

**Wasserbilanzierung der Oberflächen-Abdichtung von
Deponien unter Verwendung mathematischer
Bilanzierungsmodelle**

Zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der
Naturwissenschaften an der Fakultät Bauingenieur-, Geo- und
Umweltwissenschaften der Universität Karlsruhe genehmigte

Dissertation

von

Dipl.-Geol. André Gerlach

aus Annweiler am Trifels

2007

Tag der mündlichen Prüfung: 29.01.2007

Referent: Prof. Dr. H. Hötzl, Universität Karlsruhe (TH)

Korreferent: Prof. Dr. S. Wohnlich, Ruhr Universität Bochum

KURZFASSUNG

Auf der Hausmülldeponie Karlsruhe-West werden seit 13 Jahren Lysimetertestfelder betrieben. Der Bau der Lysimeter hatte das Ziel des Nachweises der Gleichwertigkeit zwischen einem alternativen Oberflächenabdichtungssystem (mineralische Abdichtung mit untenliegender Kapillarsperre) und dem Regelsystem nach TA Si (TA Siedlungsabfall, 1993) zu erbringen. Im Zuge dieser Überwachungsarbeiten wurde zur Ermittlung der Wasserbilanz auch das Computerprogramm HELP (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*) eingesetzt. HELP ist ein quasi-zweidimensionales hydrologisches Modell das speziell für die Wasserbilanzierung von Deponien konzipiert wurde. Das Modell benötigt dazu Wetter-, Boden- und Geometriedaten. Zur Prüfung der Realitätsnähe von HELP wurden die berechneten Ausgabedaten mit den gemessenen Daten eines Lysimetertestfeldes verglichen und angepasst. Die Modellierungen mit dem Wasserbilanzmodell HELP zeigen, dass in Bezug auf die Oberflächenabdeckung der Deponie Karlsruhe-West, ein ausreichend gutes Modell erstellt werden kann. HELP ist jedoch nicht in der Lage, die Kapillarsperre der Oberflächenabdichtung zu berücksichtigen.

Mittels eines Korrekturfaktors, der aus den Ergebnissen des Lysimetertestfeldes der Deponie Karlsruhe-West abgeleitet wurde, kann die Sickerwassermenge unterhalb der Kapillarsperre näherungsweise bestimmt werden. Weiterhin zeigt sich, dass die Lysimetermessungen, welche im kleinen Maßstab ermittelt wurden, nicht direkt auf ein größeres Umfeld übertragen werden können. Die Ursache für diesen „*größenabhängigen Effekt*“ konnte auf die unterschiedliche Länge des Lysimetertestfeldes- und der Gesamtabdichtung der Deponie zurückgeführt werden. Dieser Effekt lässt sich durch die Zunahme der Abflussmenge innerhalb der Dränschicht bei größer werdender Dränschichtlänge und dem daraus resultierenden erhöhten hydraulischen Druck auf die mineralische Dichtungsschicht erklären.

Mit dem Hydrus 2D Modellprogramm kam ebenfalls auch ein zweidimensionales Modellprogramm, das für verschiedenste Fragestellungen der Hydrologie und Hydrogeologie genutzt werden kann, zum Einsatz. Dieses Modell erlaubt die Berechnung der gesamten Wasserbilanz der Oberflächenabdichtung unter Berücksichtigung der Kapillarsperre. Erstmals wird hier ein Auswerteverfahren vorgestellt, dass die quantitative Bestimmung der Dränrohrabflüsse eines Lysimetertestfeldes mit dem Hydrus 2D Modell erlaubt und die Ergebnisse der HELP Modellierung bestätigt.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde ebenfalls ein Temperaturmessnetz innerhalb der temporären Deponieabdeckung und der Deponieoberflächenabdichtung erstellt, um die Wirkung der

Reduktion von Sickerwässern und den damit verbundenen Temperaturänderungen zu untersuchen.

ABSTRACT

For alternative surface sealing systems, the TA-Si (Technical Instruction for Sanitary Waste) explicitly requires proof of equivalence. To provide that proof, a test field, including an integrated macro-scale lysimeter of 10 * 40 meters, has been installed at the sanitary landfill Karlsruhe-West. This lysimeter has been used to obtain water-balance data on the alternative sealing system for 13 years. The analysis of the water-balance of the lysimeter gives an overview of the efficiency of the sealing system. The here used sealing system consists of 2 m vegetation support layer, underlined by 15 cm gravel drainage layer, a 50 cm clay-liner and 45 cm capillary-barrier. Additionally, the water balance of the landfill is yearly calculated with the numerical model HELP (Hydrological Evaluation of Landfill Performance). HELP is a quasi two-dimensional model which is designed especially for water-balance of landfills and requires the input of weather, soil and structural data of a real system.

A comparison between the HELP model results and the measured data of the lysimeter was carried out to test the ability of the HELP model to describe the natural system correctly. Based on the calculation of the model and the measured data of the lysimeter, an exhaustive evaluation of the water balance for the complete landfill sealing system was done. HELP is not able to calculate the effects of a capillary barrier. Therefore a correction factor based on the output data of the lysimeter is introduced. Due to this, a calculation of the amount of water percolating through the capillary barrier is possible.

By said comparison it was found, that the calculated percolation water for the complete landfill sealing system is about three and a half times higher than the one measured with the lysimeter.

The comparison showed, that those differences are proportional to the inclination and length of the slope. It turns out that results, obtained from a small area, can not be extrapolated on a big area without considering these geometrical parameters. For the calculation of the water balance of the sealing system of the landfill Karlsruhe-West, the HELP model is an essential tool. The calculation showed, that it is possible to create a water balance with the HELP model. (In this context it is essential to calibrate the HELP model using the measured data of a lysimeter.)

