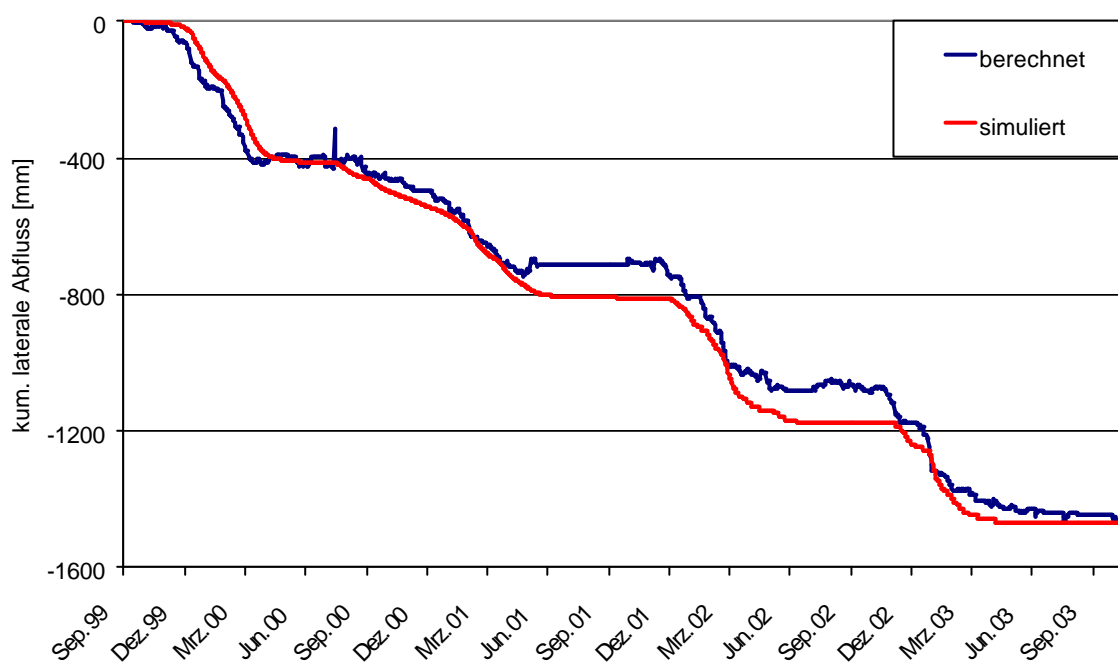


Abb. 8.2: Nach der kombinierten Klimatischen Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Methode berechneter und mit HYDRUS-2D simulierter lateraler Abfluss [mm] auf Station 2a für den Zeitraum 04.09.1999 bis 31.10.2003

Tab. 8.1: Gemessene, nach der kombinierten Klimatischen Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Methode berechnete und simulierte Wasserhaushaltsgrößen für die Station 2a (04.09.1999 bis 31.10.2003)

Zeitraum	berechnete Verdunstung [mm]	simulierte Verdunstung [mm]	berechneter lateraler Abfluss [mm]	simulierter lateraler Abfluss [mm]	gemessener lateraler Abfluss [mm]
04.09.99 - 31.10.03	2199,9	2151,5	-1453,7	-1469,9	
04.09. - 31.10.99	107,4	76,1	-8,6	-3,0	
01.11.99 - 30.04.00	160,2	137,8	-381,1	-403,0	
01.05. - 31.10.00	421,4	349,0	-87,6	-110,0	
01.11.00 - 30.04.01	125,8	118,1	-263,3	-258,0	
01.05. - 31.10.01	403,4	393,4	34,6	-36,0	
01.11.01 - 30.04.02	145,3	136,7	-350,5	-327,0	-339,8
01.05. - 31.10.02	353,2	391,8	-36,6	-40,0	-35,1
01.11.02 - 30.04.03	114,7	139,5	-331,7	-290,0	-357,3
01.05 - 31.10.03	368,6	409,1	-29,0	-2,9	-6,0

Seit November 2001 erfolgt die Messung des lateralen Abflusses, so dass für den Zeitraum November 2001 bis Oktober 2003 auch eine Gegenüberstellung des gemessenen zum simulierten lateralen Abfluss möglich ist. Die zeitliche Diskrepanz beim Einsetzen und beim zum Erliegen kommen des lateralen Abflusses kann auch bei der Gegenüberstellung zwischen dem gemessenen und simulierten lateralen Abfluss beobachtet werden (Abb. 8.3). Ca. 14 Tage nachdem im Herbst die ersten lateralen Abflüsse im Gelände gemessen werden, setzt bei den Simulationen der laterale Abfluss ein. Um ca. den gleichen Zeitraum versetzt kommt der simulierte laterale Abfluss im Frühjahr auch wieder zum Erliegen. Eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenem und simuliertem lateralem Abfluss besteht im Zeitraum November 2001 bis November 2002. Der laterale Abfluss wird durch die Simulation im hydrologischen Winterhalbjahr 02/03 jedoch um über 60 mm zu klein ermittelt. Dies kann eventuell auf Fehlerquellen bei der Niederschlagsbestimmung wie z.B. Benetzungsverluste zurückgeführt werden.

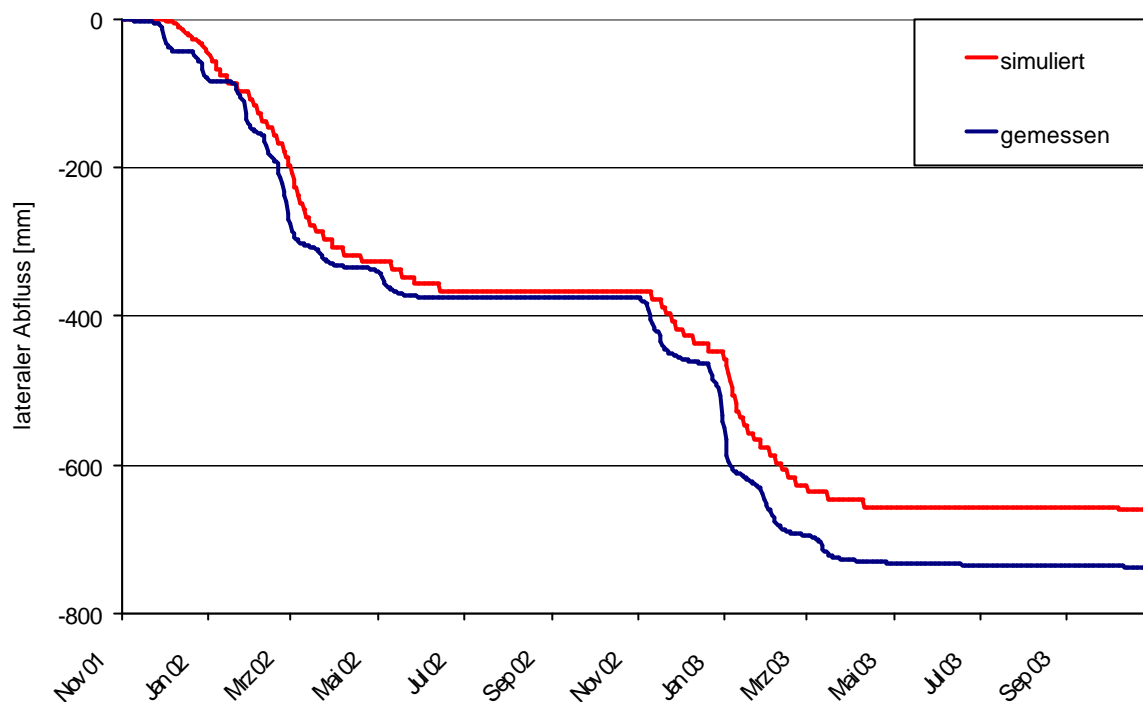


Abb. 8.3: Gemessener und mit HYDRUS-2D simulierter lateraler Abfluss [mm] auf Station 2a für den Zeitraum 01.11.2001 bis 31.10.2003

8.1.3 Betonwanne

Der gemessene Abfluss aus der Betonwanne 2a und die simulierte Durchsickerung nach HYDRUS-2D zeigen keine gute Übereinstimmung (Abb. 8.4). Mit HYDRUS-2D werden größere Abflüsse ermittelt als im Gelände gemessen wurde. Der für den Zeitraum 01.01.2000 bis 31.10.2003 simulierte Betonwannenabfluss beträgt 11,49 mm, dies sind 0,34 % des Niederschlages (3343,6 mm). Unzweifelhaft sind aber auch mit HYDRUS-2D sehr geringe Betonwannenabflüsse ermittelt worden. Die gemessenen Betonwannenabflüsse betragen im gleichen Zeitraum jedoch nur 0,14 % des Niederschlages (4,75 mm). Wie in Kapitel 6.4.2 dargestellt sind die im Gelände gemessenen Betonwannenabflüsse geringer, als der k_f -Wert der kontrolliert verdichteten Schicht erwarten ließe.

Vor allem besteht aber keine Übereinstimmung in der Dynamik der Betonwannenabflüsse (simuliert und gemessen). Der Verlauf des gemessenen Betonwannenabflusses entspricht nicht den Erwartungen eines typischen Abflussverhaltens durch eine Dichtschicht (siehe Kapitel 6.4.2.1). Zu erwarten wäre, dass in den Sommermonaten mit abnehmenden Wassergehalten und steigender Evapotranspiration, der Abfluss

durch die Dichtschicht abnimmt. Gesättigte Bodenverhältnisse würden zu einem Anstieg des Abflusses führen. Es wurden aber in den Wintermonaten niedrigere Abflüsse beobachtet als im Sommer. Für die Dynamik des gemessenen Betonwannenabflusses gibt es bisher keine abschließende Erklärung.

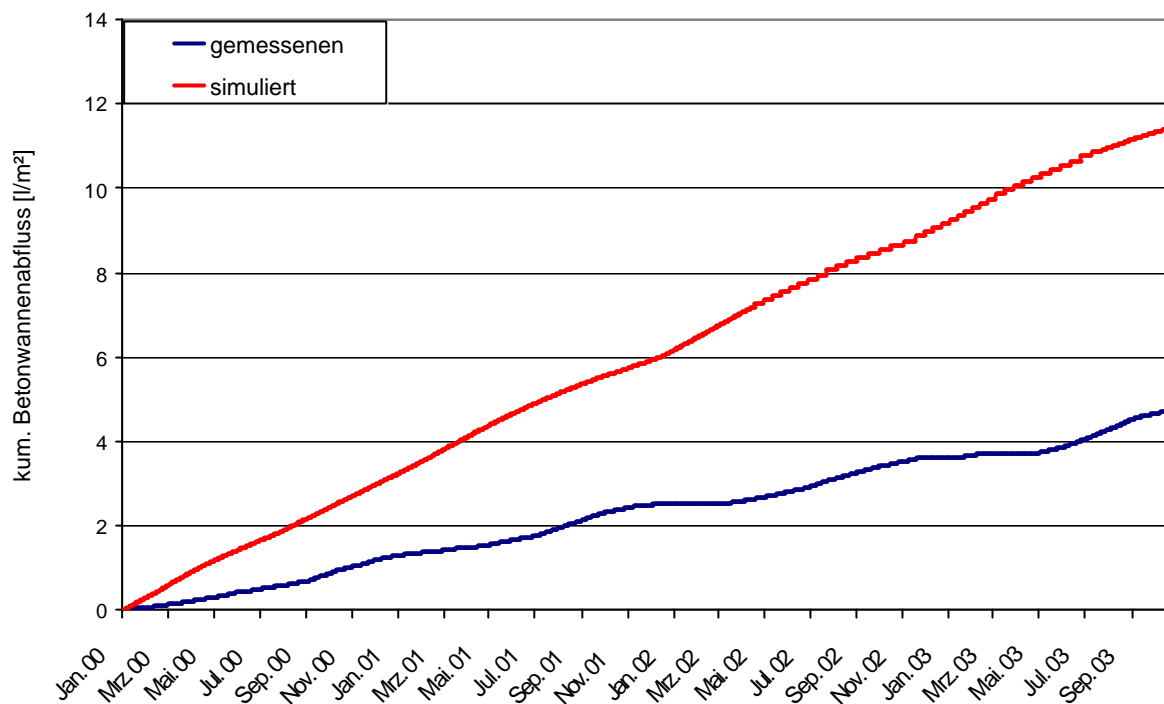


Abb. 8.4: Gemessener und mit HYDRUS-2D simulierter Betonwannenabfluss [mm] auf Station 2a für den Zeitraum 01.01.2000 bis 31.10.2003

8.1.4 Wasserspannungen

Die geringe Übereinstimmung der gemessenen mit den simulierten Wasserspannungen im Herbst 1999 ist auf die herstellungsbedingten Einflüsse und auf die geringe Vegetationsentwicklung zu Beginn der Versuchsreihe zurückzuführen (Abb. 8.5 – Abb. 8.9). Für die Tiefen 30 bis 90 cm konnte bis zum Frühsommer 2003 eine gute Übereinstimmung zwischen den gemessenen und simulierten Wasserspannungen erreicht werden. Im Sommer 2002 wurden auf Station 2a in 30 cm Tiefe maximale Wasserspannungen von 24,4 kPa gemessen. Die Simulation mit HYDRUS-2D ermittelte auch im Sommer 2002 Wasserspannungen über 80 kPa in 30 cm Tiefe. Dies ist eventuell darauf zurückzuführen, dass zu diesem Zeitpunkt eine Wartung der Versuchsanlage mit Befüllung der Tensiometer stattgefunden hat. Auch in den Messtiefen 60 bis 120 cm wird nach der Wartung im Sommer 2002 eine Abnahme der Was-

sergehalte gemessen; HYDRUS-2D simuliert jedoch langsam steigende Wasserspannungen, die dann erst ab August wieder abnehmen. Erklärbar ist dieses Divergieren durch das Wiederbefüllen der Tensiometer, bei dem der Boden befeuchtet wird. In allen Messtiefen der Rekultivierungsschicht wurden bei den Simulationen mit HYDRUS-2D die höchsten Wasserspannungen für den Versuchszeitraum 04.09.1999 bis 31.10.2003 im Sommer 2003 ermittelt.

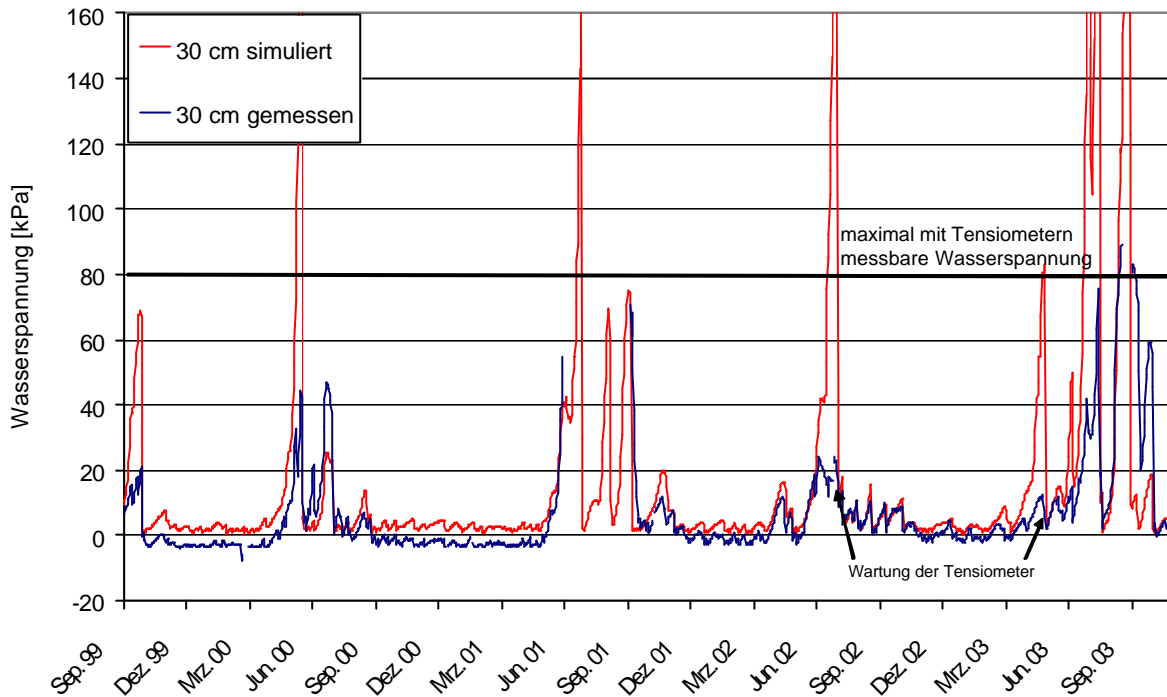


Abb. 8.5: Gemessene und mit HYDRUS-2D simulierte Wasserspannungen [kPa] auf Station 2a in 30 cm Tiefe für den Zeitraum 04.09.1999 bis 31.10.2003

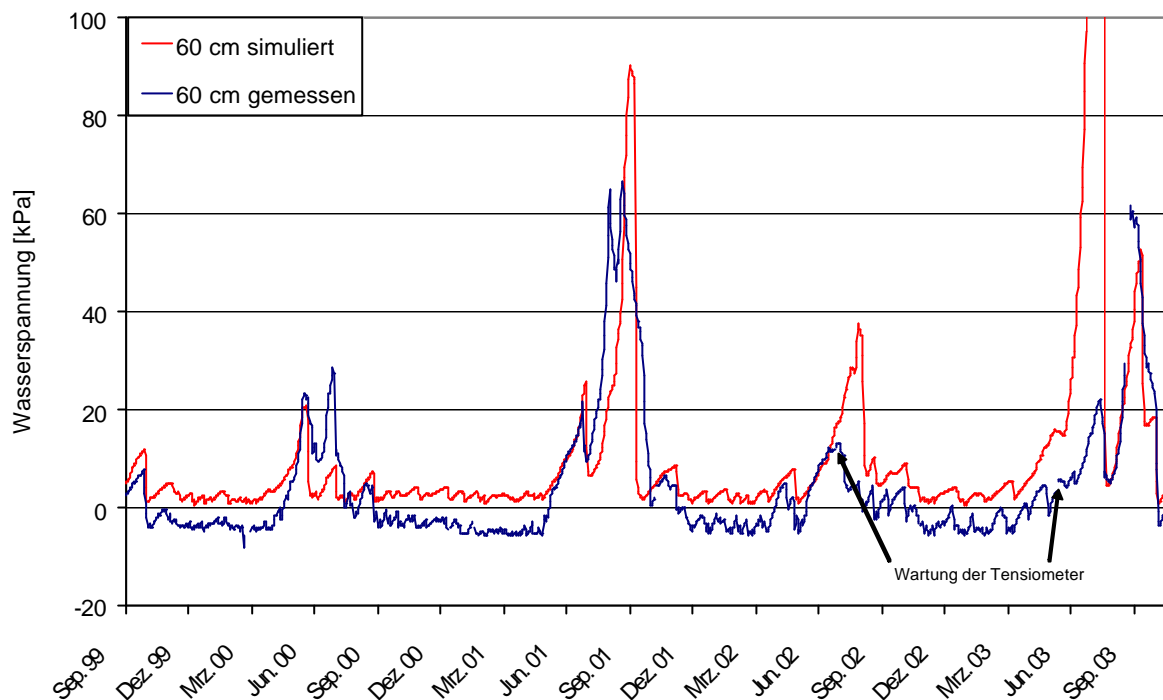


Abb. 8.6: Gemessene und mit HYDRUS-2D simulierte Wasserspannungen [kPa] auf Station 2a in 60 cm Tiefe für den Zeitraum 04.09.1999 bis 31.10.2003

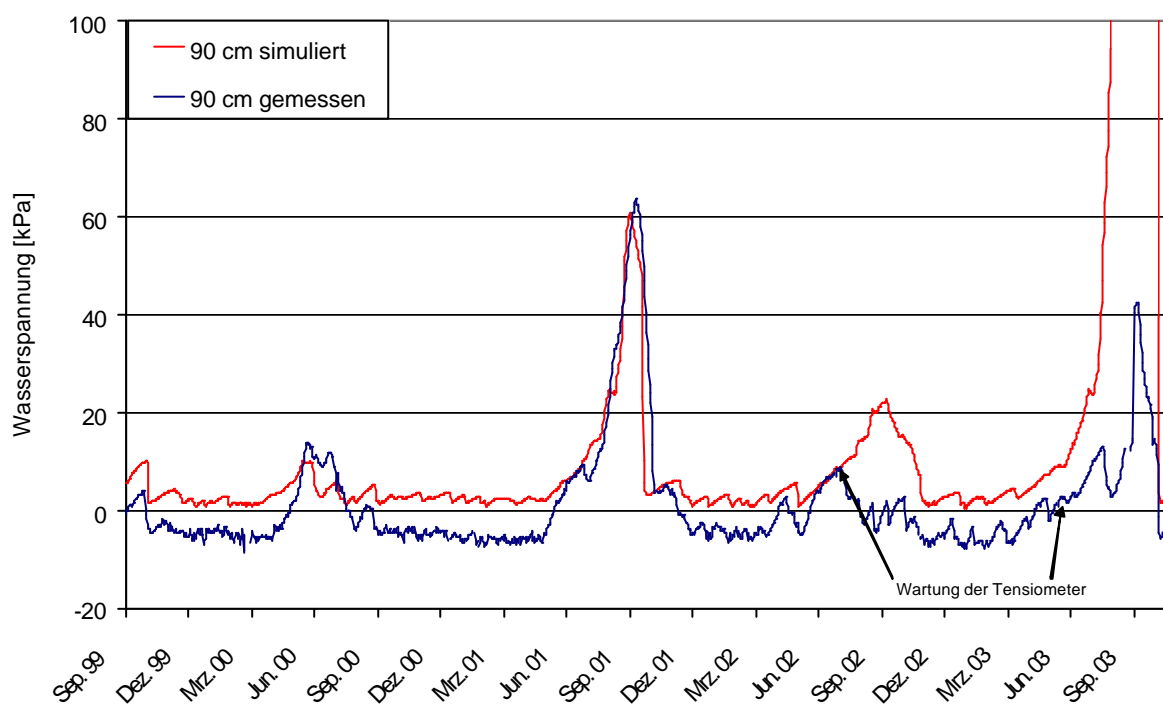


Abb. 8.7: Gemessene und mit HYDRUS-2D simulierte Wasserspannungen [kPa] auf Station 2a in 90 cm Tiefe für den Zeitraum 04.09.1999 bis 31.10.2003

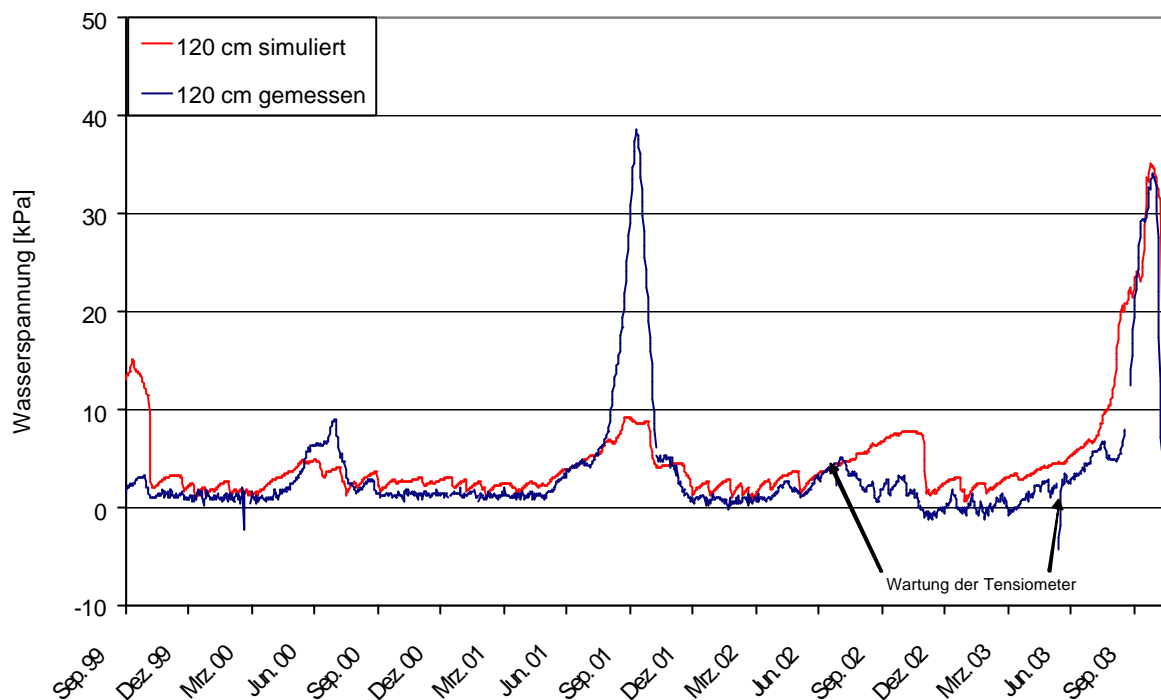


Abb. 8.8: Gemessene und mit HYDRUS-2D simulierte Wasserspannungen [kPa] auf Station 2a in 120 cm Tiefe für den Zeitraum 04.09.1999 bis 31.10.2003

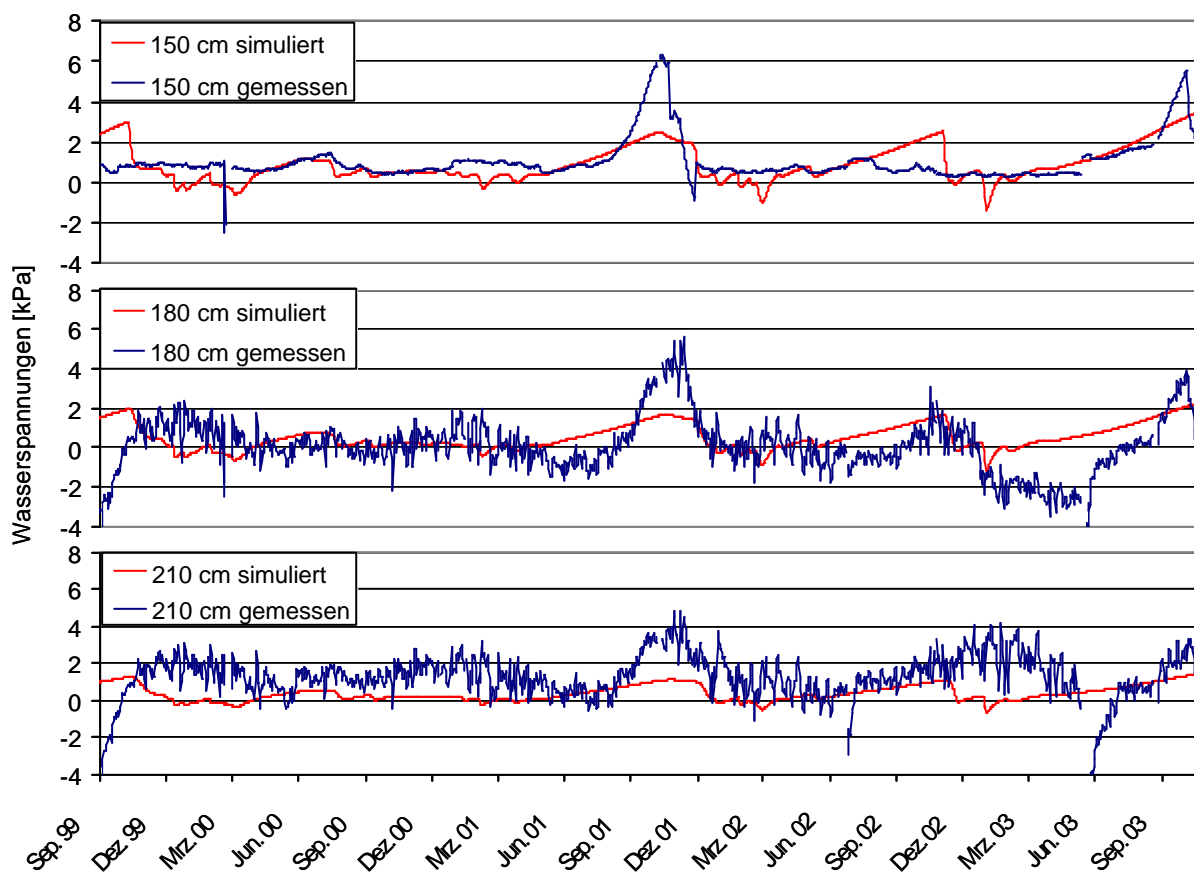


Abb. 8.9: Gemessene und mit HYDRUS-2D simulierte Wasserspannungen [kPa] auf Station 2a in der kontrolliert verdichteten Schicht (04.09.1999 bis 31.10.2003)

Die in der kontrolliert verdichteten Schicht gemessenen Wasserspannungen werden durch den Luftdruck gering beeinflusst (siehe Kapitel 6.2.3), welches das „Flimmern“ der Wasserspannungen in der kontrolliert verdichteten Schicht verursacht; dieser Effekt wird aber durch die Simulationen mit HYDRUS-2D nicht berücksichtigt (Abb. 8.9).

8.2 Station 2b

8.2.1 Verdunstung

Die Kurven-Verläufe der über das Wasserbilanz-/Wasserscheidenverfahren berechneten und über HYDRUS-2D ermittelten Verdunstung sind sehr ähnlich (Abb. 8.10). Für den gesamten Versuchszeitraum (04.09.1999 – 31.10.2003) werden weniger als 1 % mehr Verdunstung simuliert als über das Wasserbilanz-/Wasserscheidenverfahren berechnet. In den hydrologischen Winterhalbjahren liegt die simulierte Verdunstung im Winterhalbjahr unter (Ausnahme Winter 02/03) und in den hydrologischen Sommerhalbjahren über (Ausnahme Sommer 2002) der, die über das Wasserbilanz-/Wasserscheidenverfahren berechnet wird (Tab. 8.2).

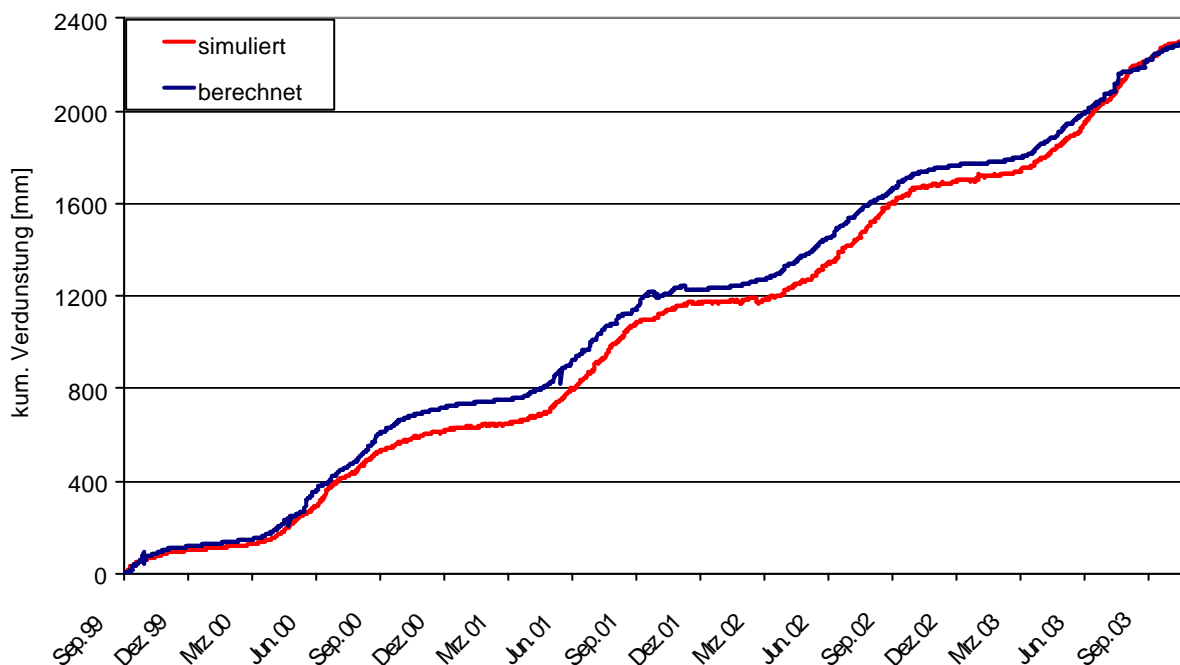


Abb. 8.10: Nach der kombinierten Klimatischen Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Methode berechnete und mit HYDRUS-2D simulierte Verdunstung auf Station 2b [mm] für den Zeitraum 04.09.1999 bis 31.10.2003

8.2.2 Lateraler Abfluss

Die Abflusscharakteristik des über das Wasserbilanz-/Wasserscheidenverfahrens ermittelten lateralen Abflusses wird gut in der Simulation wiedergegeben (Abb. 8.11). Der simulierte laterale Abfluss liegt – mit Ausnahme der Winterhalbjahre 99/00 und 01/02 – über dem, der mittels des Wasserbilanz-/Wasserscheidenverfahrens bilanziert wird. Im gesamten Versuchszeitraum (04.09.1999 bis 31.10.2003) wird jedoch nur ein um 9,7 mm größerer lateraler Abfluss simuliert als bilanziert (Tab. 8.2).

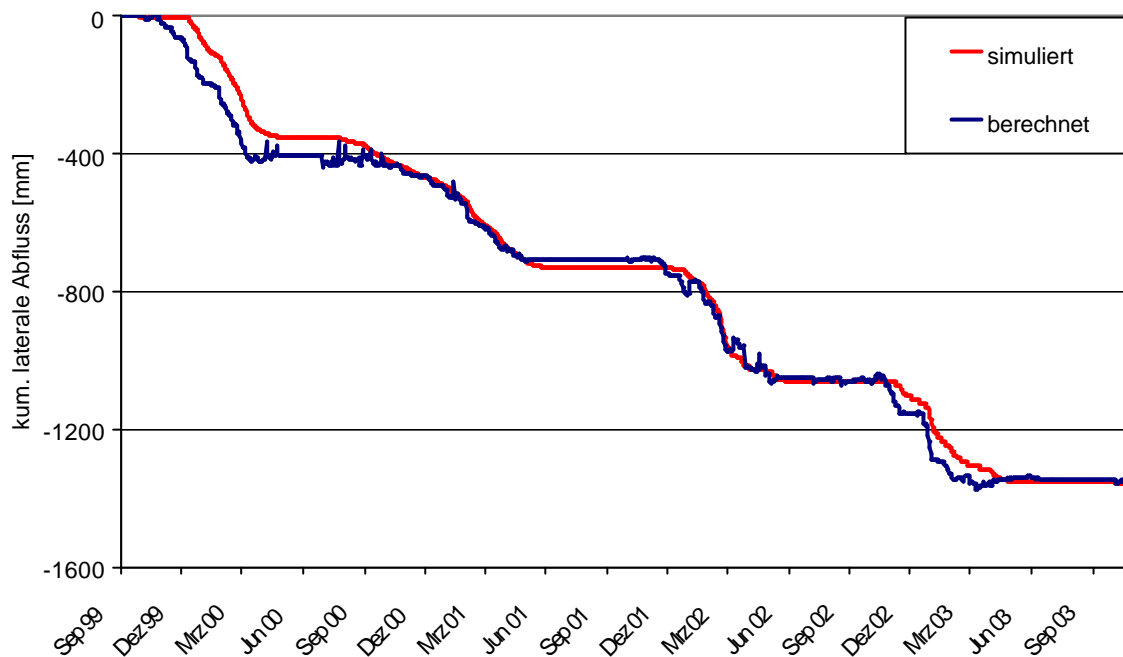


Abb. 8.11: Nach der kombinierten Klimatischen Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Methode berechneter und mit HYDRUS-2D simulierter lateraler Abfluss [mm] auf Station 2b für den Zeitraum 04.09.1999 bis 31.10.2003

Tab. 8.2: Gemessene, nach der kombinierten Klimatischen Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Methode berechnete und simulierte Wasserhaushaltsgrößen für die Station 2b (04.09.1999 bis 31.10.2003)

Zeitraum	berechnete Verdunstung [mm]	simulierte Verdunstung [mm]	berechneter lateraler Abfluss [mm]	simulierter lateraler Abfluss [mm]	gemessener lateraler Abfluss [mm]
04.09.99 - 31.10.03	2297,0	2306,4	-1345,1	-1354,8	
04.09. - 31.10.99	100,9	86,1	35,3	-1,3	
01.11.99 - 30.04.00	148,9	131,8	-440,8	-349,1	
01.05. - 31.10.00	444,3	380,0	-42,3	-86,0	
01.11.00 - 30.04.01	125,8	101,1	-255,5	-269,0	
01.05. - 31.10.01	415,7	456,4	2,0	-25,0	
01.11.01 - 30.04.02	139,7	106,7	-339,4	-303,0	-243,8
01.05. - 31.10.02	374,7	421,8	-30,0	-30,0	-26,1
01.11.02 - 31.04.03	163,0	169,1	-272,9	-284,9	-297,6
01.05 - 31.10.03	384,1	453,4	-1,5	-6,5	-6,2

Seit dem Winterhalbjahr 01/02 wird der laterale Abfluss auf der Station 2bx auch gemessen, so dass die Simulationsergebnisse mit diesen verglichen werden können.

Außer im hydrologischen Winterhalbjahr 01/02 besteht eine gute Übereinstimmung zwischen dem simulierten und dem gemessenen lateralen Abfluss (Tab. 8.2). Die geringe Übereinstimmung kann darauf zurückgeführt werden, dass der laterale Abfluss, der aufgrund eines technischen Defektes zwischen dem 07.12.2001 bis 15.01.2002 nicht aufgezeichnet wurde, nicht zufrieden stellend rekonstruiert worden ist.

Zwischen dem gemessenen und simulierten lateralen Abfluss besteht – wie auch auf Station 2a – eine zeitliche Diskrepanz bei dem Einsetzen und dem zum Erliegen kommen (Abb. 8.12). Ca. 20 Tage nachdem im Herbst die ersten lateralen Abflüsse im Gelände gemessen werden, setzt bei den Simulationen der laterale Abfluss ein. Um ca. den gleichen Zeitraum versetzt kommt der simulierte laterale Abfluss im Frühjahr auch wieder zum Erliegen.