Additionally, the water balance of the lysimeter was modelled with hydrological computer based model Hydrus 2D. With Hydrus 2D it is possible to include the effect of capillary barrier. That means, this model can be used for modelling the complete sealing system of the landfill. Finally, an array of temperature sensors was distributed in the mineral sealing layer, located in a septh of 2 m. Measurements in 2004 and 2005 show that the temperature is

independent from daily external weather conditions and can exceed 25 °C which is a critical temperature for the the mineral sealing layer. Exceeding this temperature for a long term could reduce the sealing mineral layer.

VORWORT UND DANKSAGUNG

Herrn Prof. Dr. H. Hötzl, Lehrstuhl für Angewandte Geologie (AGK) danke ich für die Vergabe dieser Arbeit, für die Betreuung und Diskussionsbereitschaft sowie für die Freiheit bei der Bearbeitung des Themas.

Diese Dissertation entstand im Rahmen des Projektes „Oberflächenabdichtung der Deponie Karlsruhe-West“ der Stadt Karlsruhe, Amt für Abfall (AfA). Ich danke den Mitarbeitern des AfA und ganz besonders Herrn Dipl.-Ing. A. Hoetzel für die zahlreichen Projekte die wir bearbeiten durften und welche diese Arbeit erst ermöglichten.

Herrn Prof. Dr. S. Wohnlich, Institut für Angewandte Geologie der Ruhr-Universität Bochum, danke ich für die Übernahme des Korreferats und dem Interesse an der Arbeit.

Mein besonderer Dank gilt Dr. V. Giurgea, meinem ständigen Begleiter, Kollegen und Freund während der vielen Projektarbeiten die wir gemeinsam geplant und erfolgreich durchgeführt haben.

Eine solche Arbeit entsteht nur weil andere Menschen mithelfen. Ich möchte mich daher besonders bei meiner Frau bedanken, für ihre Nachsicht und Unterstützung. Außerdem hielt sie mir für meine Höhenflüge und Abstürze den Rücken frei.

Mein Dank gilt auch meinen Kollegen, Mitarbeitern und wissenschaftlichen Hilfskräften am Lehrstuhl für Angewandte Geologie für die Diskussions- und Hilfsbereitschaft.

INHALTSVERZEICHNIS

KURZFASSUNG	II
ABSTRACT	IV
VORWORT UND DANKSAGUNG	VI
INHALTSVERZEICHNIS	VII
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	XI
TABELLENVERZEICHNIS	XVII
SYMBOL- UND ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	XIX
1 EINLEITUNG	1
1.1 Die Hausmülldeponie Karlsruhe-West.....	3
1.2 Morphologischer, geologischer und hydrogeologischer Überblick über das Umfeld der HMD Karlsruhe-West	5
1.3 Die Abdichtung der Deponieoberfläche.....	8
2 WASSERBILANZIERUNG.....	11
2.1 Lysimetertestfeld II der HMD Karlsruhe-West	12
2.2 Wasserbilanzierung mit mathematischen Modellen	15
2.2.1 Das HELP Modell	17
2.2.2 Das Hydrus 2D Modell	18
3 ERMITTLUNG DER EINGANGSGRÖßEN FÜR DIE MODELLIERUNG UND FELDVERSUCHE	19
3.1 Die Bestimmung der hydraulischen Eigenschaften	19
3.2 Bestimmung der Feucht- und Trockendichte, Porosität und Wassergehalte	21
3.3 Entwässerungsversuche.....	23
3.3.1 Bestimmung der gesättigten Durchlässigkeit mit dem Darcy-Versuch	24
3.3.2 Bestimmung des Sättigungswassergehaltes	25
3.3.3 Bodenhydraulische Parameterkurven $\Psi = f(\Theta)$	25

3.3.4	Bestimmung der Feldkapazität (FK) und des Permanenten Welkepunktes (PWP)	27
3.3.5	Ergebnisse der Entwässerungsversuche	28
3.4	Bodenfeuchteprofilmessungen mit der Neutronensonde	32
3.4.1	Grundlagen der Bodenfeuchtemessungen mit der Neutronensonde	33
3.4.2	Kalibrierung der Neutronensonde	36
3.4.3	Zusammenfassung und Interpretation der Kalibrierung der Neutronensonde	42
3.4.4	Ergebnis der Bodenfeuchtemessungen mit der Neutronensonde	44
3.5	Temperaturmessungen innerhalb der Oberflächenabdichtung und der temporären Oberflächenbedeckung der HMD Karlsruhe-West	46
3.5.1	Konstruktion der Temperatursonden	47
3.5.2	Ergebnisse der Temperaturmessungen in der Oberflächenabdichtung	51
4	WASSERBILANZIERUNG MIT DEM HELP MODELL	54
4.1	Dateneingabe	54
4.2	HELP Modellgeometrie	54
4.3	HELP Wetterdaten und Daten für die Bestimmung der Evapotranspiration	55
4.3.1	Tagessummen des Niederschlages	55
4.3.2	Mittel der Tageslufttemperatur	57
4.3.3	Quartalsmittel der relativen Luftfeuchte	58
4.3.4	Tagessumme der Globalstrahlung	58
4.3.5	Jahresmittel der Windgeschwindigkeit	59
4.3.6	Verdunstungstiefe	60
4.3.7	Maximaler Blattflächenindex (BFI)	60
4.3.8	Vegetationsperiode	60
4.4	Validierung und Sensitivitätsanalyse	61
4.4.1	Validierung	61
4.4.2	Sensitivitätsanalyse	61