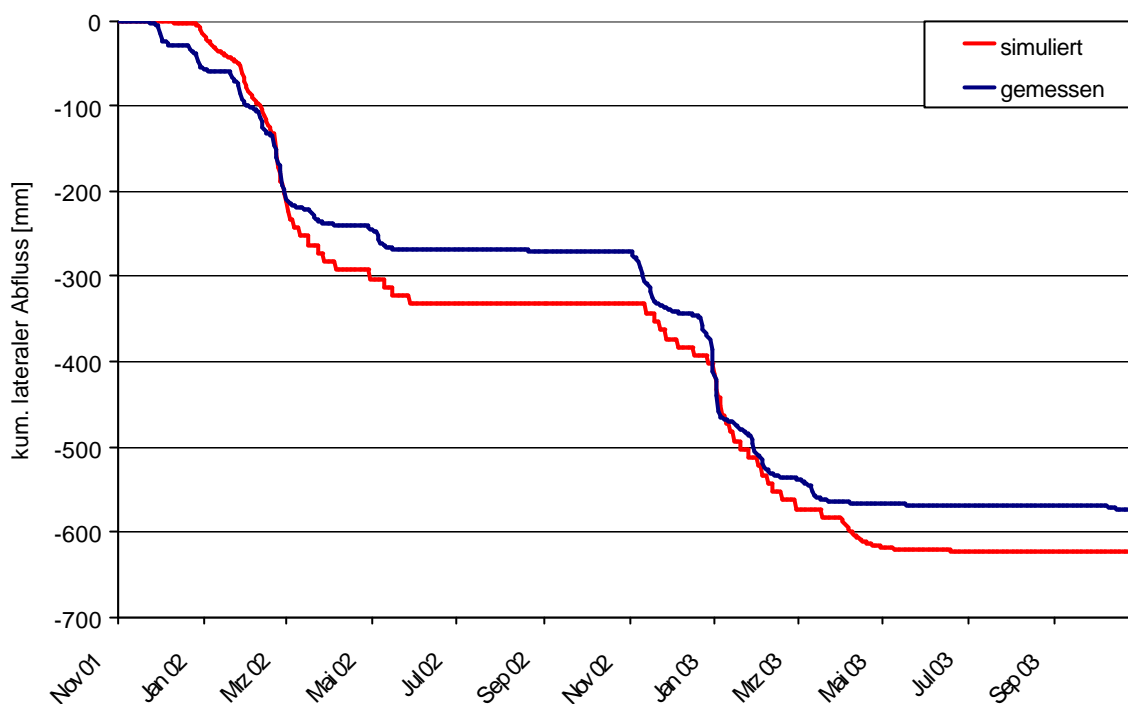


Abb. 8.12: Gemessener und mit HYDRUS-2D simulierter lateraler Abfluss [mm] auf Station 2b für den Zeitraum 01.11.2001 bis 31.10.2003

8.2.3 Betonwanne

Der gemessene Abfluss aus der Betonwanne 2b und die simulierte Durchsickerung nach HYDRUS-2D zeigen nur in ihrer Dynamik eine gute Übereinstimmung (Abb. 8.13). Mit HYDRUS-2D werden größere Abflüsse ermittelt als im Gelände gemessen wurde. Der für den Zeitraum 01.01.2000 bis 31.10.2003 simulierte Betonwannenabfluss beträgt 7,54 mm, dies sind 0,22 % des Niederschlages (3343,6 mm). Unzweifelhaft sind aber auch mit HYDRUS-2D sehr geringe Betonwannenabflüsse ermittelt worden. Die gemessenen Betonwannenabflüsse betragen im gleichen Zeitraum jedoch nur 0,11 % des Niederschlages (3,69 mm).

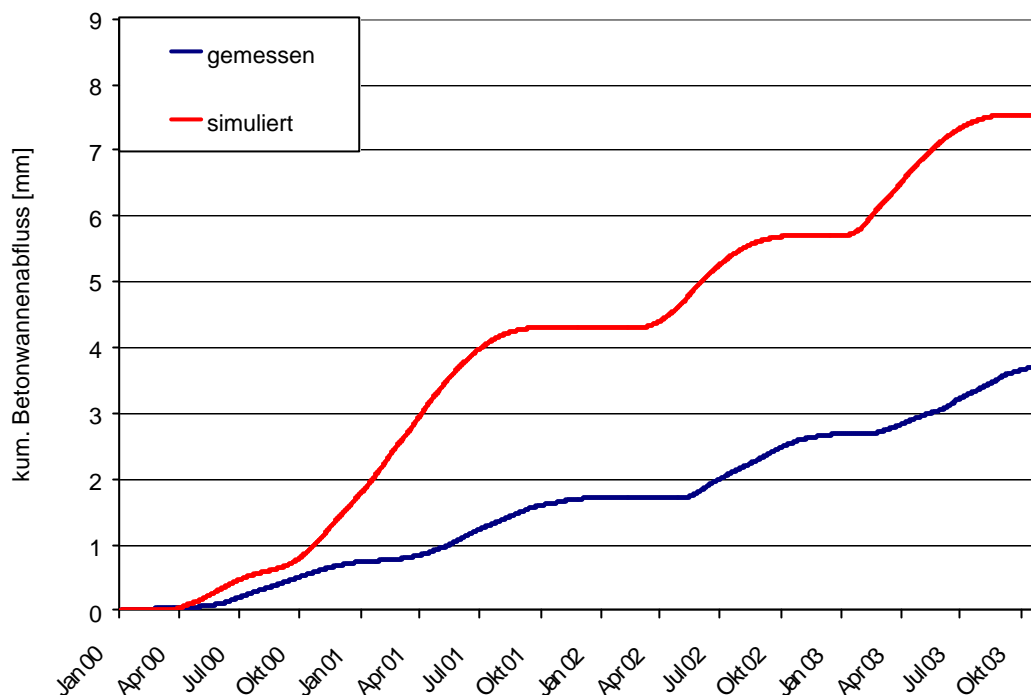


Abb. 8.13: Gemessener und mit HYDRUS-2D simulierter Betonwannenabfluss [mm] auf Station 2b für den Zeitraum 01.01.2000 bis 31.10.2003

8.2.4 Wasserspannungen

Die geringe Übereinstimmung der gemessenen mit den simulierten Wasserspannungen im Herbst 1999 ist wie auch auf Station 2a auf die herstellungsbedingten Einflüsse und auf die geringe Vegetationsentwicklung zu Beginn der Versuchsreihe zurückzuführen (Abb. 8.14 – Abb. 8.18). Für die Tiefen 30 bis 120 cm konnte über den gesamten Versuchszeitraum eine gute Übereinstimmung zwischen den gemessenen und simulierten Wasserspannungen erreicht werden. Im Sommer 2002 sind auf Station 2b in 30 cm Tiefe maximale Wasserspannungen von 26,5 kPa gemessen worden. Die Simulation mit HYDRUS-2D ermittelt auch im Sommer 2002 Wasserspannungen über 80 kPa in 30 cm Tiefe. Dies lässt sich damit erklären, dass die Wartung der Versuchsanlage und damit die Befüllung der Tensiometer zu dem Zeitpunkt erfolgte, in dem in 30 cm Tiefe die Wasserspannungen in der Simulation über 80 kPa gestiegen sind. In 60 bis 120 cm Tiefe wird im Sommer 2003 die größten Wasserspannungen des Versuchszeitraums simuliert.

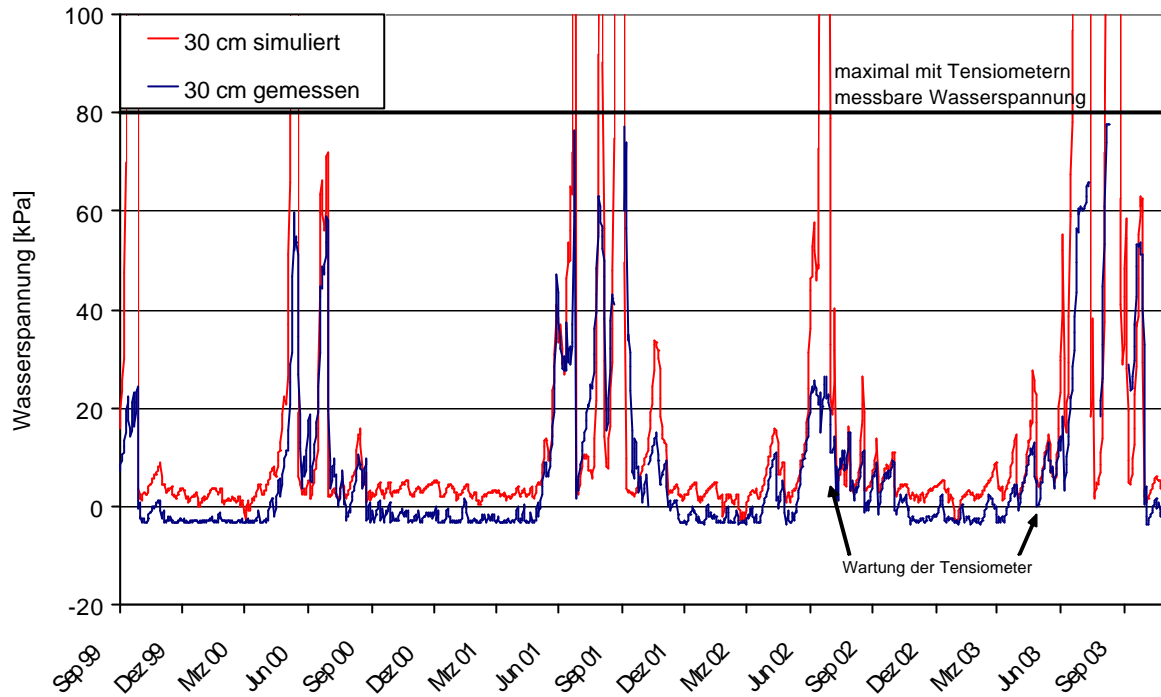


Abb. 8.14: Gemessene und mit HYDRUS-2D simulierte Wasserspannungen [kPa] auf Station 2b in 30 cm Tiefe für den Zeitraum 04.09.1999 bis 31.10.2003

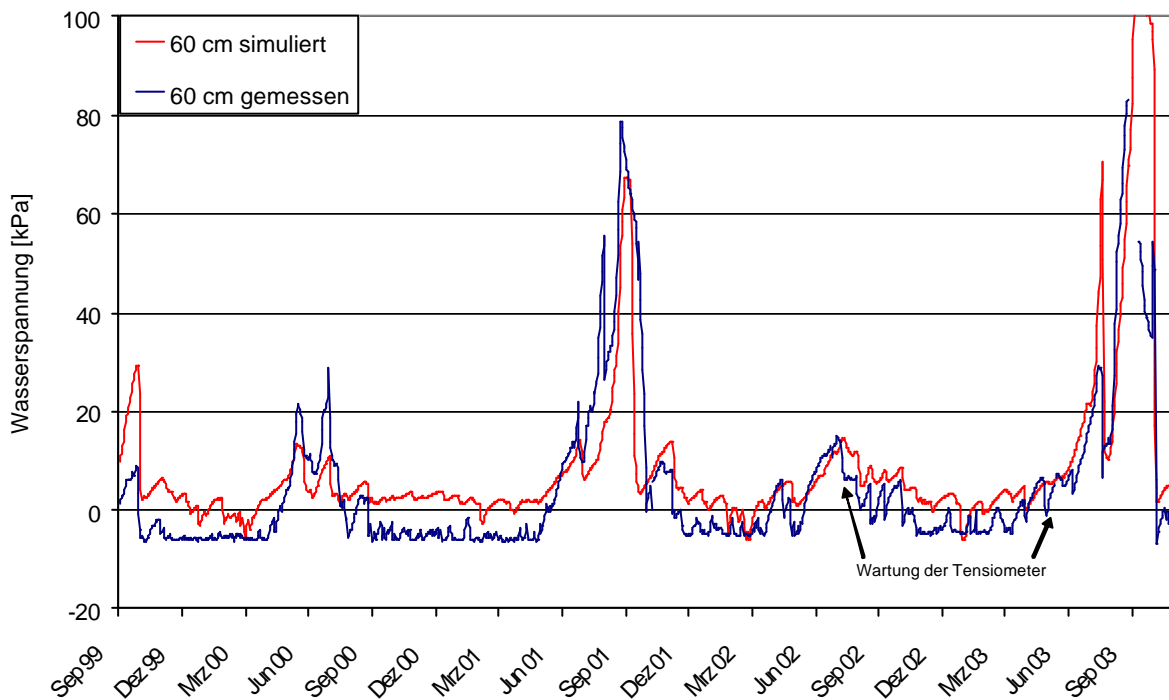


Abb. 8.15: Gemessene und mit HYDRUS-2D simulierte Wasserspannungen [kPa] auf Station 2b in 60 cm Tiefe für den Zeitraum 04.09.1999 bis 31.10.2003

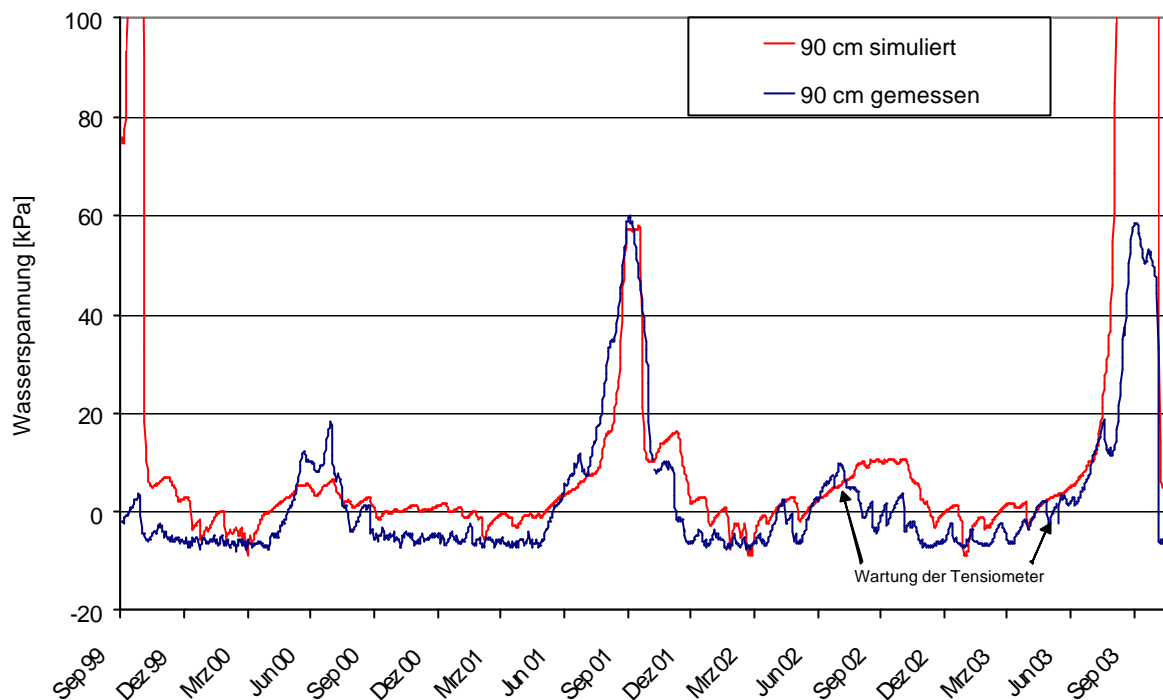


Abb. 8.16: Gemessene und mit HYDRUS-2D simulierte Wasserspannungen [kPa] auf Station 2b in 90 cm Tiefe für den Zeitraum 04.09.1999 bis 31.10.2003

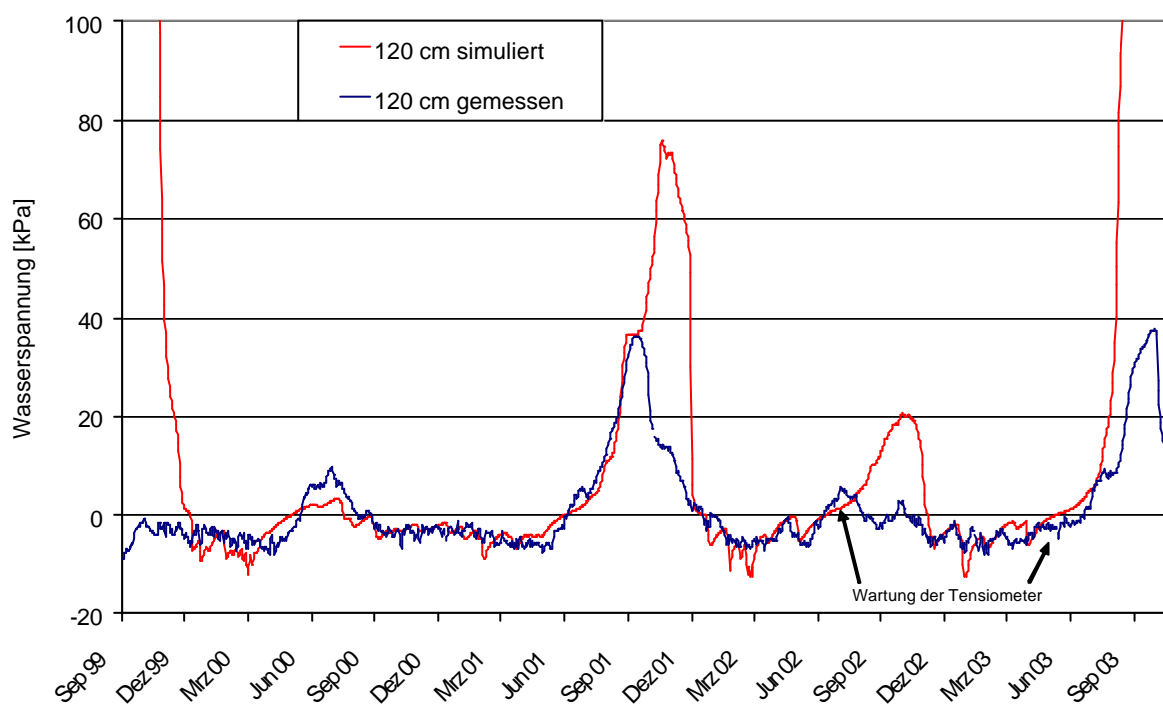


Abb. 8.17: Gemessene und mit HYDRUS-2D simulierte Wasserspannungen [kPa] auf Station 2b in 120 cm Tiefe für den Zeitraum 04.09.1999 bis 31.10.2003

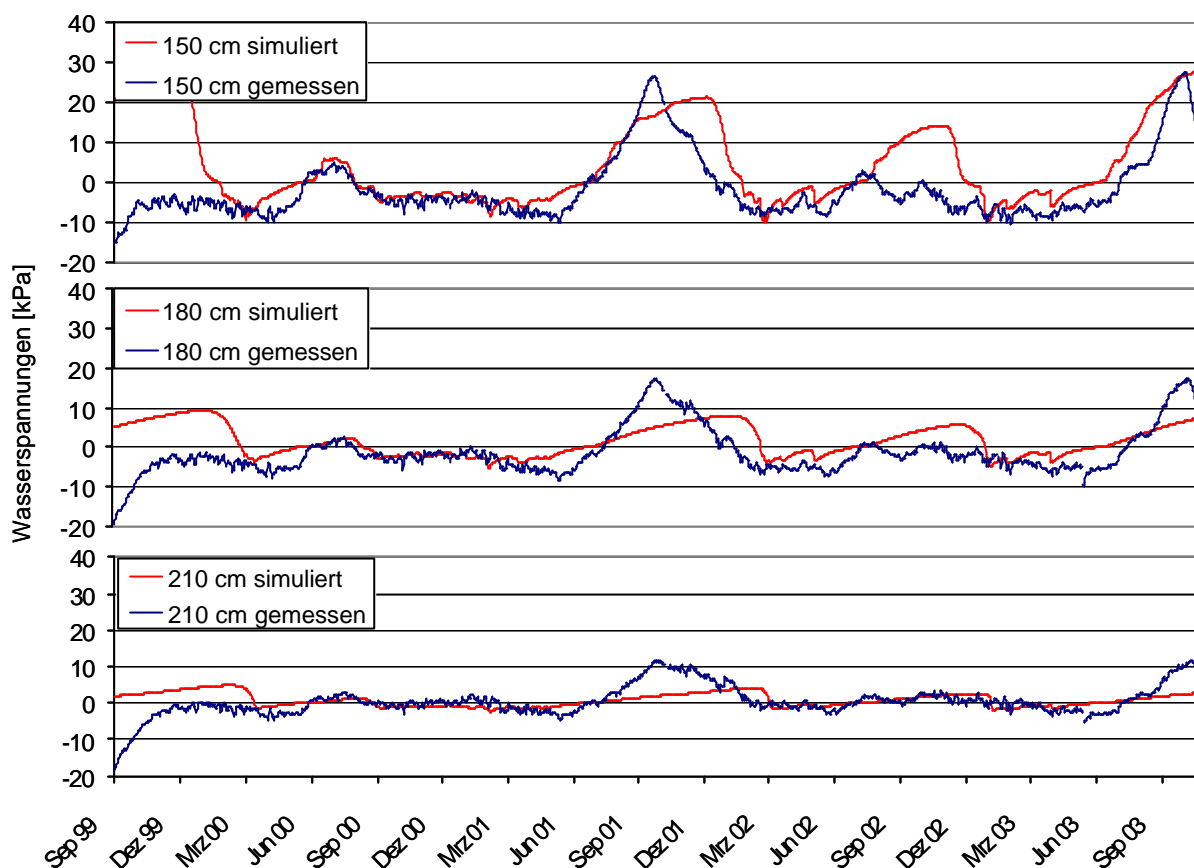


Abb. 8.18: Gemessene und mit HYDRUS-2D simulierte Wasserspannungen [kPa] auf Station 2b in der kontrolliert verdichteten Schicht für den Zeitraum 04.09.1999 bis 31.10.2003

8.3 Einfluss des k_f -Wertes der kontrolliert verdichteten Schicht

Mit Hilfe von HYDRUS-2D (Simunek et al., 1996) wurde der Einfluss des k_f -Wertes der kontrolliert verdichteten Schicht auf die Systemdichtigkeit untersucht. Aufgrund der zahlreichen Wechselwirkungen in mehrschichtigen hydrologischen Systemen ist die Wirkung von Modifikationen einzelner Systemkomponenten nicht einfach prognostizierbar. Durch die Modellrechnungen soll der Frage nachgegangen werden, welchen Einfluss ein veränderter k_f -Wert der kontrolliert verdichteten Schicht auf den lateralen Abfluss oberhalb der kontrolliert verdichteten Schicht und auf die Verdunstung aus der Rekultivierungsschicht hat.

Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse sind für die Station 2a ermittelt worden. Die für die Simulationen verwendeten Parametersätze sind in Tabelle 5.2 angegeben; es erfolgte nur eine Änderung des k_f -Wertes (siehe Tab. 8.3). Der Verlauf der Wasserspannungsänderungen im Bodenprofil entspricht in den Simulationsläufen –

bei denen jeweils nur der k_f -Wert der oberhalb der kontrolliert verdichteten Schicht verändert wurde – annähernd den im Feld gemessenen Werten (siehe Kapitel 8.1 und 8.2) und werden daher an dieser Stelle nicht noch einmal dargestellt.

Mit dem k_f -Wert von $8,1 \cdot 10^{-11}$ m/s ($0,0007$ cm/d) konnte für den Zeitraum November 2001 bis Oktober 2002 eine sehr gute Übereinstimmung des simulierten an den gemessenen lateralen Abfluss erreicht werden (Abb. 8.19). Der gemessene laterale Abfluss beträgt $374,81$ mm; mit HYDRUS-2D konnte für den gleichen Zeitraum ein lateraler Abfluss von 375 mm simuliert werden. Für den Zeitraum November 2002 bis Oktober 2003 war es jedoch nicht möglich den gemessenen lateralen Abfluss mit HYDRUS-2D abzubilden. Es wurden für diesen Zeitraum nur ca. 80 % des gemessenen lateralen Abflusses simuliert.

Bei einem gewählten Durchlässigkeitsbeiwert der unteren Bodenschicht (kontrolliert verdichtete Schicht) von $8,1 \cdot 10^{-11}$ m/s ($0,0007$ cm/d) entsprach der in der Simulation berechnete Abfluss aus der Dichtung in der Größenordnung dem im Feld gemessenen Abfluss über die Betonwanne (Abb. 8.20).

Die in der Kalibrierungs- und den Szenarien-Simulationen ermittelten Verdunstungen entsprachen sich größenordnungsmäßig (Tab. 8.3). In den hydrologischen Winterhalbjahren (November bis April) werden Verdunstungshöhen zwischen 137 und 147 mm simuliert. In den hydrologischen Sommerhalbjahren beträgt die simulierte Verdunstung maximal 409 mm. Die Änderung des k_f -Wertes der mineralischen Dichtschicht in den Szenarien-Simulationen hat nur einen sehr geringen Einfluss auf die Verdunstung. Die Vergrößerung des k_f -Wertes um ca. 1 Zehnerpotenz hat eine Abnahme der Verdunstung von weniger als 1 % zur Folge.

Tab. 8.3: Simulationsergebnisse bei unterschiedlichen k_f -Werten der mineralischen Dichtung und Feldergebnisse (Zeitraum November 2001 bis Oktober 2003)

Simulation	kf-Wert		Verdunstung [mm]	lateraler Abfluss [mm]	Betonwannen-Abfluss [mm]
	[m/s]	[cm/d]			
1	$9,5 \cdot 10^{-10}$	0,0082	1067	629	43,4
2	$1,2 \cdot 10^{-10}$	0,0010	1076	660	5,8
3	$8,1 \cdot 10^{-11}$	0,0007	1076	665	4,1
gemessen	$9,5 \cdot 10^{-10}$	0,0082		738	2,3

Der bei der Szenarien-Simulation mit HYDRUS-2D simulierte Abfluss aus der mineralischen Dichtung (in der Tab. 8.3 als Betonwannen-Abfluss bezeichnet) bei einem gewählten Durchlässigkeitsbeiwert der unteren Bodenschicht (mineralische Dichtung) von $9,5 \cdot 10^{-10}$ m/s (0,0082 cm/d) (harmonisches Mittel der Labor- k_f -Werte; siehe Kapitel 6.1.5/Tab. 6.6) beträgt 43,4 mm (01.11.2001 bis 31.10.2003). Der simulierte Abfluss ist 20-fach größer als der im Feld aus der Betonwanne gemessene Abfluss (2,3 mm; 2,5 % des Niederschlages). Die Vergrößerung des k_f -Wertes um eine Zehnerpotenz führt zu einer Zunahme des Abfluss aus der mineralischen Dichtung auf das 10-fache. Die Zunahme der Abflüsse aus der mineralischen Dichtung mit größer werdendem k_f -Wert hat gleichzeitig eine Abnahme des lateralen Abflusses zur Folge. Mit dem k_f -Wert von $9,5 \cdot 10^{-10}$ m/s (0,0082 cm/d) wird ein um ca. 7 % kleinerer lateraler Abfluss simuliert, als mit dem k_f -Wert von $8,1 \cdot 10^{-11}$ m/s (0,0007 cm/d). Erst mit einem k_f -Wert, der um eine Zehnerpotenz kleiner ist als der Labor- k_f -Wert, wird mit HYDRUS-2D ein Abfluss aus der kontrolliert verdichteten Schicht simuliert (0,23 % des Niederschlages), der dem gemessenen Abfluss aus der kontrolliert verdichteten Schicht (Betonwannen-Abfluss) in etwa entspricht .

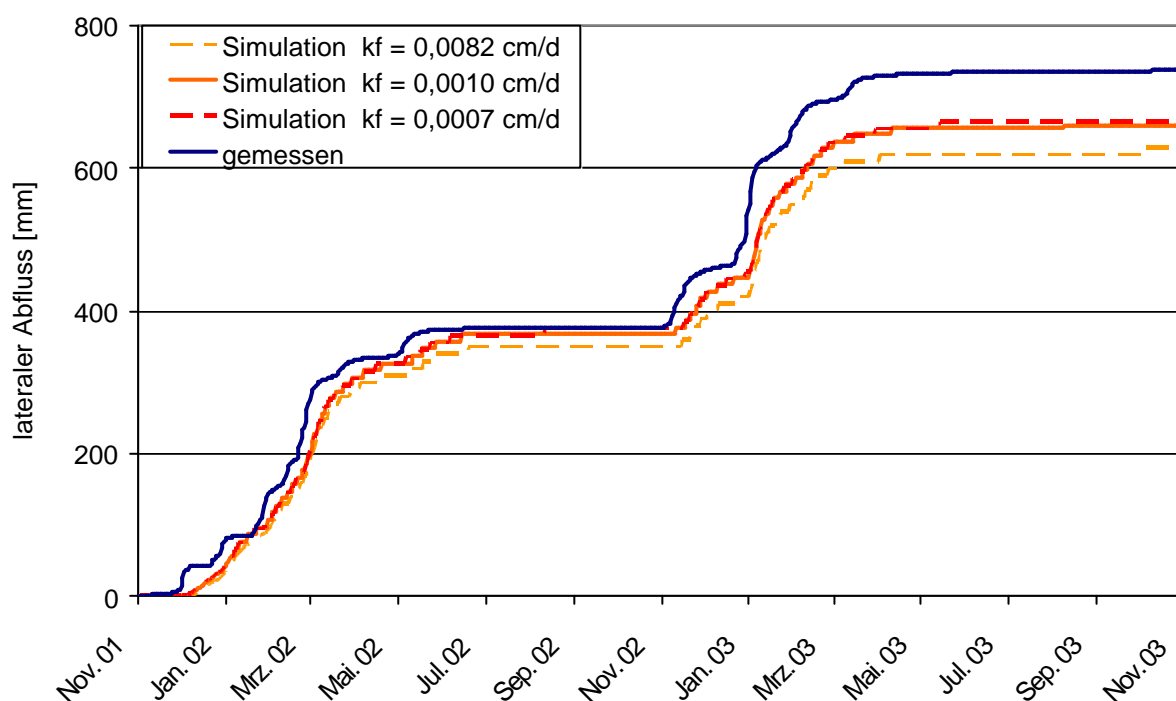


Abb. 8.19: Gegenüberstellung des gemessenen und simulierten lateralen Abflusses im Zeitraum 01.11.2001 bis 31.10.2003

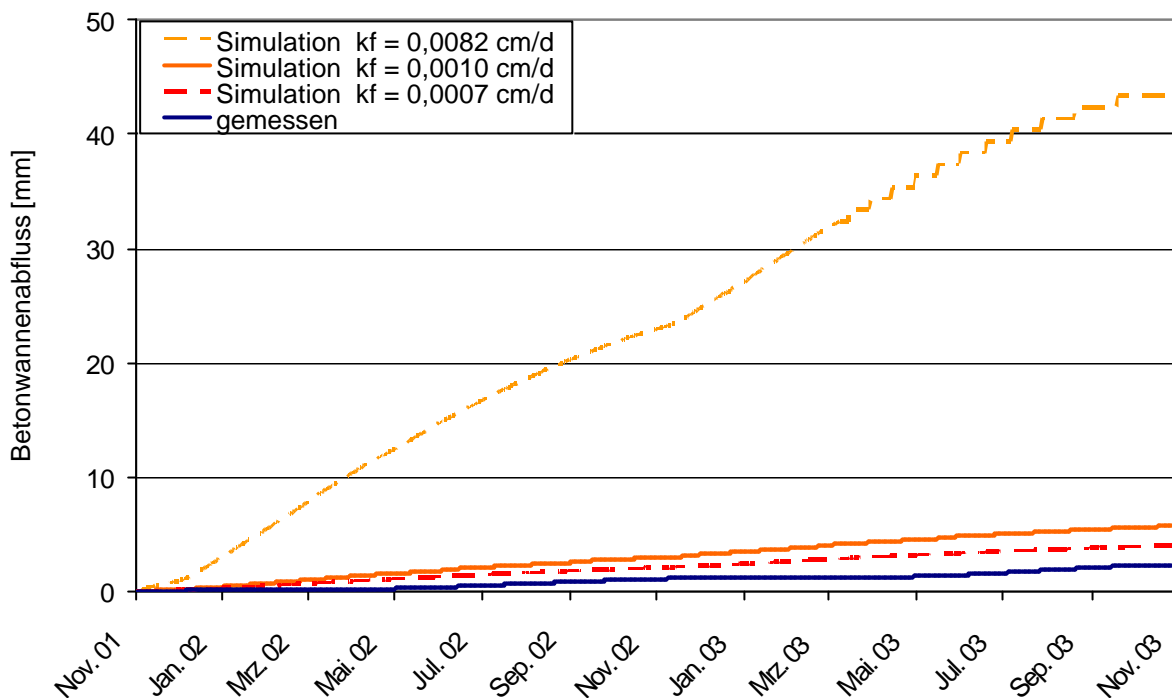


Abb. 8.20: Gegenüberstellung des gemessenen und simulierten Abflusses aus der kontrolliert verdichteten Schicht (= Betonwannenabfluss) im Zeitraum 01.11.2001 bis 31.10.2003

Unabhängig von den in den Simulationen eingesetzten k_f -Werten für die kontrolliert verdichteten Schicht verdunsten ca. 61 % des Niederschlages. In Abhängigkeit von den in den Simulationen eingesetzten k_f -Werten ($9,5 \cdot 10^{-10}$ bis $8,1 \cdot 10^{-11}$ m/s) werden jedoch zwischen 36 und 38 % des Niederschlages lateral oberhalb der kontrolliert verdichteten Schicht abgeleitet.

8.4 Schlussfolgerung

Die Modellierungen mit HYDRUS 2D zeigen gute Ergebnisse. Für Station 2a und b gelang eine Anpassung der Verdunstung und der lateralen Abflüsse an die über das Wasserbilanz-/Wasserscheidenverfahren berechneten und an die gemessenen Abflüsse. Eine gute Übereinstimmung besteht zumeist auch zwischen den gemessenen und simulierten Wasserspannungen. Die Größenordnung der simulierten und der gemessenen Betonwannenabflüsse entsprechen sich weitestgehend.

Die Simulationen haben gezeigt, dass die Wassergehalte auf Station 2a und 2b in keiner Tiefe bis in den Bereich des permanenten Welkepunktes absinken. Somit leiden die Pflanzen zu keinem Zeitpunkt an Wassermangel. Die Pflanzenwurzeln wach-

sen daher nicht auf der Suche nach Wasser bis in die mineralische Dichtschicht. Entscheidend für die Beherrschung der Durchwurzelung ist der ausreichende Vorrat an pflanzenverfügbarem Bodenwasser in der Rekultivierungsschicht und insbesondere die Wahl des Bodens mit hoher nutzbarer Feldkapazität, so dass die Wurzeln in oberen Meter der Rekultivierungsschicht verbleiben (Deutsche Gesellschaft für Geotechnik, 2000a).

Mit dem maximalen Tagesabfluss und dem zugehörigen hydraulischen Gradienten wird über die Darcy-Gleichung in Kapitel 6.4.2.1 ein Feld- k_f -Wert zu $1,74 \cdot 10^{-10}$ m/s berechnet, der über die gesamte 100 m^2 große Fläche integriert ein Maß für die Systemdichtigkeit darstellt; dieser ist ca. eine Zehnerpotenzen kleiner als der Labor- k_f -Wert. In den Simulationen konnte auch erst mit einem k_f -Wert von $1,2 \cdot 10^{-10}$ m/s ein Betonwannenabfluss simuliert werden, der dem gemessenen entspricht. Gegen die Übertragbarkeit von im Labor an Stechzylinder-Proben bestimmten k_f -Werten auf mehrere 100 m^2 große Lysimeter unter Freilandbedingungen können daher Bedenken vorgetragen werden.

Jedoch gelangt bei den Simulationen auch bei einem k_f -Wert der eine Zehnerpotenz größer ist als der ermittelte Feld- k_f -Wert nach Darcy und dem Labor- k_f -Wert entspricht nur 2,5 % des Niederschlages in den Deponiekörper.

9 Bewertung der untersuchten Oberflächenabdichtungssysteme

Die Dichtungssysteme sind auf einem realen Deponiestandort unter Praxisbedingungen gebaut worden, und sie wurden über einen Zeitraum von mehreren Jahren den realen Standortbedingungen (Bewuchs und Klima) ausgesetzt und gleichzeitig die Wasserabflüsse der einzelnen Funktionsschichten gemessen.

Nachdem in den Kapitel sechs bis acht die Ergebnisse der Untersuchungen an den Abdecksystemen der Station 1 und an den Oberflächenabdichtungssystemen der Station 2 ausführlich dargestellt worden sind, sollen diese im folgenden zusammengefasst und die Systeme beurteilt werden. Dabei wird vorrangig ausgeführt, wie die Wirksamkeit der Systeme im Untersuchungszeitraum zu beurteilen ist und wie aus den vorliegenden Ergebnissen auf das Langzeitverhalten vor allem der Station 2 geschlossen werden kann.

9.1 Station 1

Langjährige Beobachtungen der AGR legten die Vermutung nahe, dass aus den aufgetragenen Böden der Station 1 mit einer Mächtigkeit von $\geq 2,3$ m und einem intakten Pflanzenbewuchs keine „wesentlichen“ Wasserinfiltrationen in den Deponiekörper stattfinden. Durch optimale Vorbereitung des bindigen Bodens und Realisierung eines intakten Pflanzenbewuchses sollte die versickernde Niederschlagsmenge unter Ausnutzung von Transpiration durch die Pflanzen sowie Rückhalte- und Speicherkapazität des Bodens minimiert werden.

Als Ergebnis der **geotechnisch-bodenphysikalischen Materialkennzeichnung** bleibt jedoch festzustellen, dass das Abdecksystem an den Stationen 1a und 1b nicht das Ergebnis einer planmäßigen Oberflächenabdeckung mit Verdichtungskontrolle im Sinne des Versuchskonzeptes darstellt. Das beim Einbau verwendete Material auf der Station 1 weist stark unterschiedliche Eigenschaften sowohl horizontal als auch vertikal auf. Dies erschwert eine Bilanzierung des Bodenwasserhaushalts, da das Fließverhalten kleinräumig variiert. Die Stationen 1a und 1b repräsentieren daher nur Vergleichswerte für ein nicht kontrolliert verdichtetes Abdecksystem, ca. 8-10 Jahre nach der Rekultivierung. Die Bedeutung der Stationen 1a und 1b besteht darin, dass

hier der Effekt unterschiedlichen Bewuchs (Wildrasen und Baumbestand) auf die Wasserbilanz untersucht werden kann.

Als Ergebnis der **bodenhydrologischen Untersuchungen** kann festgestellt werden, dass die sommerliche Abtrocknung des Bodens bis in Tiefen von > 2 m reicht.

Die Vegetationsunterschiede auf den Stationen 1a und 1b spiegeln sich im Verlauf der Wasserspannungen in den Herbst- und Wintermonaten wider. Auf der mit höherer Vegetation bestandenen Fläche 1b führte die sommerliche Wasseraufnahme der Pflanzen auch aus tieferen Bodenschichten dazu, dass die Wasserspannungen in diesen Tiefen in den Wintermonaten erst sehr langsam wieder in den Bereich der Wassersättigung fallen. Die Vegetationsunterschiede haben jedoch nur einen sehr geringen Einfluss auf den Beginn der Abtrocknung des Bodens.

Die Vegetationsunterschiede spiegeln sich neben dem Verlauf der Wasserspannungen auch im Einsetzen der Abflüsse im Herbst bzw. Winter wider. Auf der mit höherer Vegetation bestandenen Fläche 1b führte die sommerliche Wasseraufnahme der Pflanzen auch aus tieferen Bodenschichten dazu, dass der Boden in diesen Tiefen in den Wintermonaten erst sehr langsam wieder wassergesättigt ist und die Abflüsse einsetzen. Die Vegetationsunterschiede auf den Stationen haben mit Ausnahme des Versuchsjahres 2003 jedoch nur einen sehr geringen Einfluss auf den Beginn der Abtrocknung des Bodens und dem zum Erliegen kommen der Abflüsse.

Die Unterschiede im Bewuchs werden auch aus dem Vergleich der Verdunstung und der Durchsickerungshöhen beider Stationen deutlich. Während auf Station 1b eine stärkere und länger andauernde Verdunstungsperiode zu beobachten ist, setzt auf Station 1a die Versickerung im Herbst deutlich früher ein. Die Vegetation auf Station 1b entzieht dem Boden länger und aus größeren Tiefen Wasser. So kommt es auf dieser Station insgesamt auch zu einer geringeren Durchsickerung als auf Station 1a.

Die auf den Stationen 1a und 1b durchgeführten **Tracerversuche** bestätigen die Annahme, dass das Bodenwasser auf beiden Stationen sowohl vertikal als auch lateral fließt. Der laterale Transport des Tracers erfolgte erwartungsgemäß in den Messtiefen mit den höchsten k_f -Werten. Die geringen Widerfindungsraten von 0,286 % (Station 1a) und 0,253 % (Station 1b) belegen einen quantitativ geringen lateralen Wasserfluss. Der überwiegende Teil des Tracers muss vertikal in den Deponiekörper eingewaschen worden sein.

Daher muss angenommen werden, dass der über das Klimatische Wasserbilanz-/Wasserscheidenverfahren berechnete Wasserbilanzüberschuss zum größten Teil vertikal in den Deponiekörper versickert. Das rund 2 m mächtige Abdeckmaterial auf Station 1 vermag zwar einen Teil der Niederschläge während der verdunstungsschwachen Jahreszeit zu speichern und entspricht insofern dem, was Berger und Sokollek (Berger und Sokollek, 1997) unter qualifizierter Abdeckung verstehen. Allerdings sind die Wasserdurchlässigkeiten so hoch, dass – über das Klimatische Wasserbilanz-/Wasserscheidenverfahren berechnet – im Zeitraum 29.01.1999 bis 31.12.2003 über 26 % des Niederschlages in den unterlagernden Abfallkörper gelangt (siehe Kapitel 7). Dies zeigt eine eingeschränkte Wirksamkeit einer qualifizierten Abdeckung unter den in Deutschland weit überwiegenden klimatischen Situationen mit Niederschlägen über 700 mm. Da diese klimatische Situation mit ca. 850 mm Niederschlag/Jahr (fünfjähriges Mittel) auch für den Standort der Deponie gilt, kann das auf Station 1 vorgefundene Abdecksystem nicht die Anforderungen an ein Oberflächenabdichtungssystem erfüllen.

In der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (2009) wird für DK I-Deponien an Stelle der Abdichtungskomponente, der Entwässerungsschicht und der Rekultivierungsschicht eine als Wasserhaushaltsschicht ausgeführte Rekultivierungsschicht zugelassen, wenn der Durchfluss durch die Wasserhaushaltsschicht im fünfjährigen Mittel nicht mehr als 20 mm/Jahr beträgt. Diese Anforderung wird durch das Abdecksystem der Station 1 mit einem Durchfluss von 26 % des Niederschlages (ca. 850 mm/Jahr) nicht erfüllt, daher kann dieses System auch nicht für DK I-Deponien angewendet werden.

9.2 Station 2

Als Ergebnis der **geotechnisch-bodenphysikalischen Materialkennzeichnung** kann festgestellt werden, dass die Oberflächenabschlusssysteme der Station 2 das Ergebnis eines planmäßigen Deponie-Oberflächenabschlusssystem mit Verdichtungskontrolle im Sinne des Versuchskonzeptes darstellen. Es wurde erreicht ein Deponie-Oberflächenabschlusssystem zu bauen, dass die Anforderungen an dieses erfüllt, ohne, dass es ein Kunstwerk darstellt. Bei der Umsetzung vom Pilotprojekt zum großflächigen Deponie-Oberflächenabschlusssystem werden die geotechnisch-bodenphysikalischen Materialkennzeichnungen des Pilotprojektes wieder erzielt werden können.

Mit 70 - 80 Gew.-% Schluffanteil und 10 Gew.-% Tonanteil handelt es sich bei dem für die kontrolliert verdichteten Schicht verwendeten Bodenmaterial um einem schwach tonigen Schluff (AG Boden, 1996) bzw. um einen leicht plastischen Schluff (UL) (1988a). Die Rekultivierungsschicht besteht aus stark schluffigem Sand bis sandig-lehmigem Schluff (AG Boden, 1996) bzw. nach DIN 18196 (1988b) um ein Sand-Ton-Gemisch (ST) bzw. Sand-Schluff-Gemisch (SU).

Die gesättigten Wasserleitfähigkeiten der kontrolliert verdichteten Schicht, der beim Bau der Versuchsfelder genommenen Proben, schwanken auf den Stationen 2a und 2b zwischen $8,6 \cdot 10^{-10}$ m/s und $2,0 \cdot 10^{-8}$ m/s und weisen damit eine sehr geringe Durchlässigkeit auf. Es ist im Zeitraum zwischen den geotechnisch-bodenphysikalischen Untersuchungen – 1999 und 2001 – zu keiner Änderung der k_f -Werte und keiner Zunahme der Durchlässigkeit der kontrolliert verdichteten Schicht gekommen.

Die Konsolidierungsprozesse und Gefügeänderungen hatten nur einen geringen Einfluss auf das Porenvolumen. Die ermittelte nutzbare Feldkapazität liegt bei dem für die Rekultivierungsschicht verwendeten Bodenmaterial mit einer Dicke von 1,3 m bei über 240 mm. Dies bedeutet, dass die Rekultivierungsschicht über eine nutzbare Feldkapazität von 190 mm/m verfügt. Nach Egloffstein und Burkhardt (2001a) und Ramke, Melchior et al. (2002) sollte die Rekultivierungsschicht idealerweise über eine nutzbare Feldkapazität von = 200 mm/m verfügen. Somit liegt die nutzbare Feldkapazität des für die Rekultivierungsschicht verwendeten Materials nur gering unter der in der Literatur empfohlenen nutzbaren Feldkapazität für Rekultivierungsschichten. In der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (2009) wird für die Rekultivierungsschicht sogar nur eine nutzbare Feldkapazität = 140 mm/m gefordert, so

dass das für die Rekultivierungsschicht der Versuchsstationen 2 verwendete Material diese Anforderungen weit übertrifft. Auch wird in der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (2009) nur eine Mindestdicke von 1 m für die Rekultivierungsschicht gefordert; diese Forderung wird durch die untersuchten Systeme mit 1,3 m Mächtigkeit erfüllt.

Die Plastizitätszahl des für die kontrolliert verdichteten Schicht verwendeten Materials beträgt im Mittel 5,5 %; somit weist die kontrolliert verdichtete Schicht eine geringe Plastizität auf. Je kleiner die Plastizitätszahl (Differenz zwischen Wassergehalt an der Fließgrenze und Wassergehalt an der Ausrollgrenze), umso kleiner ist das Schrumpfvermögen des Bodens und damit seine Anfälligkeit gegenüber der Bildung von Austrocknungsrisen. Es kann damit davon ausgegangen werden, dass die kontrolliert verdichtete Schicht nur eine geringe Schrumpfanfälligkeit aufweist und die Gefahr der Bildung von Austrocknungsrisen gering ist.

Als Ergebnis der **bodenhydrologischen Untersuchungen** kann festgestellt werden, dass es im gesamten Versuchszeitraum auf Station 2a in der kontrolliert verdichteten Schicht zu keinen nennenswerten Wasserspannungsänderungen kommt. Die Messwerte liegen in der kontrolliert verdichteten Schichten immer um den Sättigungspunkt. Auf Station 2b konnte im Herbst 2003 als Folge der warmen Witterung eine geringe Abtrocknung der kontrolliert verdichteten Schicht gemessen werden. Im Oktober 2003 sind auf Station 2b in der kontrolliert verdichteten Schicht in 210 cm Tiefe maximale Wasserspannungen von 12 kPa gemessen worden. Auf Station 2a dient die zwischen Rekultivierungsboden und der kontrolliert verdichteten Schichten eingebaute Granulatschicht, die im Vergleich zu dem restlichen verwendeten Abdeckmaterialien einen sehr hohen Durchlässigkeitsbeiwert hat, als Barriere für den aufwärts gerichteten Wassertransport aus der kontrolliert verdichteten Schicht, so dass auf Station 2a auch die warme Witterung in 2003 keine Abtrocknung der kontrolliert verdichteten Schicht zur Folge hat. Allgemein wird in der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (2009) für die Rekultivierungsschicht gefordert, dass „die Dicke, die Materialauswahl und der Bewuchs der Rekultivierungsschicht....nach den Schutzerfordernissen der darunter liegenden Systemkomponenten (....) zu bemessen“ ist. Diese Forderung wird auf Station 2a in Kombination mit der Entwässerungsschicht erfüllt. Wie schon ausgeführt, wird die kontrolliert verdichtete Schicht durch die Rekultivierungsschicht in Kombination mit der Entwässerungsschicht vor Austrocknung geschützt. Aber auch die Rekultivierungsschicht alleine ohne Entwässerung

rungsschicht – wie auf Station 2b ausgeführt – biete Schutz vor einer weitreichenden Austrocknung der kontrolliert verdichteten Schicht, die zur Bildung von Schrumpfrissen hätte führen können.

Die beiden Versuchsvarianten der Station 2 – mit und ohne Granulatschicht – unterscheiden sich in den Durchsickerungshöhen nur unwesentlich. Der Gesamtabfluss auf Station 2a beträgt 6,29 l/m²; auf Station 2b ist ein Gesamtabfluss von 5,04 l/m² gemessen worden. Damit sind unter 0,2 % des Gesamtniederschlages durch die kontrolliert verdichtete Schicht gesickert. In der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (2009) wird für die einzusetzenden Abdichtungskomponenten alternativ zum Durchlässigkeitsbeiwert ein zulässiger Durchfluss von im fünfjährigen Mittel nicht mehr als 20 mm/Jahr angegeben. Die untersuchten Oberflächenabdichtungssysteme der Station 2 weisen im vierjährigen Mittel (04.09.1999 bis 31.12.2003) einen Durchfluss von < 1,6 mm/Jahr auf. Dies sind weniger als 8 % des in der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (2009) genannten zulässigen Durchflusses.

Aus den maximalen Tagesabflüssen in den Betonwannen und den zugehörigen hydraulischen Gradienten ist für den Zeitraum 01.01.2000 bis 31.12.2003 für Station 2a über die Darcy-Gleichung ein Gelände- k_f -Wert zu $1,85 \cdot 10^{-10}$ m/s berechnet worden; für Station 2b resultiert ein maximaler k_f -Wert von $1,80 \cdot 10^{-10}$ m/s. Diese berechneten k_f -Werte sind eine Zehnerpotenzen kleiner als die Labor-Werte. Angesichts dieser sehr niedrigen k_f -Werte ist es wenig aussichtsreich, nach kurzfristigen Reaktionen zwischen den Wasserspannungen in der kontrolliert verdichteten Schicht und den Betonwannenabflüssen zu suchen.

Über die Kippzähler der Oberflächendrainage der Station 2a sind im Versuchszeitraum September 1999 bis Dezember 2003 insgesamt 539,99 l/m² Bodenwasser abgeführt worden – dies entspricht 14,3 % des Gesamtniederschlages (3778,2 mm). Die Schüttung der Oberflächendrainage ist an Zeiträume mit Wassersättigung im Rekulтивierungsboden gebunden. Nur bei Wassersättigung des Bodens, die einen Aufstau in den Tiefen 30 – 90 cm anzeigt, wird die als Kapillarsperre wirkende Schichtgrenze zwischen Rekulтивierungsschicht und Granulatschicht durchbrochen und es kommt zu nennenswerten Drainageabflüssen.

Die Menge des als Drainagewassers gefassten Abflusses zuzüglich des Betonwannenabflusses entspricht der Wassermenge, die in den Deponiekörper gesickert wäre,

wenn keine Dichtungsschicht vorhanden wäre, sondern nur eine als „Wasserhaushaltsschicht“ konzipierte Rekultivierungsschicht angeordnet worden wäre. Der Abfluss aus der Betonwanne beträgt im gesamten Versuchszeitraum nur 1,17 % des Drainageabflusses und nur 1,15 % der potentiellen Zusickerung (Drainageabfluss und Betonwannenabfluss) in die Deponie, d.h. fast 99 % der möglichen Zusickerung in die Deponie werden durch die Anordnung der Drainage oberhalb der kontrolliert verdichteten Schicht und der kontrolliert verdichteten Schicht selbst verhindert.

In Zeiträumen mit hohen Drainageabflüssen versiegen die Betonwannenabflüsse fast vollständig. Die höchsten Betonwannenabflüsse treten zumeist auf, wenn die Drainageabflüsse im Sommer zum Erliegen gekommen sind. Das Vorhandensein von Makroporen in der kontrolliert verdichteten Schicht kann daher ausgeschlossen werden, da ansonsten die Betonwannenabflüsse stark an das Auftreten von Drainageabflüssen (oberhalb der kontrolliert verdichteten Schicht) gekoppelt sein müssten.

Der über den Messflächen zur Bestimmung der Bodenwasserbewegung ausgebrachte Tracer wurde sowohl im Drainagewasser der Betonwannen als auch in der Oberflächendrainage der Station 2a nachgewiesen. Der wieder gefundene Anteil des Tracers in den Betonwannen lag unter 1 % der Applikationsmenge, was für den starken lateralen Fluss oberhalb der Abdichtung spricht. Abflussmessungen und die Wiederfindungsanteile der Tracer können in Plausibilitätsberechnungen zusammengeführt werden (Kap. 6.5.1.2). Sie stehen in Einklang mit den in den Betonwannen gemessenen geringen Abflüssen.

Der bereits nach zwei Tagen erfolgte Tracerdurchbruch ist ein Beweis für die Annahme schnellleitender Bodenbereiche. Bei reinem Matrixfluss wäre der Tracer aufgrund der gemessenen Wasserleitfähigkeiten der kontrolliert verdichteten Schicht erst wesentlich später im Abfluss nachgewiesen worden. Der Tracer kann nur über bevorzugte vertikale Fließwege in die Betonwannen gelangt sein. Ein so schneller Transport von gelösten Stoffen im Bodenwasser durch das stark verdichtete Bodenprofil ist nur über präferentielle Fließwege möglich. Dieser schnelle Transport kann allerdings quantitativ nicht bedeutsam sein, da nur sehr geringe Betonwannenabflüsse gemessen werden. Der zeitliche Verlauf der Tracerkonzentration in den Betonwannenabläufen zeigt nicht das Bild eines Tracerdurchbruches mit deutlichem und starkem Anstieg sowie einem langsamen Ausklingen. Im Gegensatz zum zeitlichen Verlauf der Tracerkonzentration in den Betonwannen zeigt der zeitliche Verlauf der

Tracerkonzentration in der Oberflächendrainage der Station 2a sowohl einen deutlichen Anstieg als auch ein Abklingen gegen Ende des Untersuchungszeitraumes.

Aufgrund der geringen Abflüsse und Konzentrationen des Bromidtracers sowohl im Drainagewasser als auch in den Betonwannenabflüssen kann durch die Traceruntersuchung von 1999 davon ausgegangen werden, dass ein Großteil des in den Boden eindringenden Niederschlages lateral abgeführt wird.

Angesichts der geringen Abflusssummen und der fehlenden kurzfristigen Reaktion des Gesamtabflusses auf Niederschläge können auch durch die Traceruntersuchungen quantitativ bedeutsame Makroporen in der kontrolliert verdichteten Schicht ausgeschlossen werden, wenngleich quantitativ unbedeutender schneller Fluss durch die Traceruntersuchungen nachgewiesen werden konnte.

Die Simulationen mit Hydrus-2D haben gezeigt, dass die Wassergehalte auf Station 2a und 2b in keiner Tiefe bis in den Bereich des permanenten Welkepunktes absinken. Somit leiden die Pflanzen zu keinem Zeitpunkt an Wassermangel. Die Pflanzenwurzeln wachsen daher nicht auf der Suche nach Wasser bis in die mineralische Dichtschicht. Entscheidend für die Beherrschung der Durchwurzelung ist der ausreichende Vorrat an pflanzenverfügbarem Bodenwasser in der Rekultivierungsschicht und insbesondere die Wahl des Bodens mit hoher nutzbarer Feldkapazität, so dass die Wurzeln im oberen Meter der Rekultivierungsschicht verbleiben (Deutsche Gesellschaft für Geotechnik, 2000a).

Mit dem maximalen Tagesabfluss und dem zugehörigen hydraulischen Gradienten wird über die Darcy-Gleichung in Kapitel 6.4.2.1 ein Feld- k_f -Wert zu $1,85 \cdot 10^{-10}$ m/s berechnet, der über die gesamte 100 m² große Fläche integriert ein Maß für die Systemdichtigkeit darstellt; dieser ist ca. eine Zehnerpotenzen kleiner als der Labor- k_f -Wert. In den Simulationen kann auch erst mit einem k_f -Wert von $1,2 \cdot 10^{-10}$ m/s ein Betonwannenabfluss simuliert werden, der dem gemessenen entspricht.

Jedoch gelangt bei den Simulationen auch bei einem k_f -Wert der eine Zehnerpotenz größer ist als der ermittelte Feld- k_f -Wert nach Darcy und dem Labor- k_f -Wert entspricht, nur 2,5 % des Niederschlages in den Deponiekörper.

Die Wasserdurchlässigkeit ist entsprechend Richtlinie 18 des Landesumweltamtes für Wasser und Abfall NRW in der Triaxialzelle bei einem hydraulischen Gefälle $i=30$ bzw. einem hydraulischen Druck von 0,36 bar (= 360 cm Wassersäule) ermittelt worden (1983b). Gleichzeitig muss zur Verhinderung von Umläufigkeiten ein Seitendruck

$\sigma_3 = 0,66$ bar gewählt werden. Dies entspricht in etwa einer Auflast von 3,5 m Boden und somit nicht den realen oder zukünftigen Verhältnissen. Daher erfolgt nach Erdbaulabor Hennig eine gewisse – allerdings relativ geringe – Kompression der untersuchten Proben, so dass die im Laborversuch gemäß o.g. Richtlinie ermittelten Wasserdurchlässigkeiten geringer sein sollten als die realen im Gelände. Die Ergebnisse zeigen jedoch ein gegenteiliges Bild. Die im Labor ermittelten k_f -Werte sind größer als die Feld- k_f -Werte. Gegen die Übertragbarkeit von im Labor an Stechzylinderproben bestimmten k_f -Werten auf mehrere 100 m² große Lysimeter unter Freilandbedingungen können in Abstimmung mit den Simulationsergebnissen Bedenken vorgetragen werden.

Der Versuchszeitraum ist im Vergleich zum hundertjährigen Mittel überdurchschnittlich warm. In der Gesamtbetrachtung des Versuchszeitraums handelt es sich bei den Versuchsjahren 2000 und 2002 um relativ feuchte und kalte Jahre, dem gegenüber muss das Versuchsjahr 1999 als trocken und warm und das Jahr 2003 als feucht und warm angesehen werden. Demnach ist die Untersuchung zu einer relativ kritischen Rahmenbedingung in Bezug auf den Faktor Klima erfolgt.

Es ist zu erwarten, dass die Oberflächenabdichtungssysteme auf Station 2 mit den kontrolliert verdichteten Schichten weiterhin von einzelnen Starkniederschlägen unbeeinflusst reagieren werden. Zwar könnte nach insgesamt hohen klimatischen Wasserbilanzüberschüssen durch die Vergrößerung des hydraulischen Gradienten auch die Durchsickerung ansteigen, doch es gibt bisher keine Anhaltspunkte für ein gravierend anderes hydrologisches Verhalten. Auch unter diesen Aspekten wird zukünftig das Langzeitverhalten der alternativen Systeme zu beobachten sein. Die derzeit (2009) noch laufenden Untersuchungen zeigen jedoch, dass es zu keiner Erhöhung der Durchlässigkeiten in neun Versuchsjahren gekommen ist.

Nach den vorliegenden Ergebnissen können die Oberflächenabschlussysteme der Stationen 2a und 2b vorläufig als wirksame Abdichtungssysteme angesehen werden. Die Bezeichnung „vorläufig“ bezieht sich einzig auf das bislang noch nicht experimentell nachgewiesene Langzeitverhalten. Dabei stellt sich jedoch die Frage, ab welcher Versuchslaufzeit von einem Langzeitverhalten ausgegangen werden kann.