4.4.2.1	Parameter der Sensitivitätsanalyse	62
4.4.2.2	Ergebnisse der Modellsensitivitätsanalyse	70
4.5	Kalibrierung des HELP Modells	70
4.5.1	Wasserbilanz des Lysimetertestfeldes II für 2002 bis 2005	72
4.5.2	Ergebnisse der Modellanpassung	76
4.5.3	Interpretation der Abweichungen der Wasserbilanzen von HELP und Lysimeter	76
4.6	Erstellung der Wasserbilanz der Oberflächenabdichtung der HMD Karlsruhe-West mit dem HELP Modell	78
4.6.1	Die Bestimmung der Abflusshöhen der Kapillarsperre und der Sickerwassermenge der Gesamtabdichtung der Deponie	81
4.7	Bestimmung der Wasserbilanz der gesamten Oberflächenbedeckung der HMD Karlsruhe-West	83
4.7.1	Ausweisung von Homogenitätsbereichen	83
4.7.2	Sickerwassermengen der Homogenitätsbereiche	84
4.7.3	Sickerwassermenge der gesamten HMD Karlsruhe-West für die Jahre 1999 bis 2005	86
4.8	Längenabhängiger und neigungsabhängiger Effekt	87
4.8.1	Untersuchung des Längen- und Neigungsabhängigen Effekts	88
4.8.1.1	Theorie des Dränabflusses und der Sickerwasserberechnung von HELP	89
4.8.1.2	Parameterstudie	90
4.8.1.3	Ergebnis Variation der Dränschichtlänge	91
4.8.1.4	Ergebnis der Variation der Hangschichtlänge und der Hangneigung	92
4.8.2	Ursache des längen- und neigungsabhängigen Effektes	93
5	WASSERBILANZIERUNG MIT DEM HYDRUS 2D – MODELL	95
5.1	Einleitung	95
5.2	Hydrus 2D Parametrisierung	96
5.3	Festlegung der Rahmenbedingungen	97

5.4	Wetter- und Bodendaten.....	97
5.5	Erstellung der Modellgeometrie und des Finite Elemente Netzes	98
5.6	Eingabe der Modellrandbedingungen	100
5.7	Ausgabedaten	101
5.8	Die Erstellung einer Wasserbilanz des Lysimetertestfeldes II mit Hydrus 2D.....	101
5.9	Ergebnisse der Wasserbilanzierung des Lysimetertestfeldes II mit Hydrus 2D	106
5.10	Vergleich der Hydrus 2D modellierten und im Lysimetertestfeld II gemessenen Wasserbilanzen.....	108
5.11	Erstellung der Wasserbilanz der Oberflächenabdichtung mit unterschiedlichen Hanglängen.....	110
5.12	Zusammenfassung der Ergebnisse der Wasserbilanzierung mit Hydrus 2D	113
6	ZUSAMMENFASSUNG.....	115
7	LITERATUR.....	118

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

- Abbildung 1: Orthobilder der Deponiefläche 1953 vor der Inbetriebnahme und 2004 (Bildgrundlage, STADT KARLSRUHE). 3*
- Abbildung 2: Veränderungen des Rheinverlaufs (Abbildung verändert nach THÜRACH, 1912) und die Lage des 1901 eröffneten Rheinhafens und der 1959 eröffneten HMD Karlsruhe-West mit Profillinie (vgl. Abb. 3). Die Basis der HMD Karlsruhe-West bilden Ablagerungen einer ehemals abgeschnittenen Rheinschlinge welche mit tonig-schluffigem Material im ruhigen Milieu aufgefüllt wurde. 6*
- Abbildung 3: Geologisches Profil (überhöht) des Umfeldes der HMD Karlsruhe-West (vgl. Abb. 2) . Im NW-Teil bilden Schluffe und im SE-Teil Tone die Basis der Deponie. Eine durchgehende geologische Barriere ist nicht vorhanden (Abbildung verändert, nach ING. BÜRO ROTH & PARTNER, 1990). 7*
- Abbildung 4: Schichtenaufbau der Oberflächenabdichtung der HMD Karlsruhe-West (7,5 ha). Die Oberflächenabdichtung besteht von oben nach unten aus 2 m Wurzelboden, 15 cm Oberer Kiesflächenfilter, 50 cm mineralische Abdichtung, 30 cm Kapillarschicht und 15 cm Kapillarbruchschicht (Bildgrundlage: GIURGEA & HÖTZL, 2004). 9*
- Abbildung 5: Skizze der Oberflächenabdichtung mit verstärkter mineralischer Abdichtung und unterliegender Kapillarsperre sowie der Wasserbilanzkomponenten N , ET , Q_{Ao} , Q_{OKF} , Q_{Min} , Q_{KS} , Q_{KBS} und ΔS 11*
- Abbildung 6: Schematischer Querschnitt des neuen Lysimetertestfeldes (Testfeld II A) mit Neutronensonden-messstellen (nach ROTH & PARTNER, 2000). 13*
- Abbildung 7: Schematischer Querschnitt des neuen Lysimetertestfeldes (Testfeld II B) mit Neutronensonden-messstellen (nach ROTH & PARTNER, 2000). 14*
- Abbildung 8: Topographische Karte der HMD Karlsruhe-West mit Lage der Probenentnahmestellen und des Lysimetertestfeldes II sowie der vier zusätzlichen Neutronensondenmessstellen (topographische Grundlage ROTH & PARTNER, 2002). 20*
- Abbildung 9: Numerisch angepasste Saugspannungs-Wassergehaltskurve (Retentionskurve) sowie die Ermittlung der Feldkapazität (FK), des Permanenten Welkepunktes (PWP) und der nutzbaren Feldkapazität (nFK) am Beispiel der Probe P23. 24*

-
- Abbildung 10: Skizziertes Messprinzip der Neutronensonde..... 34*
- Abbildung 11: Theoretische Aufenthaltswahrscheinlichkeit von 95 % aller schnellen Neutronen bzw. die Größe des Interaktionsraums von schnellen Neutronen. Hier als rechnerisches Beispiel an einem sandigen, schluffigen und tonigen Messumfeld. Dieser Interaktionsraum entspricht dem Messradius der Neutronensonde..... 35*
- Abbildung 12: Kalibrierung der neuen Neutronensonde durch Annäherung an die Daten der alten Neutronensonde unter Verwendung einer empirischen Funktion. Links: gemessene Relativwerte der neuen Neutronensonde (R'), rechts: gemessene Relativwerte der alten Neutronensonde (R) und Mitte: Annäherung der Messdaten der neuen Neutronensonde unter Verwendung einer empirischen Funktion ($R=f(R')$). Dargestellte Ergebnisse stammen aus Neutronensondenmessungen innerhalb des Lysimetertestfeldes II, Messtelle NS 7. 37*
- Abbildung 13: Probenentnahme vom 13.10.2005 auf der Dammkrone für die Bestimmung des gravimetrischen Wassergehaltes. Im Vordergrund, die mit Wasser befüllte Seite des Versuchsdammes. Probenentnahmegesäß, T-förmiger Gegenstand in der Bildmitte. Links, Kiste mit luftdicht verschlossenen Probenbehälter. 38*
- Abbildung 14: Vergleich der Bodenfeuchtemessungen vom 30.8.2005 mittels Neutronensonde und Bodenproben. 39*
- Abbildung 15: Vergleich der Bodenfeuchtemessungen vom 22.9.2005 mittels Neutronensonde und Bodenproben. 40*
- Abbildung 16: Vergleich der Bodenfeuchtemessungen vom 13.10.2005 mittels Neutronensonde und Bodenproben 41*
- Abbildung 17: Bestimmung von Bodenfeuchteprofilen mit der Neutronensonde innerhalb der Messstellen NSM 1, NSM 2, NSM 3 und NSM 4 vom 15.08.bis 15.10.2002. Die Verdunstungstiefe der Messstellen ist vom umgebenden Bodenmaterial abhängig und beträgt bei NSM 2 ca. 100 cm, bei NSM 3 ca. 60 cm und bei NSM 4 ca. 75 cm. Aufgrund des hohen Kunststoffgehalts des Umfeldes der Messstelle NSM 1 und den damit verbundenen Schwankungen der Messwerte, kann für NSM 1 keine Verdunstungstiefe bestimmt werden..... 45*
- Abbildung 18: Konstruktionsplan der Temperaturmesssonden. Pt-100 Temperatur-Widerstandselement in einer Hülse aus PVC-Kunststoff innerhalb einer*

<i>Neutronensondenmessstelle. Die Messung des Widerstandes erfolgt an der Deckeloberseite mittels zweier Kontakte.....</i>	<i>48</i>
<i>Abbildung 19: Kalibrierung der Messsonde S2 durch Messungen im wassergefüllten Eimer bei Temperaturen von 3 °C bis 75 °C sowie unter Berücksichtigung der Kalibrierfunktion nach DIN 43760 und des Eigenwiderstandes der Gesamtkonstruktion. Berechnete als auch gemessene Kalibrierfunktion sind deckungsgleich. Wobei die Gerade aus den Messungen sowie die Funktion aus der DIN 43760+1 Ohm deckungsgleich sind.....</i>	<i>49</i>
<i>Abbildung 20: Oben: Messung des Widerstandes einer Temperatursonde. Unten: Temperaturmesssonden, mit Sondenhülse (links) und Deckel mit Messkontakten auf der Deckeloberseite (rechts).....</i>	<i>50</i>
<i>Abbildung 21: Lageplan der Temperaturmessstellen, wobei 8 Messstellen für die Messung der Temperatur direkt über der mineralischen Dichtschicht im Bereich der Oberflächenabdichtung lokalisiert sind. Eine weitere Temperaturmessstelle wurde im Bereich des Müllkörpers errichtet.....</i>	<i>52</i>
<i>Abbildung 22: Graphische Darstellung der Messdaten der Temperaturmessstellen S1 bis S9 für 2004 und 2005.....</i>	<i>53</i>
<i>Abbildung 23: Tagessummen des Niederschlages [mm] für die Modelljahre 2002 bis 2005. ..</i>	<i>56</i>
<i>Abbildung 24: Mittlere Tagestemperaturen [°C] für die Modelljahre 2002 bis 2005.....</i>	<i>57</i>
<i>Abbildung 25: Quartalsmittel der relativen Luftfeuchte für die Modelljahre 2002 bis 2005....</i>	<i>58</i>
<i>Abbildung 26: Tagessummen der Globalstrahlung [MJ/m²] für die Modelljahre 2002 bis 2005.</i>	<i>59</i>
<i>Abbildung 27: Veränderung der realen Evapotranspirationshöhe durch die Variation des Blattflächenindex zwischen 0 und 5 bei einer Verdunstungstiefe von 90 cm.....</i>	<i>63</i>
<i>Abbildung 28: Veränderung der realen Evapotranspirationshöhe durch die Variation der Verdunstungstiefe (VT) zwischen 50 cm und 200 cm.....</i>	<i>64</i>
<i>Abbildung 29: Veränderung der Sickerwasserhöhe durch die Variation der Hangneigung (HN) zwischen 0,6 ° und 23,5 ° bei einer Modellhanglänge von 20 m.....</i>	<i>64</i>
<i>Abbildung 30: Die Änderung der Summe der Durchsickerung (September 2002 bis Dezember 2003) der mineralischen Dichtschicht als Funktion der Hangneigung bei einer Hanglänge von 20 m.....</i>	<i>65</i>