Dem System der Station 2a mit Entwässerungsschicht muss unter dem Gesichtspunkt des Langzeitverhaltens und der Verhinderung der Austrocknung der kontrolliert verdichteten Schicht der Vorrang vor dem System ohne Entwässerungsschicht der

Station 2b gegeben werden. Zudem wird in der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (2009) die Anordnung einer Entwässerungsschicht für DK II-Deponien gefordert.

In der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (2009) sind zwei Abdichtungskomponenten für DK II-Deponien erforderlich, die aus verschiedenen Materialien bestehen und auf Einwirkungen unterschiedlich reagieren. Diese Forderung erfüllt das Oberflächenabschlussystem der Station 2a nicht. Jedoch kann nach der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (2009) an Stelle der zweiten Abdichtungskomponente und der Rekultivierungsschicht eine als Wasserhaushaltsschicht bemessene Rekultivierungsschicht ($d = 1,5 \text{ m}$, $n_{FK} = 220 \text{ mm}$) eingebaut werden. Dies gilt jedoch nur bei Deponien oder Deponieabschnitten, auf denen Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Klärschlämme und andere Abfälle mit hohen organischen Anteilen abgelagert worden sind, mit der Maßgabe, dass der Deponiebetreiber Maßnahmen nach § 25 Absatz 4 der Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV) zur Beschleunigung biologischer Abbauprozesse und zur Verbesserung des Langzeitverhaltens nachweislich erfolgreich durchführt oder durchgeführt hat.

Die Rekultivierungsschicht der Station 2 weist eine nutzbare Feldkapazität (n_{FK}) von $> 240 \text{ mm}$ bei einer Gesamtdicke von $1,3 \text{ m}$ auf. Mit einer Erhöhung der Rekultivierungsschicht von $0,2 \text{ m}$ würden die Anforderungen aus der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (2009) erfüllt unter der Maßgabe, dass Maßnahmen nach § 25 Absatz 4 der Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV) (Artikel 1 der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts 2009) durchgeführt werden.

Unter der Berücksichtigung, dass die vorhandene Abdichtungskomponente mit 1 m Mächtigkeit doppelt so stark ausgeführt ist, wie in der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (2009) gefordert, ist es fraglich, ob es erforderlich ist, die Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht zu erhöhen, da zudem die Untersuchungen gezeigt haben, dass das auf Station 2a realisierte System die Anforderungen an ein wirksames Oberflächenabdichtungssystem erfüllt.

10 Verzeichnisse

10.1 Literaturverzeichnis

10.1.1 DIN-Normen

(1976): DIN 18122 Teil 1: Baugrund; Untersuchung von Bodenproben: Zustandsgrenzen (Konsistenzgrenzen), Teil 1: Bestimmung der Fließ- und Ausrollgrenze. Berlin, Köln, Beuth Verlag.

(1983a): DIN 18123: Baugrund; Untersuchung von Bodenproben: Bestimmung der Korngrößenverteilung. Berlin, Köln, Beuth Verlag.

(1983b): DIN 18130: Baugrund, Untersuchung von Bodenproben: Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitswertes, Teil 1: Laborversuche. Berlin, Köln, Beuth Verlag.

(1987): DIN 18127: Baugrund, Versuche und Versuchsgeräte: Proctorversuch. Berlin, Köln, Beuth Verlag.

(1988a): DIN 18196: Erd- und Grundbau. Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke. Berlin, Köln, Beuth Verlag.

(1988b): DIN 18196: Erd- und Grundbau; Bodenklassifikation für Bautechnische Zwecke. Köln, Beuth-Verlag.

(1997a): DIN 18124: Baugrund, Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung der Korndichte - Kapillarpyknometer, Weithalspyknometer.

(1997b): DIN 18125: Baugrund, Untersuchung von Bodenproben: Bestimmung der Dichte des Bodens, Teil 1: Laborversuche.

10.1.2 Gesetze/Verordnungen/Technische Anleitungen

(1972): Abfallbeseitigungsgesetz vom 07. Juni 1972 (BGBl I. S. 873)

(1991) Technische Anleitung Abfall (TA Abfall): Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz. Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen vom 12. März 1991 (GMBI S. 139, ber. S 469)

(1993) Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi): Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz. Technische Anleitung zur Vermeidung, Verwertung und Behandlung und sonstige Entsorgung von Siedlungsabfällen vom 14. Mai 1993 (BAnz. Nr. 99a)

(1996): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW-/AbfG) vom 27 September 1994 (BGBl. I S. 2705)

(1999): EU-Deponierichtlinie (Richtlinie 1999/31/EG DES RATES vom 26. April 1999 über Abfalldeponien) Amtsblatt L 182/1 vom 16.7.1999

(2001): Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagereverordnung - AbfAbIV) vom 20.02.2001 (BGBl. I S. 305)

(2002): Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV) vom 24.07.2002 (BGBl. I. S. 2807)

(2009): Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts vom 29. April 2009 (BGBl. I. S. 900)

10.1.3 Sonstige Veröffentlichungen

AG Boden (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover.

Albers, K.-H. (2003): Die Kunststoffdichtungsbahn als alleinige Dichtung gemäß DepV §14 Abs. 6. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis: Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2003. T. Egloffstein, G. Burkhardt und K. Czurda Erich Schmidt Verlag. Band 128

ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, A. u. A. (1984): Arbeitsanleitung zur Anwendung von Niederschlags-Abflussmodellen in kleinen Einzugsgebieten. Hamburg, Berlin, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK).

ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, A. u. A. (1985): Niederschlagsaufbereitung und Weitergabe von Niederschlagsregistrierungen. Hamburg, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK).

ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, A. u. A. (2002): Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden. Hennef.

Becher, H. H. (1970): Eine Methode zur Messung der Wasserleitfähigkeit von Böden im ungesättigten Zustand. Dissertation. Breslau.

Berger, K. (1998): Validierung und Anpassung des Simulationsmodells HELP für die Berechnung des Wasserhaushalts von Deponien für deutsche Verhältnisse. Schlussbericht. Umweltbundesamt, Berlin.

Berger, K., S. Melchior, G. Miehlich (1996): Suitability of Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) model of the US Environmental Protection Agency for the simulation of the water balance of landfill cover systems. *Environmental Geology*. 28: 181-189.

Berger, K. und G. Miehlich (1996): Wasserhaushaltsbetrachtungen bei Deponieoberflächenabdichtungssystemen auf der Grundlage des HELP-Modells. Karlsruhe, Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe. 45: 15/1-15/28.

Berger, K. und V. Sokollek (1997): Sind qualifizierte Abdeckungen von Altdeponien unter den gegebenen klimatischen Voraussetzungen der BRD sinnvoll bzw. möglich? Oberflächen-

abdichtungen von Deponien und Altlasten. Planung - Bau - Kosten. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis. T. Egloffstein und G. Burkhardt. 103: 15-39.

Bothmann, P. (2000): Bedeutung der Rekultivierungsschicht für die langfristige Sicherheit von Deponien. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten : Wasserhaushalt der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien und Altlasten. Hamburg. Band 47.

Bräcker, W. (2002): AbfallwirtschaftsFakten 6.1: Oberflächenabdeckungen und -abdichtungen, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung.

Brücklmeier, W. (2000): Suche der Märkischen Entsorgungsanlagen Betriebsgesellschaft (MEAB) nach wirtschaftlichen Oberflächenabdichtungen für mehrere Großdeponien im Raum Berlin. Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 2000. T. Egloffstein, G. Burkhardt und K. Czurda Berlin, Erich Schmidt Verlag. Band 119: 13-23.

Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (2003): Gutachtliche Stellungnahme zu den Eigenschaften einer Oberflächenabdichtung aus PEHD-Dichtungsbahnen für Altdeponien.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1970): Umweltbericht 1970.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2000): Hydrologischer Atlas von Deutschland. Berlin.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2009): Bundeskabinett schafft Voraussetzungen für weitere Vereinfachung und Entbürokratisierung des Deponierechts.

Burkhardt, G. und T. Egloffstein (1994): Ausführungsvarianten von Oberflächenabdichtungssystemen und Hinweise zu deren Auswahl. Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe. 34: 59-102.

Deutsche Gesellschaft für Geotechnik (2000a): GDA-Empfehlung E 2-31. Rekultivierungsschichten. Bautechnik. 9.

Deutsche Gesellschaft für Geotechnik (2000b): GDA-Empfehlung E 2-32. Gestaltung des Bewuchses auf Abfalldeponien. Bautechnik. 9.

Deutsche Gesellschaft für Geotechnik (2002): Empfehlungen für die Anwendung von geosynthetischen Tondichtungsbahnen (Bentonitmatten). Empfehlungen des Arbeitskreises 5.1 „Kunststoffe in der Geotechnik und für den Wasserbau“ der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik DGGT. Ernst & Sohn.

Egloffstein, T. und G. Burkhardt (2000): Der Einfluss des Ionenaustausches auf die Dichtwirkung von Bentonitmatten in Oberflächenabdichtungen von Deponien - Vergleich der Durchlässigkeiten aus Labor- und Feldversuchen. Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 2000. T. Egloffstein, G. Burkhardt und K. Czurda Berlin, Erich Schmidt Verlag. Band 119: 65-116.

Egloffstein, T. und G. Burkhardt (2001a): Die Wasserhaushaltsschicht als "Ewigkeitskomponente" für alle "mineralischen" Oberflächenabdichtungen (Erdstoffdichtungen, Bentonitmatten, Kapillarsperren). Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten 2001. T. Egloffstein, G. Burkhardt und K. Czurda Erich Schmidt Verlag. 128: 317-351.

Egloffstein, T. und G. Burkhardt (2001b): Welche Dichtungs-/Rekultivierungssysteme sind an welchen Standorten anwendbar? Müll und Abfall. 6: 336-345.

Egloffstein, T. und D. Sturm (2003): Der locker geschüttete Einbau von Wasserhaushalts- / Rekultivierungsschichten - Standsicherheit, Setzungsverhalten, baupraktische Erfahrungen. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis: Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2003. K. Czurda Erich Schmidt Verlag. 128: 207-233.

Ehlers, W. (1996): Wasser in Boden und Pflanze. Dynamik des Wasserhaushaltes als Grundlage von Pflanzenwachstum und Ertrag. Stuttgart.

Feddes, R. A., P. J. Kowalik, H. Zaradny (1978): Simulation of field water use and crop yield., Pudoc, Wageningen, The Netherlands.

Häckel, H. (1985): Meteorologie. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer.

Hartge, K. H. (1996): Kapillardichtung und Interflow. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 79: 79-82.

Hartge, K.-H. und R. Horn (1991): Einführung in die Bodenphysik. Enke, Stuttgart.

Haude, W. (1955): "Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise." Mitteilungen d. dt. Wetterdienstes 11.

Heerten, G., F. Saathoff, K. von Maubeuge (1994): Geosynthetische Tondichtungsbahnen als Oberflächenabdichtung. Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe. Karlsruhe. 34: 196-222.

Hennig, A. und H. Zepp (1992): Simulation der Bodenwasserdynamik mit linearen und nicht-linearen Speicherkaskaden. Eine praxisorientierte Alternative zu bodenphysikalischdeterministischen Modellen. D. G. Mitt. 36: 108-115.

Hillel, D. (1980): Fundamentals of Soil Physics. New York, Academic Press.

Hütter, M., A. Rehlinghaus, R. Scherbeck, J. Flacke (1993): Wirkungsweise von Oberflächenabdeckungen und -abdichtungen. Studie im Auftrag der Umweltagentur Ruhrgebiet., Bochum, Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Physische Geographie/Geoökologie in Zusammenarbeit mit Prof. Dr.-Ing. Jessberger + Partner.

IMKO Micromodultechnik GmbH (2004): Theorie der Material- und Bodenfeuchtemessung mit der TRIME-Methode. 2004.

Kämpf, M. und H. Montenegro (1999): F+E-Vorhaben "Numerische Untersuchungen zum Aufbau von Oberflächenabdichtungssystemen". Darmstadt.

- Käss, W. (1992): Lehrbuch der Hydrogeologie - Geohydrologische Markierungstechnik. Stuttgart.
- LAGA-Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (2000a): "Kapillarsperre". Hannover.
- LAGA-Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (2000b): "Rekultivierung". Hannover.
- Maniak, U. (1997): Hydrologie und Wasserwirtschaft - Eine Einführung für Ingenieure. Berlin - Heidelberg, Springer Verlag.
- Melchior, S. (1993): Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. Dissertation, Universität Hamburg, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten.
- Melchior, S. (1995): Systeme zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 76: 1337-1340.
- Melchior, S. (1997): In-situ studies on the performance of land fill caps (compacted soil liners, geomembranes, geosynthetic clay liners, capillary barriers). Proceedings of the 1997 International Containment Technology Conference, February 09-12. St. Petersburg, Florida, U.S.A: 365-373.
- Melchior, S., B. Steinert, D. Boels (2002): Aufgrabung von Oberflächenabdichtungen mit Trisoplast -Zwischenergebnisse. Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltwissenschaften -Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen. E. G. Hans-Günter Ramke, Gunnar Heilbrock, Walter Lükewille, Stefan Melchior, Beate Vielhaber, Klaus Bohne, Ulrich Maier-Harth, und K.-J. Witt. Höxter. 03: 261-268.
- Müller, W. (2001): Dichtungselemente für die Oberflächenabdichtung von Altdeponien. Müll und Abfall. 4: 205-215.
- Petzold, E. (1982): "Einsatzmöglichkeiten EDV-gestützter räumlicher Informationssysteme für hydrologische Planzwecke, Bilanzierung des Wasserdargebotes auf kleinräumiger Basis." Münstersche Geogr. 14.
- Ramke, H.-G., S. Melchior, U. Maier-Harth, E. Gartung, K.-J. Witt, G. Heilbrock, K. Bohne (2002): Ergebnisse des Status-Workshops "Austrocknungsverhalten von mineralischen Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen". Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltwissenschaften: Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen. H.-G. Ramke, S. Melchior, U. Maier-Harth et al. Höxter, Fachbereich 8 (Technischer Umweltschutz) und Fachbereich 9 (Landschaftsarchitektur und Umweltplanung) der Fachhochschule Lippe und Höxter, Abteilung Höxter, An der Wilhelmshöhe 44, 37671 Höxter. Band 03: 9-52.
- Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (1998): Materialien zur Altlastenbehandlung Nr 6/98: Oberflächensicherung von Ablagerungen und Deponien - 2. Darstellung und Bewertung der Oberflächensicherungssysteme - 2.4 Alternative Systeme. 2003.
- Scheffer und Schachtschabel (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart, Ferdinand Enke Verlag.

- Scheffer und Schachtschabel (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart, Ferdinand Enke Verlag.
- Scheid, Y. und S. Semprich (2003): Der Einsatz der TDR-Methode im geotechnischen Großversuch. Innovative Feuchtemessung in Forschung und Praxis. S. M. G. d. U. K. u. d. F. Karlsruhe.
- Schenkel, W. (2003): Zur Geschichte der Abfallwirtschaft in Deutschland. Müll und Abfall. 12: 620-625.
- Schnittger, P. (1997): Oberflächenabdeckungssysteme für Altdeponien - Sind TA Siedlungsabfall und TA Abfall noch auf dem Stand der Technik? Altlasten Spektrum. 3: 120-124.
- Schrödter, H. (1985): Verdunstung. Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo, Springer-Verlag.
- Schroeder, P. R., N. M. Aziz, C.M. Lloyd, P.A. Zappi (1994a): The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: Engineering Documentation for Version 3. Cincinnati, OH, U.S. Environmental Protection Agency.
- Schroeder, P. R., N. M. Aziz, C.M. Lloyd, P.A. Zappi (1994b): The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: User's Guide for Version 3. Cincinnati, OH, U.S. Environmental Protection Agency.
- Simunek, J., M. Sejna, M.T. van Genuchten (1996): HYDRUS-2D, Simulating water flow and solute transport in two-dimensional variably saturated media. Riverside, California, U.S. Salinity Lab., USDA/ARS,.
- Stief, K. (1986): "Das Multibarrierenkonzept als Grundlage von Planung, Bau, Betrieb und Nachsorge von Deponien." Müll und Abfall 1/1986: 15-20.
- Trisoplast, A. (2002): Empfehlung des AK Trisoplast zur Herstellung von Abdichtungen aus Trisoplast.
- Van Genuchten, M. T., F. J. Leij, S.R. Yates (1991): The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils, Version 1.0. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California.
- Vielhaber, B. (1995): Temperaturabhängiger Wassertransport in Deponieoberflächenabdichtungen - Feldversuche in bindigen mineralischen Dichtungen unter Kunststoffdichtungsbahn. Dissertation, Universität Hamburg, Hamburg.
- Vielhaber, B., Melchior, S., Miehlich, G. (2002): "Felduntersuchungen zur Temperaturinduzierten Austrocknungsgefährdung einer Kombinationsabdichtung im Oberflächenabdichtungssystem der Deponie Hamburg-Georgswerder." Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltwissenschaften der Abteilung Höxter der Fachhochschule Lippe und Höxter.
- von der Hude, N. (1991): Kapillarsperren zum Abschirmen von Deponien gegen Sickerwasser. Wasser & Boden. 12: 754-757.
- Wendling, U. (1995): "Berechnung der Gras-Referenzverdunstung mit der FAO Penman-Monteith-Beziehung." Wasserwirtschaft 85: 602-604.

Wiemer, K., D. Behling, S. Gäth, H. Schmeisky (2003): Standortangepasste Alternativen zur Oberflächenabdichtung von Deponien. Wasser und Abfall. 11-12: 44-49.

Wischermeier, W. H. und D. D. Smith (1978): Predicting rainfall erosion losses.- A guide to conservation planning. Washington.

Witt, K.-J. (2005): Unorthodoxe Gedanken zur Eignungsfeststellung von mineralischen Abdichtungskomponenten für Oberflächenabdichtungen von Deponien. Tagung "Die sichere Deponie" am 10. + 11.02.2005. A. G. S. Kunststoff-Zentrum. Würzburg.

Wohnlich, S. (1994): Kapillarsperren als Oberflächenabdichtungen. Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe. 30: 101-116.

Zepp, H. und A. Hennig (2002): Konsolidation einer mineralischen Dichtschicht. Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltwissenschaften: Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen. Band 3: 157-166.

Zischak, R. (1997): Alternatives Oberflächenabdichtungssystem "Verstärkte mineralische Abdichtung mit untenliegender Kapillarsperre" - Wasserbilanz und Gleichwertigkeit. Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe. Karlsruhe. 47: 1-179.

Zischak, R. und H. Hötzl (1994): Ergebnisse des Testfeldes zur kombinierten Kapillarsperre auf der Deponie Karlsruhe-West. Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe. 34: 159-181.