<i>Abbildung 31: Veränderung der Sickerwasserhöhe durch die Variation der Dränschichtlänge zwischen 1 und 80 m bei einer Hangneigung von 23,5 °</i>	66
<i>Abbildung 32: Veränderung der realen Evapotranspirationshöhe durch Variation der Feldkapazität (FK) der Wurzelbodenschicht von 0,23 bis 0,30</i>	67
<i>Abbildung 33: Veränderung der Dränabflusshöhe des OKF durch Variation der Feldkapazität (FK) der Wurzelbodenschicht von 0,23 bis 0,30</i>	67
<i>Abbildung 34: Veränderung der Dränabflusshöhe des OKF durch Variation des Permanenten Welkepunktes der Wurzelbodenschicht (PWP) von 0,12 bis 0,18</i>	68
<i>Abbildung 35: Veränderung der Dränabflusshöhe des OKF durch Variation des Durchlässigkeitsbeiwertes (k_f) der Wurzelbodenschicht</i>	69
<i>Abbildung 36: Veränderung der Dränabflusshöhe des OKF durch Variation der Porenzahl (n) der Wurzelbodenschicht von 0,35 bis 0,5</i>	69
<i>Abbildung 37: Vergleich der Ergebnisse der Wasserbilanzierung mit Lysimetermessungen und HELP Modellkalibrierung für den Zeitraum 2002 bis 2005</i>	73
<i>Abbildung 38: Vergleich der HELP Modellergebnisse [mm] für die Modellierung des Lysimetertestfeldes (0,02 ha) und die der Gesamtabdichtung (7,5 ha)</i>	79
<i>Abbildung 39: Skizze des Aufbaus der unteren drei Schichten des Lysimetertestfeldes und Auftrennung des Abflusses der mineralischen Dichtungsschicht (Q_{Min}) in die zwei Abflüsse der Kapillarschicht (Q_{KS}) und der Kapillarbruchschicht (Q_{KBS})</i>	82
<i>Abbildung 40: Topographische Karte der HMD Karlsruhe-West und die Verteilung der Homogenitätsbereiche der Deponieoberfläche am Beispiel des Modelljahres 2005</i> ...	84
<i>Abbildung 41: Sickerwassereintrag der jeweiligen Homogenitätsbereiche in mm für das Jahr 2005</i>	85
<i>Abbildung 42: Sickerwassereintrag der jeweiligen Homogenitätsbereiche in m^3 für das Jahr 2005</i>	85
<i>Abbildung 43: Mittels HELP Modellierung ermittelte tatsächliche Sickerwassermenge der gesamten Deponie unter Berücksichtigung des Kapillarsperreneffektes der Dichtungsschicht für die Jahre 1999 bis 2005. Zum Vergleich die Sickerwassermenge bei vollständiger Abdichtung der Deponieoberfläche sowie der Beitrag der derzeitigen Abdichtung am Gesamtsickerwasseranteil</i>	87

<i>Abbildung 44: Gegenüberstellung der Wasserabflusshöhe der mineralischen Dichtungsschicht ($Q_{Min.}$) und der Dränschichtabflusshöhe (OKF Abfluss) bei unterschiedlichen Hanglängen bei einer Hangneigung von 23,5 °.....</i>	<i>91</i>
<i>Abbildung 45: Anstieg des Abflusses der mineralischen Dichtschicht ($Q_{Min.}$) mit zunehmender Hanglänge. Am Beispiel des Modelltages 1. Januar 2003 bei einer Hangneigung von 23,5 °. Die Abflussmenge der Gesamtabdichtung mit einer Hanglänge von 80 m entspricht dabei dem 3,5-fachen des Abflusses des Lysimetertestfeldes mit einer Hanglänge von 20 m.....</i>	<i>92</i>
<i>Abbildung 46: Gegenüberstellung der Wasserabflusshöhe der mineralischen Dichtungsschicht ($Q_{Min.}$) und der Dränschichtabflusshöhe (Q_{OKF}) bei unterschiedlichen Hangneigungen bzw. Dränschichtneigungen anhand der zwei Längenvarianten 10 m und 80 m.</i>	<i>93</i>
<i>Abbildung 47: Skizzierter Verlauf des Dränabflusses auf kurzer, geneigter und durchlässiger Sohle.</i>	<i>93</i>
<i>Abbildung 48: Skizzierter Verlauf des Dränabflusses auf langer, geneigter und durchlässiger Sohle.</i>	<i>94</i>
<i>Abbildung 49: Eingabe der Geometrie des 20 m langen Modelllysimeters. Der rot umrahmte Ausschnitt, im Bild rechts unten, verdeutlicht die Lage der drei Dränrohre und die Schichtgrenzen.....</i>	<i>99</i>
<i>Abbildung 50: Ansicht der Knotenpunkte im Finite Elemente Netz.....</i>	<i>99</i>
<i>Abbildung 51: Vier Fensterausschnitte des Hydrus 2D Modells für die Definition der Modellrandbedingungen. Fenster 1: Definition der Lokalität der Modellrandbedingungen (rot). Fenster 2: Definition der hydraulischen Eigenschaften der Knotenpunkte, Fenster 3: Die Definition des Anfangswassergehaltes und Fenster 4: Die Definition der Beobachtungspunkte (kleine, rote Quadrate).</i>	<i>100</i>
<i>Abbildung 52: Verlauf der Änderung des vol. Wassergehaltes der OKF-Schicht ohne Wetterdaten, schwarze Linie und der Verlauf mit Wetterdaten, dunkelgraue Linie. Die Differenz aus beiden ergibt die abflusswirksamen Wassergehaltsänderungen (graue Fläche) mit welchen die Separierung des Gesamtdränrohrabflusses möglich ist.</i>	<i>102</i>
<i>Abbildung 53: Die Anpassung (rot) des abflusswirksamen Wassergehaltes (grün) an den Verlauf des Gesamtdränrohrabflusses von Hydrus 2D (schwarz).</i>	<i>103</i>
<i>Abbildung 54 Abflusswirksame Wassergehaltsänderungen der OKF-, KS- und KBS- Schicht.</i>	<i>104</i>

<i>Abbildung 55: Die Gesamtabflusshöhe und die Verteilung der Dränabflusshöhen der drei Dränrohre des Lysimetertestfeldes, ermittelt aus den Feuchtedaten der Beobachtungspunkte und nach Berücksichtigung der Leerlaufsfunktion.</i>	<i>105</i>
<i>Abbildung 56: Vergleich der Wasserbilanzkomponente Wassergehaltsdifferenzen, welche mit dem Lysimetertestfeld II gemessen und mit dem Hydrus 2D Modell berechnet wurden.</i>	<i>108</i>
<i>Abbildung 57: Vergleich der Wasserbilanzkomponente OKF- Abflusshöhe, welche mit dem Lysimetertestfeld II gemessen und mit dem Hydrus 2D Modell berechnet wurden.</i>	<i>109</i>
<i>Abbildung 58: Änderung der monatlichen Abflusshöhe [mm] durch die Veränderung der Hanglänge des Lysimetertestfeldmodells am Beispiel der Hanglängen 5 m, 10 m, 20 m und 80 m.</i>	<i>110</i>
<i>Abbildung 59: Die Abflusskomponenten des Lysimetertestfeldmodells und deren Anteilsänderung am Gesamtabfluss bei unterschiedlichen Hanglängen.</i>	<i>111</i>

TABELLENVERZEICHNIS

<i>Tabelle 1: Ergebnisse der Bestimmung der VAN GENUCHTEN-Parameter der Oberflächenabdichtung der Deponie.</i>	<i>29</i>
<i>Tabelle 2: Ergebnis der Bestimmung der Kenngrößen Durchlässigkeitsbeiwert (k_f-Wert), Feldkapazität (FK), Permanenten Welkepunkt (PWP), nutzbare Feldkapazität (nFK) und Porosität (n) für die Schichten der Oberflächenabdichtung der Deponie.</i>	<i>29</i>
<i>Tabelle 3: Ergebnisse der Bestimmung der VAN GENUCHTEN-Parameter der temporären Oberflächenabdeckung der HMD Karlsruhe-West.</i>	<i>31</i>
<i>Tabelle 4: Ergebnis der Bestimmung der Kenngrößen Durchlässigkeitsbeiwert (k_f-Wert), Feldkapazität (FK), Permanenten Welkepunkt (PWP), nutzbare Feldkapazität (nFK) und Porosität (n) für die Schichten der temporären Oberflächenabdeckung.</i>	<i>31</i>
<i>Tabelle 5: Eigenschaften der Lysimeterschichten der Wurzelbodenschicht, der mineralischen Dichtungsschicht Min und des oberen Kiesflächenfilters OKF nach der Modellkalibrierung für die Jahre 2002 bis 2005.</i>	<i>71</i>
<i>Tabelle 6: Ergebnisse der Wasserbilanzierung mit HELP für das Lysimeter (0,02 ha) von 2002 bis 2005 ohne Berücksichtigung der Kapillarsperre.</i>	<i>80</i>
<i>Tabelle 7: Ergebnisse der Wasserbilanzierung mit HELP für die Gesamtabdichtung (6,8 bis 7,5 ha) von 2002 bis 2005 ohne Berücksichtigung der Kapillarsperre.</i>	<i>80</i>
<i>Tabelle 8: Die Berechnung des Korrekturfaktors für die Bilanzjahre 1999 bis 2005 am Beispiel der im Lysimetertestfeld II gemessenen Abflusshöhen des oberen Kiesflächenfilters (OKF), der Kapillarschicht (KS) sowie der Kapillarbrechenden Schicht (KBS) (HÖTZL & GIURGEA, 2002, 2003, 2004 & 2005).</i>	<i>82</i>
<i>Tabelle 9: Errechnete Bilanzgrößen des Lysimetertestfeldes II und der Gesamtabdichtung der Deponie (N = Niederschlagshöhe, Q_{Surf} = Oberflächenabfluss, ET_a = Evapotranspiration, Q_{OKF} = Abfluss innerhalb des oberen Kiesflächenfilters, Q_{Min} = Wassermenge, welche die mineralische Dichtungsschicht durchsickert und ΔS = Bodenwassergehaltsdifferenzen) im Jahr 2003.</i>	<i>88</i>
<i>Tabelle 10: Die vier verschiedenen Bodenmaterialien, ihre bodenhydraulischen Kenngrößen (VAN GENUCHTEN-Parameter und Durchlässigkeitsbeiwerte), welche zur Modellierung des Lysimetertestfeldes II mit Hydrus 2D benutzt wurden.</i>	<i>98</i>