10.2 Abbildungsverzeichnis

ABB. 2.1:	SCHEMATISCHER AUFBAU DES DEPONIEBASISABDICHTUNGSSYSTEMS NACH TA ABFALL (TECHNISCHE ANLEITUNG ABFALL (TA ABFALL), 1991)	FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.
ABB. 2.2:	SCHEMATISCHER AUFBAU DES DEPONIEOBERFLÄCHENABDICHTUNGSSYSTEMS NACH TA ABFALL (TECHNISCHE ANLEITUNG ABFALL (TA ABFALL), 1991)	FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.
ABB. 2.3:	SCHEMATISCHER AUFBAU DES DEPONIEBASISABDICHTUNGSSYSTEMS NACH TASI FÜR DEPONIEKLASSE II (TECHNISCHE ANLEITUNG SIEDLUNGSABFALL (TASI), 1993)	FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.
ABB. 2.4:	SCHEMATISCHER AUFBAU DES DEPONIEBASISABDICHTUNGSSYSTEMS NACH TASI FÜR DEPONIEKLASSE I (TECHNISCHE ANLEITUNG SIEDLUNGSABFALL (TASI), 1993)	11
ABB. 2.5:	SCHEMATISCHER AUFBAU DES DEPONIEOBERFLÄCHENABDICHTUNGSSYSTEMS NACH TASI FÜR DEPONIEKLASSE II (TECHNISCHE ANLEITUNG SIEDLUNGSABFALL (TASI), 1993)	11
ABB. 2.6:	SCHEMATISCHER AUFBAU DES DEPONIEOBERFLÄCHENABDICHTUNGSSYSTEMS NACH TASI FÜR DEPONIEKLASSE I (TECHNISCHE ANLEITUNG SIEDLUNGSABFALL (TASI), 1993)	12
ABB. 4.1:	BEZIEHUNG ZWISCHEN WASSERGEHALT UND WASSERSPANNUNG (PF-KURVE) BEI BE- UND ENTWÄSSERUNG (HYSTERESEFFEKT).	31
ABB. 5.1:	ANORDNUNG DER MESSSTATIONEN AUF DER DEPONIE	35
ABB. 5.2:	BODENPROFIL UND VEGETATION DER STATION 1A UND B	36
ABB. 5.3:	BODENPROFIL DER STATION 2A UND B	40
ABB. 5.4:	LAGE DER VERSUCHSFLÄCHEN	41
ABB. 5.5:	VERSUCHSAUFBAU DER STATIONEN 2AX UND 2BX	46
ABB. 5.6:	ANORDNUNG DER MESSEINRICHTUNG DER VERSUCHSFELDER 2AX UND 2BX	58
ABB. 5.7:	ANORDNUNG DER TRACERAPPLIKATIONSFLÄCHEN 1999 AUF STATION 1	59
ABB. 5.8:	ANORDNUNG DER TRACERAPPLIKATIONSFLÄCHEN 1999 AUF STATION 2 (AGR, ÜBERARBEITET VON WEIß)	60
ABB. 5.9:	ANORDNUNG DER TRACERAPPLIKATIONSFLÄCHEN 2001 AUF STATION 2 UND 2X	62
ABB. 5.10:	MODELL DER STATION 2B FÜR DAS SIMULATIONSPROGRAMM HYDRUS	71
ABB. 5.11:	MODELL DER STATION 2A FÜR DAS SIMULATIONSPROGRAMM HYDRUS	71
ABB. 6.1:	KÖRNUNGSDIAGRAMM DER REKULTIVIERUNGSSCHICHT DER STATION 2A (LINKS) UND 2B (RECHTS)	75
ABB. 6.2:	KÖRNUNGSDIAGRAMM DER KONTROLLIERT VERDICHTETEN SCHICHT DER STATION 2A (LINKS) UND 2B (RECHTS)	75
ABB. 6.3:	GESÄTTIGTE WASSERLEITFÄHIGKEIT IN ABHÄNGIGKEIT VON DEM VERDICHTUNGSGRAD AUF STATION 2A UND B BEIM EINBAU (VARIABILITÄT DER EINZELWERTE SIEHE TAB. 6.4)	83

ABB. 6.4:	WASSERSPANNUNGS- WASSERGEHALTS-BEZIEHUNG ÜBER DIE TIEFE AUF STATION 1A (ERMITTELT MIT RETC)	85
ABB. 6.5:	WASSERSPANNUNGS- WASSERGEHALTS-BEZIEHUNG ÜBER DIE TIEFE AUF STATION 1B (ERMITTELT MIT RETC)	85
ABB. 6.6:	WASSERSPANNUNG-WASSERGEHALTSKURVEN ÜBER DIE TIEFE AUF STATION 2A (PROBENAHME 2001) (ERMITTELT MIT RETC)	86
ABB. 6.7:	WASSERSPANNUNG-WASSERGEHALTSKURVEN ÜBER DIE TIEFE AUF STATION 2B (PROBENAHME 2001) (ERMITTELT MIT RETC)	87
ABB. 6.8:	PF-KURVE DER STECHZYLINDERPROBE AUS 30 CM TIEFE AUF STATION 2A MIT GRAPHISCHER ERMITTLUNG DER PORENANTEILE (PROBENAHME 2001)	88
ABB. 6.9:	TENSIOMETERWERTE, NIEDERSCHLAG UND LUFTDRUCK AUF STATION 2A (STUNDENWERTE; ZEITRAUM 11.01. BIS 27.03.2001)	98
ABB. 6.10:	TENSIOMETERWERTE, NIEDERSCHLAG UND LUFTDRUCK AUF STATION 2B (STUNDENWERTE; ZEITRAUM 11.01. BIS 27.03.2001)	99
ABB. 6.11:	TÄGLICHE DIFFERENZEN DER TENSIOMETERWERTE [KPA/D] AUF STATION 2B IN 210 CM TIEFE UND TAGESLUFTDRUCKDIFFERENZEN [HPA/D] IM ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.12.2003 (ANZAHL DER WERTE: 1580; R ² : BESTIMMTHEITSMAB)	100
ABB. 6.12:	KLIMATISCHE JAHRESWASSERBILANZEN DER WETTERSTATION CASTROP-RAUXEL UND DER FREILANDSTATION BOCHUM (1999-2003)	103
ABB. 6.13:	POTENTIELLE JÄHRLICHE VERDUNSTUNG NACH HAUDE BERECHNET AUS DEN WETTERDATEN DER WETTERSTATION CASTROP-RAUXEL UND DER FREILANDSTATION BOCHUM FÜR DIE VERSUCHSJAHRE 1999 BIS 2003 [MM]	105
ABB. 6.14:	WASSERSPANNUNG (KPA) ÜBER DIE TIEFE (30 – 210 CM) UND TAGES-NIEDERSCHLAG (MM) IM ZEITRAUM 29.01.1999 – 31.12.2003, GEMESSEN AUF STATION 1A	108
ABB. 6.15:	WASSERSPANNUNG (KPA) ÜBER DIE TIEFE (30 – 210 CM) UND TAGES-NIEDERSCHLAG (MM) IM ZEITRAUM 29.01.1999 – 31.12.2003, GEMESSEN AUF STATION 1B	109
ABB. 6.16:	WASSERGEHALT (VOL.-%) (WOCHENMITTELWERTE DER TDR-HANDSONDEN-MESSUNGEN) ÜBER DIE TIEFE (10 – 60 CM) UND WOCHENNIEDERSCHLAG (MM), GEMESSEN AUF STATION 1A	110
ABB. 6.17:	WASSERGEHALT (VOL.-%) (WOCHENMITTELWERTE DER TDR-HANDSONDEN-MESSUNGEN) ÜBER DIE TIEFE (10 – 60 CM) UND WOCHENNIEDERSCHLAG (MM), GEMESSEN AUF STATION 1B	112
ABB. 6.18:	WASSERSPANNUNGS-WASSERGEHALTSKURVEN AUS DEN GELÄNDE-DATEN ÜBER DIE TIEFE AUF STATION 1A (ZEITRAUM 03.03.1999 BIS 23.12.2003)	114
ABB. 6.19:	WASSERSPANNUNGS-WASSERGEHALTSKURVEN AUS DEN GELÄNDE-DATEN ÜBER DIE TIEFE AUF STATION 1B (ZEITRAUM 03.03.1999 BIS 23.12.2003)	115
ABB. 6.20:	BODENTEMPERATUR IN 30 UND 210 CM TIEFE AUF STATION 1A FÜR DEN VERSUCHSZEITRAUM 29.01.1999 BIS 31.12.2003	116

ABB. 6.21:	TEMPERATURGRADIENT ZWISCHEN DEN MESSTIEFEN 150 UND 210 CM AUF STATION 1A FÜR DEN VERSUCHSZEITRAUM 29.01.1999 BIS 31.12.2003	116
ABB. 6.22:	WASSERSPANNUNG (KPA) ÜBER DIE TIEFE (30 – 210 CM) UND TAGES-NIEDERSCHLAG (MM) IM ZEITRAUM 04.09.1999 – 31.12.2003, GEMESSEN AUF STATION 2A	118
ABB. 6.23:	WASSERSPANNUNG (KPA) ÜBER DIE TIEFE (30 – 210 CM) UND TAGES-NIEDERSCHLAG (MM) IM ZEITRAUM 04.09.1999 – 31.12.2003, GEMESSEN AUF STATION 2B	119
ABB. 6.24:	DARSTELLUNG VON GEMESSENER WASSERSPANNUNGEN VON SECHS TENSIO-METER IN EINER PARALLELE (STATION 2B IN 120 CM TIEFE IM ZEITRAUM JANUAR BIS DEZEMBER 2001) UND EXEMPLARISCHE ANGABE VON STANDARDABWEICHUNGEN BEZOGEN AUF EINZELNEMESS-ZEITPUNKTE	121
ABB. 6.25:	WOCHENNIEDERSCHLAG (MM) UND WASSERGEHALTE (VOL.-%) (WOCHENMITTELWERTE DER TDR-HANDSONDENMESSUNGEN) ÜBER DIE TIEFE (20 – 170 CM) AUF STATION 2A (SEPTEMBER 1999 BIS DEZEMBER 2003)	123
ABB. 6.26:	WOCHENNIEDERSCHLAG (MM) UND WASSERGEHALTE (VOL.-%) (WOCHENMITTELWERTE DER TDR-HANDSONDENMESSUNGEN) ÜBER DIE TIEFE (20 – 170 CM) AUF STATION 2B (SEPTEMBER 1999 BIS DEZEMBER 2003)	125
ABB. 6.27:	WASSERSPANNUNGS-WASSERGEHALTSKURVEN AUS DEN GELÄNDE-DATEN ÜBER DIE TIEFE AUF STATION 2A (ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 23.12.2003)	128
ABB. 6.28:	WASSERSPANNUNGS-WASSERGEHALTSKURVEN AUS DEN GELÄNDE-DATEN ÜBER DIE TIEFE AUF STATION 2B (ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 23.12.2003)	129
ABB. 6.29:	MITTELS TDR GEMESSENE UND ÜBER VAN-GENUCHTEN-PARAMETER (GELÄNDE-DATEN) AUS TENSIO-METER-DATEN BERECHNETE WASSERGEHALTE [VOL.-%] AUF STATION 2B IN 60 CM TIEFE (ZEITRAUM 09/99 BIS 12/03)	130
ABB. 6.30:	NIEDERSCHLAG UND WASSERVORRAT IN DER 1,3 M MÄCHTIGEN REKULTIVIERUNGSSCHICHT DER STATION 2A [L JE M ² BODEN] BERECHNET AUS TDR-DATEN SOWIE AUS TENSIO-METERN-DATEN [MM] (VERSUCHSZEITRAUM 09/99 BIS 12/03)	131
ABB. 6.31:	BODENTEMPERATUR IN 30 UND 210 CM TIEFE AUF STATION 2A FÜR DEN VERSUCHSZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.12.2003	132
ABB. 6.32:	TEMPERATURGRADIENT ZWISCHEN DEN MESSTIEFEN 150 UND 210 CM IN DER KONTROLLIERT VERDICHTETEN SCHICHT AUF STATION 2A FÜR DEN VERSUCHSZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.12.2003	132
ABB. 6.33:	TEMPERATUR [°C] IN 60 CM TIEFE (OBEN) UND 150 CM TIEFE (UNTEN) AUF DEN STATIONEN 2A UND 2B IM ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.12.2003	134
ABB. 6.34:	KUMULIERTER ABFLUSS (L) IN DEN TIEFEN 40 – 180 CM FÜR DEN ZEITRAUM 29.01.1999 – 31.12.2003 AUF STATION 1A	138
ABB. 6.35:	KUMULIERTER ABFLUSS (L) IN DEN TIEFEN 45 – 175 CM ÜBER DEN ZEITRAUM 29.01.1999 – 31.12.2003, AUF STATION 1B	140

ABB. 6.36:	MONATLICHE ABFLUSSSUMMEN [L/M ²] AUS DEN BETONWANNEN DER STATIONEN 2A UND 2B IM ZEITRAUM 03.09.1999 – 31.12.2003	141
ABB. 6.37:	WASSERSPANNUNGEN (KPA) UND TAGESABFLÜSSE (L/M ²) AUF STATION 2A (ZEITRAUM DEZEMBER 1999 BIS DEZEMBER 2003)	143
ABB. 6.38:	TAGESNIEDERSCHLAG (MM) UND ABFLUSS AUS DER BETONWANNE (L/M ²) AUF STATION 2A (ZEITRAUM 12/99 – 12/03; TAGESWERTE)	144
ABB. 6.39:	GANGLINIE DES TAGESNIEDERSCHLAGES (MM) UND DES ABFLUSSES AUS DER BETONWANNE (L/M ²) AUF STATION 2B (ZEITRAUM 01/00 – 12/03; TAGESWERTE)	145
ABB. 6.40:	HYDRAULISCHER GRADIENT ZWISCHEN DEN MESSTIEFEN 150 UND 210 CM UND ABFLUSS AUS DER BETONWANNE (L/M ²) AUF STATION 2B (ZEITRAUM 09/99 – 12/03; TAGESWERTE)	147
ABB. 6.41:	KREUZKORRELATIONSKOEFFIZIENT ZWISCHEN HYDRAULISCHEN GRADIENTEN IN 180 CM TIEFE UND BETONWANNENABFLUSS AN STATION 2B IN ABHÄNGIGKEIT VOM VERSCHIEBUNGSINTERVALL (ZEITRAUM 01/2000 BIS 12/2003)	148
ABB. 6.42:	BETONWANNENABFLUSS UND HYDRAULISCHER GRADIENT IN 180 CM TIEFE AN STATION 2B (ZEITRAUM 01/2000 BIS 12/2003)	148
ABB. 6.43:	BERECHNETER ABFLUSS (UM 175 TAGE VERSCHOBEN) UND GEMESSENER BETONWANNENABFLUSS (L/M ²) AUF STATION 2B (ZEITRAUM 09/99 – 12/03; TAGESWERTE BEIDER ABFLUSSKURVEN ÜBER 7 TAGE GEMITTELT)	150
ABB. 6.44:	BETONWANNENABFLUSS AUF STATION 2A IN ABHÄNGIGKEIT VON TEMPERATUR IN 150 CM TIEFE UND TEMPERATURGRADIENT ZWISCHEN 150 UND 210 CM TIEFE (JANUAR 2000 BIS DEZEMBER 2003)	151
ABB. 6.45:	TEILFLUSS IN DAMPFÖRMIGER PHASE [MM/D] DER STATION 2B (04.09.1999 BIS 31.12.2003)	153
ABB. 6.46:	TEILFLUSS IN FLÜSSIGER PHASE [MM/D] DER STATION 2A (04.09.1999 BIS 31.12.2003)	155
ABB. 6.47:	TEILFLUSS IN FLÜSSIGER PHASE [MM/D] DER STATION 2B (04.09.1999 BIS 31.12.2003)	156
ABB. 6.48:	GESAMTFLUSS [MM/D] – BERECHNET AUS DEN TEILFLÜSSEN IN FLÜSSIGER UND DAMPFÖRMIGER PHASE – DER STATION 2A (04.09.1999 BIS 31.12.2003)	157
ABB. 6.49:	GEGLÄTTETER GEMESSENER UND AUS FLÜSSIGER UND DAMPFÖRMIGER PHASE BERECHNETER BETONWANNENABFLUSS DER STATION 2A (01.01.2000 BIS 31.12.2003)	158
ABB. 6.50:	GEGLÄTTETER GEMESSENER UND AUS FLÜSSIGER UND DAMPFÖRMIGER PHASE BERECHNETER BETONWANNENABFLUSS DER STATION 2B (01.01.2000 BIS 31.12.2003)	159
ABB. 6.51:	KUM. NIEDERSCHLAG [MM] UND KUM. ABFLUSS (L/M ²) AUS DER OBERFLÄCHENDRAINAGE DER STATION 2A (04.09.1999 – 31.12.2003)	160
ABB. 6.52:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DER TAGESWERTE DES DRAINAGEABFLUSSES [L/M ²] (04.09.1999 – 31.12.2003)	162

ABB. 6.53:	WASSERSPANNUNG (KPA) UND DRAINAGEABFLUSS (L/M ²) AUF STATION 2A (ZEITRAUM 12/99 – 12/03; TAGESWERTE)	164
ABB. 6.54:	AUFSTAU (CM) IN 90 CM TIEFE UND DRAINAGEABFLUSS (L/M ²) AUF STATION 2A (ZEITRAUM 09/99– 12/03; TAGESWERTE)	165
ABB. 6.55:	GERINGSTE AUFSTAUHÖHE [CM] IN 90 CM TIEFE BEI DER EIN ENTSPRECHENDER DRAINAGEABFLUSS [L/M ²] AUF STATION 2A GEMESSEN WORDEN IST (ZEITRAUM 09/99– 12/03)	165
ABB. 6.56:	DRAINAGE- UND BETONWANNENABFLUSS AUF STATION 2A UND NIEDERSCHLAG [MM/D] (ZEITRAUM 01.11.1999 BIS 31.12.2003)	166
ABB. 6.57:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DER TAGESWERTE DES LATERALEN ABFLUSSES [L/M ²] (ZEITRAUM 11/01 BIS 12/03)	171
ABB. 6.58:	MONATLICHE LATERALE ABFLUSSSUMMEN [L/M ²] AUF DEN STATIONEN 2AX UND 2BX UND MONATLICHER NIEDERSCHLAG [MM] IM ZEITRAUM 01.11.2001 – 31.12.2003	172
ABB. 6.59:	TAGESABFLUSSWERTE [L/M ²] AUF DEN STATIONEN 2AX (LINKS) UND 2BX (RECHTS) IM ZEITRAUM 01.11.2001 – 31.12.2003	173
ABB. 6.60:	KUM. LATERALER ABFLUSS [MM] AUF DEN STATIONEN 2AX UND 2BX UND KUM. NIEDERSCHLAG [MM] IM ZEITRAUM 01.11.2001 – 31.12.2003	173
ABB. 6.61:	WASSERSPANNUNG (KPA) – GEMESSENEN AUF STATION 2A – UND LATERALER ABFLUSS (L/M ²) AUF STATION 2AX (ZEITRAUM 11/01 – 12/03; TAGESWERTE)	174
ABB. 6.62:	WASSERSPANNUNG (KPA) – GEMESSENEN AUF STATION 2B – UND LATERALER ABFLUSS (L/M ²) AUF STATION 2BX (ZEITRAUM 11/01 – 12/03; TAGESWERTE)	175
ABB. 6.63:	LATERALER ABFLUSS [MM/H] AUF STATION 2BX UND STUNDENWERTE DER WASSERSPANNUNG IN 60 UND 90 CM TIEFE GEMESSEN AUF STATION 2B (ZEITRAUM 05.02.2002 BIS 10.03.2002)	179
ABB. 6.64:	LATERALER ABFLUSS < 0,1 MM/H AUF STATION 2BX UND STUNDENWERTE DER WASSERSPANNUNG IN 60 CM TIEFE GEMESSEN AUF STATION 2B (ZEITRAUM 05.02.2002 BIS 10.03.2002)	180
ABB. 6.65:	BROMIDKONZENTRATION IM ABFLUSS (MG/L) ÜBER DAS HORIZONTBLECHEN IN 145 CM TIEFE AUF DEN STATIONEN 1A (12/99 – 12/01)	184
ABB. 6.66:	BROMIDKONZENTRATION IM ABFLUSS (MG/L) ÜBER DIE HORIZONTBLECHE AUF DEN STATIONEN 1B (12/99 – 12/01)	184
ABB. 6.67:	DURCHSCHNITTLICHER BROMIDGEHALT (IN % DER APPLIKATIONSMENGE), STATIONEN 1A UND 1B DER ZENTRALDEPONIE CASTROP-RAUXEL (PROBENAHMETERMIN: 13.04.2000)	185
ABB. 6.68:	BROMIDKONZENTRATION (MG/L) IM ABFLUSS ÜBER DIE BETONWANNEN DER STATIONEN 2A UND 2B (12/99 – 12/01)	187
ABB. 6.69:	BROMIDKONZENTRATION (MG/L) IM ABFLUSS ÜBER DIE OBERFLÄCHENDRAINAGE DER STATION 2A (12/99 – 12/01)	188
ABB. 6.70:	URANINKONZENTRATION [µG/L] AUF DEN STATIONEN 2AX UND 2BX UND WOCHENNIEDERSCHLAG IM ZEITRAUM 28.01. BIS 31.12.2003	191