<i>Tabelle 11: Wasserbilanz des Lysimetertestfeldes II der HMD Karlsruhe- West für das Jahr 2004, erstellt mit dem Simulationsprogramm Hydrus 2D.....</i>	<i>106</i>
<i>Tabelle 12: Wasserbilanz des Lysimetertestfeldes II der HMD Karlsruhe-West für das Jahr 2005, erstellt mit dem Simulationsprogramm Hydrus 2D.....</i>	<i>107</i>
<i>Tabelle 13: Ergebnis der Bestimmung der Verhältnisse der Abflüsse des OKF, der KS, des KBS und der Min. am Gesamtabfluss (Q_{Ges}) mit dem Hydrus 2D Modell.</i>	<i>112</i>
<i>Tabelle 14: Ergebnis der Bestimmung der Verhältnisse der Abflüsse des OKF und der Min. am Gesamtabfluss (Q_{Ges}) mit dem HELP Modell.....</i>	<i>112</i>

SYMBOL- UND ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

α	VAN GENUCHTEN-Parameter [1/L]
BFI	Blatt Flächen Index , beschreibt empirisch die Dichte des Pflanzenbewuchses
DL	DränschichtLänge , die Länge der Dränschicht einer Oberflächenabdichtung [m]
ΔS	Wassergehaltsänderungen im Untersuchungsquerschnitt [mm]
ET	Evapotranspiration [mm]
e	Porenziffer [-]
F	Mit Wasser durchflossener Querschnitt [m ³]
FK	Feldkapazität [-]
HN	HangNeigung , die Neigung einer Dränschicht einer Oberflächenabdichtung [°]
h	Wasserdruck bzw. Wasseraufstau [cm WS]
I	hydraulischer Gradient [-]
k_f	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [m/s]
Min	Mineralische Dichtungsschicht
MKL	Mittleres Kieslager
KS	Kapillarschicht
m	Bodenfeuchte [Vol.- %]
m_t	Masse des trockenen Bodens (Trockenmasse) [g]
N	atmosphärischer Niederschlag [mm]
n	Porosität (Porenanteil) [-]
nFK	nutzbare Feldkapazität [-]
n, m	VAN GENUCHTEN-Parameter [-]
OKF	Oberer Kiesflächenfilter
OKL	Oberes Kieslager
OZH	Oberer Zwischenhorizont
PWP	permanenter Welkepunkt [-]

Q	Durchflussrate [m^3/s]
Q_{A_0}	Oberflächenabfluss [mm]
Q_{A_u}	unterirdischer Abfluss [mm]
Q_{OKF}	Abfluss des oberen Kiesflächenfilters [mm]
Q_{Min}	Sickerwassermenge unterhalb der mineralischen Dichtungsschicht [mm]
Q_{KS}	Wasserabfluss durch die Kapillarschicht [mm]
Q_{KBS}	Wassermenge, die durch die Kapillarsperre dringt [mm]
Ψ	Funktion von x , z und t [L] (VAN GENUCHTEN-Parameter)
ρ_f	Dichte des feuchten Bodens (Feuchtdichte) [g/cm^3]
ρ_d	Dichte des trockenen Bodens (Trockendichte) [g/cm^3]
ρ_s	Korndichte [g/cm^3]
R	Zählrate pro Sekunde [cps]
R_W	Zählrate einer regelmäßig durchgeführten Messung in einem Wasserfass [cps]
r	Radius des Interaktionsraums von 95 % der Neutronen [cm]
S_w	Wassersättigungsgrad einer Bodenprobe [-]
T	Temperatur [$^{\circ}\text{C}$]
Θ	volumetrischer Wassergehalt eines Bodens [-]
θ_r	residualer Wassergehalt einer Bodenprobe [Vol.- %]
θ_s	Sättigungswassergehalt einer Bodenprobe [Vol.- %]
v_f	Filtergeschwindigkeit [m/s]
V_{ges}	Gesamtvolumen einer Bodenprobe [cm^3]
V_s	Volumen des Feststoffanteils einer Bodenprobe [cm^3]
V_p	Volumen der luftgefüllten Poren einer Bodenprobe [cm^3]
W_g	gravimetrischer Wassergehalt 2-3 Tage nach der Vollsättigung [-]
Ω	elektrischer Widerstand [Ohm]
VT	Verdunstungstiefe, die max. Tiefe des für Pflanzen verfügbaren Bodenwassers [cm]

1 EINLEITUNG

Die Wasserbilanzierung von Deponieoberflächen ist ein wichtiges Kontrollinstrument im Zuge der Versiegelung von Deponieoberflächen mit Oberflächenabdichtungen. Lysimeter und Modellprogramme dienen hierbei als Mittel für die Bestimmung von Wasserbilanzkomponenten. Die Wasserbilanzkomponente Sickerwasser dringt durch die Oberflächenbedeckung der Deponie hindurch, gelangt in die tiefen Bereiche des Deponiekörpers, wodurch Schadstoffe mobilisiert und aus dem Deponiekörper hinaus in die natürlichen Grundwasserleiter eingetragen werden. Oberflächenabdichtungen gewährleisten die Reduktion von Sickerwässern und spielen deshalb für den Rückhalt von Schadstoffen im Deponiekörper eine bedeutende Rolle. Der durch die Oberflächenabdichtung verbundene Rückgang von biochemischen Reaktionen ist durch Temperaturmessungen im oberflächennahen Bereich der Deponie belegt.

Lysimeter und Modellprogramme dienen auch dem Vergleich unterschiedlichster Dichtungselemente oder Dichtungssysteme. Je nach morphologischen oder meteorologischen Gegebenheiten einer Deponie müssen speziell angepasste Dichtungssysteme bedacht und miteinander kombiniert werden. Durch die Kombination von Dichtungselementen, die oft auch durch Wurzelbodenschichten bedeckt werden, entstehen Systeme mit äußerst komplexen Wasserbewegungen. Wasserbilanzen solcher mehrschichtiger Dichtungssysteme können nur durch Modellprogramme oder mit Lysimetern bestimmt werden.