ABB. 6.71:	BROMIDKONZENTRATION [MG/L] AUF DEN STATIONEN 2AX UND 2BX UND WOCHENNIEDERSCHLAG IM ZEITRAUM 28.01. BIS 31.12.2003	192
ABB. 7.1:	TAGESNIEDERSCHLAG (MM), KUMULIERTE BODENWASSER-FLÜSSE (MM), KUMULIERTE VERDUNSTUNG (MM) UND KLIMATISCHE WASSERBILANZ (MM) AN STATION 1A (ZEITRAUM 29.01.99 – 31.12.2003)	195
ABB. 7.2:	TAGESNIEDERSCHLAG (MM), KUMULIERTE BODENWASSER-FLÜSSE (MM), KUMULIERTE VERDUNSTUNG (MM) UND KLIMATISCHE WASSERBILANZ (MM) AN STATION 1B (ZEITRAUM 29.01.99 – 31.12.2003)	196
ABB. 7.3:	BODENPROFIL UND WASSERBILANZGRÖßEN [MM] DER STATION 1A UND 1B FÜR DEN ZEITRAUM 29.01.1999 BIS 31.12.2003	198
ABB. 7.4:	BODENPROFIL UND WASSERBILANZGRÖßEN DER STATION 2A UND 2B FÜR DEN ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.12.2003	201
ABB. 7.5:	TAGESNIEDERSCHLAG (MM), KUMULIERTE LATERALE BODENWASSER-FLÜSSE (MM), KUMULIERTE VERDUNSTUNG (MM) UND KLIMATISCHE WASSERBILANZ (MM) FÜR DEN REKULTIVIERUNGSBODEN AUF STATION 2A (09/99-12/03)	203
ABB. 7.6:	TAGESNIEDERSCHLAG (MM), KUMULIERTE LATERALE BODENWASSER-FLÜSSE (MM), KUMULIERTE VERDUNSTUNG (MM) UND KLIMATISCHE WASSERBILANZ (MM) FÜR DEN REKULTIVIERUNGSBODEN AUF STATION 2B (09/99-12/03)	203
ABB. 8.1:	NACH DER KOMBINIERTEN KLIMATISCHEN WASSERBILANZ-/WASSERSCHIEDEN- METHODE BERECHNETE VERDUNSTUNG UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTE VERDUNSTUNG AUF STATION 2A [MM] FÜR DEN ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.10.2003	207
ABB. 8.2:	NACH DER KOMBINIERTEN KLIMATISCHEN WASSERBILANZ-/WASSERSCHIEDEN- METHODE BERECHNETER UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTER LATERALER ABFLUSS [MM] AUF STATION 2A FÜR DEN ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.10.2003	208
ABB. 8.3:	GEMESSENER UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTER LATERALER ABFLUSS [MM] AUF STATION 2A FÜR DEN ZEITRAUM 01.11.2001 BIS 31.10.2003	210
ABB. 8.4:	GEMESSENER UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTER BETONWANNENABFLUSS [MM] AUF STATION 2A FÜR DEN ZEITRAUM 01.01.2000 BIS 31.10.2003	211
ABB. 8.5:	GEMESSENE UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTE WASSERSPANNUNGEN [KPA] AUF STATION 2A IN 30 CM TIEFE FÜR DEN ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.10.2003	212
ABB. 8.6:	GEMESSENE UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTE WASSERSPANNUNGEN [KPA] AUF STATION 2A IN 60 CM TIEFE FÜR DEN ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.10.2003	213
ABB. 8.7:	GEMESSENE UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTE WASSERSPANNUNGEN [KPA] AUF STATION 2A IN 90 CM TIEFE FÜR DEN ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.10.2003	213
ABB. 8.8:	GEMESSENE UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTE WASSERSPANNUNGEN [KPA] AUF STATION 2A IN 120 CM TIEFE FÜR DEN ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.10.2003	214
ABB. 8.9:	GEMESSENE UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTE WASSERSPANNUNGEN [KPA] AUF STATION 2A IN DER KONTROLLIERT VERDICHTETEN SCHICHT (04.09.1999 BIS 31.10.2003)	214

ABB. 8.10:	NACH DER KOMBINIERTEN KLIMATISCHEN WASSERBILANZ-/WASSERSCHIEDEN-METHODE BERECHNETE UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTE VERDUNSTUNG AUF STATION 2B [MM] FÜR DEN ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.10.2003	215
ABB. 8.11:	NACH DER KOMBINIERTEN KLIMATISCHEN WASSERBILANZ-/WASSERSCHIEDEN-METHODE BERECHNETER UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTER LATERALER ABFLUSS [MM] AUF STATION 2B FÜR DEN ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.10.2003	216
ABB. 8.12:	GEMESSENER UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTER LATERALER ABFLUSS [MM] AUF STATION 2B FÜR DEN ZEITRAUM 01.11.2001 BIS 31.10.2003	218
ABB. 8.13:	GEMESSENER UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTER BETONWANNENABFLUSS [MM] AUF STATION 2B FÜR DEN ZEITRAUM 01.01.2000 BIS 31.10.2003	219
ABB. 8.14:	GEMESSENE UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTE WASSERSPANNUNGEN [KPA] AUF STATION 2B IN 30 CM TIEFE FÜR DEN ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.10.2003	220
ABB. 8.15:	GEMESSENE UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTE WASSERSPANNUNGEN [KPA] AUF STATION 2B IN 60 CM TIEFE FÜR DEN ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.10.2003	220
ABB. 8.16:	GEMESSENE UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTE WASSERSPANNUNGEN [KPA] AUF STATION 2B IN 90 CM TIEFE FÜR DEN ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.10.2003	221
ABB. 8.17:	GEMESSENE UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTE WASSERSPANNUNGEN [KPA] AUF STATION 2B IN 120 CM TIEFE FÜR DEN ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.10.2003	221
ABB. 8.18:	GEMESSENE UND MIT HYDRUS-2D SIMULIERTE WASSERSPANNUNGEN [KPA] AUF STATION 2B IN DER KONTROLLIERT VERDICHTETEN SCHICHT FÜR DEN ZEITRAUM 04.09.1999 BIS 31.10.2003	222
ABB. 8.19:	GEGENÜBERSTELLUNG DES GEMESSENEN UND SIMULIERTEN LATERALEN ABFLUSSES IM ZEITRAUM 01.11.2001 BIS 31.10.2003	224
ABB. 8.20:	GEGENÜBERSTELLUNG DES GEMESSENEN UND SIMULIERTEN ABFLUSSES AUS DER KONTROLLIERT VERDICHTETEN SCHICHT (= BETONWANNENABFLUSS) IM ZEITRAUM 01.11.2001 BIS 31.10.2003	225

10.3 Tabellenverzeichnis

TAB. 2.1:	AUFBAU DES OBERFLÄCHENABDICHTUNGSSYSTEMS (VERORDNUNG ZUR VEREINFACHUNG DES DEPONIERECHTS, 2009)	14
TAB. 4.1:	EINTEILUNG IN GROB-, MITTEL- UND FEINPOREN (HART GE UND HORN, 1991)	32
TAB. 5.1:	PROBEENTNAHMEORTE UND BEZEICHNUNG AUF VERSUCHSSTATION 1	38
TAB. 5.2:	HAUDE-FAKTOREN NACH PETZOLD (1982) IM MM HG	53
TAB. 5.3:	PARAMETERSÄTZE FÜR DIE STATION 2A	68
TAB. 5.4:	PARAMETERSÄTZE FÜR DIE STATION 2B.	69
TAB. 6.1:	GEOTECHNISCH-BODENPHYSIKALISCHE EIGENSCHAFTEN DER STATION 1A	73
TAB. 6.2:	GEOTECHNISCH-BODENPHYSIKALISCHE EIGENSCHAFTEN DER STATION 1B	74
TAB. 6.3:	PROCTORDICHTE UND OPTIMALER WASSERGEHALT AUF STATION 2A UND 2B BEIM EINBAU	77
TAB. 6.4:	GESÄTTIGTE WASSERLEITFÄHIGKEIT K_F , TROCKENDICHTE ρ_D UND VERDICHUNGSGRAD DPR AUF STATION 2A UND 2B BEIM EINBAU IM WINTER 1998/1999 AUßERHALB DER MESSFLÄCHEN (STANDARDABWEICHUNG IN KLAMMERN)	79
TAB. 6.5:	GESÄTTIGTE WASSERLEITFÄHIGKEIT K_F , TROCKENDICHTE ρ_D UND VERDICHUNGSGRAD DPR AUF STATION 2A UND 2B BEIM EINBAU IM SOMMER 1999 INNERHALB DER MESSFLÄCHEN (STANDARDABWEICHUNG IN KLAMMERN; AUS DER KONTROLLIERT VERDICHTETEN SCHICHT WURDEN EINZELPROBEN UNTERSUCHT)	80
TAB. 6.6:	GESÄTTIGTE WASSERLEITFÄHIGKEIT K_F , TROCKENDICHTE ρ_D UND VERDICHUNGSGRAD DPR AUF STATION 2A UND 2B IN DER KONTROLLIERT VERDICHTETEN SCHICHT BEI DER ZWISCHENUNTERSUCHUNG (2 JAHRE NACH DEM EINBAU IM HERBST 2001; STANDARDABWEICHUNG IN KLAMMERN)	81
TAB. 6.7:	GEGENÜBERSTELLUNG DER PORENANTEILE VON STATION 2A UND 2B FÜR DIE UNTERSUCHUNGEN 1999 UND 2001	90
TAB. 6.8:	MONATLICHE NIEDERSCHLÄGE [MM] IN CASTROP-RAUXEL, AUF DER FREILANDSTATION BOCHUM (1999-2003) UND LANGJÄHRIGES MITTEL DER FREILANDSTATION (1991-1998) SOWIE DER STADTSTATION (1912-1998) IN BOCHUM	93
TAB. 6.9:	MONATLICHE MITTLERE LUFTTEMPERATUR [°C] IN CASTROP-RAUXEL, AUF DER FREILANDSTATION BOCHUM (1999-2003) UND LANGJÄHRIGES MITTEL DER FREILANDSTATION (1991-1998) SOWIE DER STADTSTATION (1912-1998) IN BOCHUM	95
TAB. 6.10:	ZAHL DER HEIßEN TAGE, SOMMERTAGE, FROSTTAGE UND EISTAGE, ZEITRÄUME OHNE FROST UND VEGETATIONSZEITRÄUME WÄHREND DES VERSUCHSZEITRAUMS (1999-2003)	95
TAB. 6.11:	KORRELATIONSKOEFFIZIENTEN DER TÄGLICHEN DIFFERENZEN DER TENSIO-METERWERTE [KPA/D] UND DER TAGESLUFTDRUCKDIFFERENZEN [HPA/D] (ZEITRAUM 04.09.99 BIS 31.12.2003; ANZAHL DER WERTE: 1580)	101

TAB. 6.12:	NIEDERSCHLAG UND VERDUNSTUNG NACH HAUDE IM ZEITRAUM 29.01.1999 BIS 31.10.03	102
TAB. 6.13:	VAN-GENUCHTEN-PARAMETER DER STATION 2 AUS DEN WASSERSPANNUNGS-WASSERGEHALTS-BEZIEHUNGEN DER GELÄNDE-DATEN (ZEITRAUM: 10.09.1999 BIS 18.12.2003)	126
TAB. 6.14:	HORIZONTBLECH-ABFLUSS DER STATION 1A [L] UND NIEDERSCHLAG [MM]	137
TAB. 6.15:	HORIZONTBLECH-ABFLUSS DER STATION 1B [L] UND NIEDERSCHLAG [MM]	139
TAB. 6.16:	ABFLUSS AN DEN STATIONEN 2A UND 2B IN L/M ² (+/- 1% SIEHE KAPITEL 5.3.4) SOWIE IN % DES NIEDERSCHLAGS	141
TAB. 6.17:	BERECHNETER AUFWÄRTS UND ABWÄRTS GERICHTETER FLUSS IN DAMPF-FÖRMIGER PHASE [MM] AUF STATION 2 (04.09.1999 – 31.12.2003)	154
TAB. 6.18:	BETONWANNEN- UND DRAINAGEABFLUSS AUF STATION 2A IN DEN HYDROLOGISCHEN HALBJAHREN (09.1999 BIS 12.2003); BETONWANNENABFLUSS IN PROZENT DER POTENTIELLEN ZUSICKERUNG IN DIE DEPONIE (SUMME AUS DRAINAGEABFLUSS UND BETONWANNENABFLUSS) (IN KLAMMERN POTENTIELLE ABWEICHUNG [L/M ²] AUFGRUND DES MESSFEHLERS DER KIPPZÄHLER)	168
TAB. 6.19:	LATERALER ABFLUSS AN DEN STATIONEN 2X IM VERGLEICH ZUM DRAINAGE-ABFLUSS IN L/M ² SOWIE IN % DES NIEDERSCHLAGS (11.2001 BIS 12.2003) (FEHLER BEI DER ABFLUSSMENGENERFASSUNG +/-1%, SIEHE KAPITEL 5.3.4; FEHLER BEI DER NIEDERSCHLAGSERFASSUNG SIEHE KAPITEL 5.3.2.1)	170
TAB. 6.20:	DARSTELLUNG DER ZEITRÄUME UND ABFLUSSMENGEN [L/M ²] DER LATERALEN ABFLUSSEREIGNISSE AUF STATION 2X (ZEITRAUM 11/01- 12/03) (FEHLER BEI DER ABFLUSSMENGENERFASSUNG +/-1%, SIEHE KAPITEL 5.3.4)	177
TAB. 7.1:	STATIONEN 1A UND 1B: WASSERBILANZGRÖßEN NACH DER KOMBINIERTEN KLIMATISCHEN WASSERBILANZ-/WASSERSCHIEDEN-METHODE (ZEITRAUM: 29.01.1999 – 31.12.2003)	197
TAB. 7.2:	STATIONEN 2A UND 2B: WASSERBILANZGRÖßEN NACH DER KOMBINIERTEN KLIMATISCHEN WASSERBILANZ-/WASSERSCHIEDEN-METHODE UND GEMESSENER BETONWANNENABFLUSS (ZEITRAUM: 04.09.1999 – 31.12.2003)	202
TAB. 7.3:	STATIONEN 2A/2B UND 2AX/2BX: WASSERBILANZGRÖßEN NACH DER KOMBINIERTEN KLIMATISCHEN WASSERBILANZ-/WASSERSCHIEDEN-METHODE (ZEITRAUM: 01.11.2001 – 31.12.2003)	205
TAB. 8.1:	GEMESSENE, NACH DER KOMBINIERTEN KLIMATISCHEN WASSERBILANZ-/WASSERSCHIEDEN-METHODE BERECHNETE UND SIMULIERTE WASSERHAUSHALTSGRÖßEN FÜR DIE STATION 2A (04.09.1999 BIS 31.10.2003)	209
TAB. 8.2:	GEMESSENE, NACH DER KOMBINIERTEN KLIMATISCHEN WASSERBILANZ-/WASSERSCHIEDEN-METHODE BERECHNETE UND SIMULIERTE WASSERHAUSHALTSGRÖßEN FÜR DIE STATION 2B (04.09.1999 BIS 31.10.2003)	217

TAB. 8.3:	SIMULATIONSERGEBNISSE BEI UNTERSCHIEDLICHEN K_F -WERTEN DER MINERALISCHEN DICHTUNG UND FELDERGEBNISSE (ZEITRAUM NOVEMBER 2001 BIS OKTOBER 2003)	223
-----------	---	-----

10.4 Abkürzungsverzeichnis

Im Text häufig verwendete Abkürzungen

AbfAbIV	Abfall-Ablagerungsverordnung
AbfG	Abfallbeseitigungsgesetz
cm WS	Zentimeter Wassersäule
DepV	Deponieverordnung
DIN	Deutsche Industrienorm
EU	Europäische Union
EU-DeponieRI	Europäische Deponierichtlinie
exp.	experimentell
FK	Feldkapazität
Gew.-%	Gewichtsprozent
KDB	Kunststoffdichtungsbahn
KrW/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
LK	Luftkapazität
nFK	nutzbare Feldkapazität
PEHD	Polyethylen hoher Dichte
pF-Kurve	Beziehung zwischen Wassergehalt und Wasserspannung in einer Kurve dargestellt
TA Abfall	Technische Anleitung Abfall
TASi	Technische Anleitung Siedlungsabfall
TDR	Time Domain Reflectometry
UV	Ultraviolettstrahlung
mg	milligramm
Vol.-%	Volumenprozent
cm	Zentimeter
cm/d	Zentimeter pro Tag

hPa	Hektopascal
kPa	Kilopascal
K/m	Kelvin pro Meter
k_f	gesättigte Wasserleitfähigkeit
k_u	ungesättigte Wasserleitfähigkeit
l	Liter
l/min	Liter pro Minute
m	Meter
m ²	Quadratmeter
ml	Milliliter
mm	Millimeter
m/s	Meter pro Sekunde
μm	Mikrometer
σ	Standardabweichung
ρ_b	Trockendichte
d_{pr}	Verdichtungsgrad
Θ	Wassergehalt
ψ	Wasserspannung

Anhang

Anhang I: Fotos



Bild A 5.1: Schürfgrube Station 1b (Juni 1998)



Bild A 5.2: Probenentnahme an Station 1a (Juni 1998)



Bild A 5.3: Horizontblech mit Kippzähler auf Versuchsstation 1a



Bild A 5.4: Vierteilige Betonwannen



Bild A 5.5: Betonwanne mit Kies-Sandfüllung (Oktober 1998)



Bild A 5.6: Einbau der Flächendrainage auf Station 2a

Anhang II: Tabellen

Tabelle 1: Standardabweichungen der gemessenen Tensiometerwerte aller sechs Parallelen einer Messtiefe vom Mittelwert auf Station 2a (Zeitraum Januar 2000 bis Dezember 2003)

Station 2a		30	60	90	120	150	180	210
2000	min	0,75	2,18	0,32	0,27	0,5	0,57	0,11
	max	29,82	19,67	8,22	1,8	1,4	2,11	1,41
2001	min	0,37	0,4	0,32	0,2	0,37	0,75	0,19
	max	35,65	35,91	26,04	6,83	3,14	2,54	1,72
2002	min	0,16	0,25	0,15	0,09	0,45	0,48	0,49
	max	30,98	5,42	4,48	3,2	1,23	5,01	2,42
2003	min	0,03	0,22	0,17	0,27	0,65	0,65	0,54
	max	40,67	23,16	21,09	14,94	2,27	3,73	2,6

Tabelle 2: Standardabweichungen der gemessenen Tensiometerwerte aller sechs Parallelen einer Messtiefe vom Mittelwert auf Station 2b (Zeitraum Januar 2000 bis Dezember 2003)

Station 2b		30	60	90	120	150	180	210
2000	min	0,91	1,7	0,65	0,17	0,53	0,21	0,61
	max	39,97	20,22	6,64	2,45	1,72	1,8	1,89
2001	min	0,33	0,27	0,42	0,42	0,65	0,49	0,77
	max	46,1	27,89	12,6	7,61	3,24	3,52	3,72
2002	min	0,52	0,07	0,2	0,22	0,24	0,31	1,17
	max	20,24	6,42	3,82	3,37	2,67	3,92	3,85
2003	min	0,55	0,11	0,19	0,46	1,55	0,32	0,53
	max	54,4	37,07	23,6	16,52	4,14	3,57	2,19