Für die mathematische Berechnung von Wasserbilanzen gibt es eine Vielzahl von Modellprogrammen unterschiedlichster Komplexität. Die Auswahl reicht hier von sehr einfachen, sogenannten eindimensionalen-, bis hin zu sehr umfangreichen dreidimensionalen Modellprogrammen. Einfache Modelle bieten gegenüber komplexen Modellen eine einfache Bedienung und liefern schnell Resultate. Komplexe Modelle berücksichtigen dagegen eine Vielzahl von natürlichen Phänomenen und bieten damit eine vielfältigere Einsatzmöglichkeit für verschiedenste Materialien bzw. Dichtungsvarianten.

Das Lysimetertestfeld II der Hausmülldeponie (HMD) Karlsruhe-West entspricht im Aufbau der Oberflächenabdichtung der HMD Karlsruhe-West und bietet durch seine langen Messreihen von nunmehr 6 Jahren die Grundlage für einen Vergleich mit Ergebnissen mathematischer Modelle. Als mathematische Modelle dienen das HELP und Hydrus 2D Modell. Das HELP Modell wird seit 1999 für die Wasserbilanzierung der gesamten Oberflächenabdeckung der HMD Karlsruhe-West verwendet und ist weltweit das meist

genutzte Wasserbilanzierungsmodell für Deponien. Das Hydrus 2D Modell ist hingegen in seiner Einsatzmöglichkeit vielfältiger und folgt der gegenwärtigen Tendenz der Entwicklung komplexer, vielfältig einsetzbarer mathematischer Modellprogramme.

1.1 Die Hausmüldeponie Karlsruhe-West

Der Eintrag von Niederschlagswasser in Deponiekörpern führt zum Austrag von gasförmigen und flüssigen Verunreinigungen bzw. Deponiegas und Deponiesickerwässern. Der Eintrag von Deponiesickerwasser in Grundwasserleiter hat eine Beeinträchtigung der Grundwasserqualität zur Folge. Die Verunreinigungen resultieren vor allem aus erhöhten Werten der Parameter gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), adsorbierbare organisch gebundene Halogenverbindungen (AOX) und der Überschreitung der gesetzlichen Grenzwerte der Konzentrationen von Ammonium, Eisen und Mangan. Deponiegase (~55 % Methan (CH_4) und ~45 % Kohlendioxid (CO_2)), die als Resultat von biochemischen Reaktionen des Deponiekörpers mit Niederschlagswasser unter anaeroben Bedingungen entstehen, führen zu einer Beeinträchtigung der Luftqualität im Umfeld von Deponien (STADT KARLSRUHE, 2005).

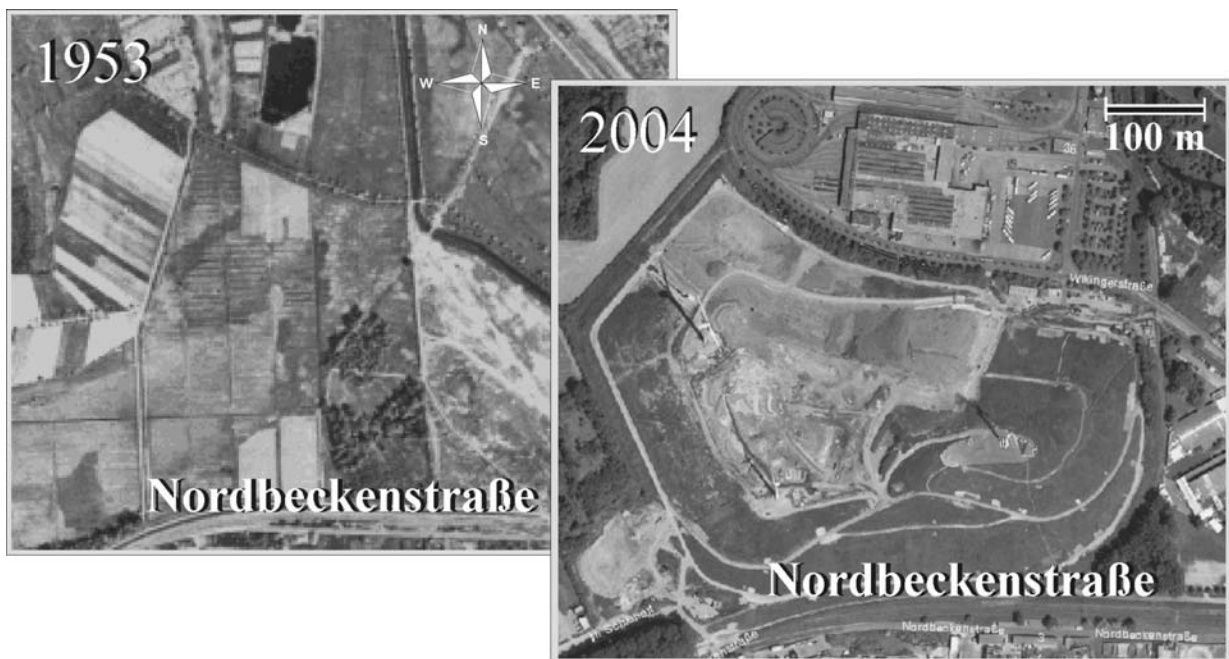


Abbildung 1: Orthobilder der Deponiefläche 1953 vor der Inbetriebnahme und 2004 (Bildgrundlage, STADT KARLSRUHE).

Die Geschichte der HMD Karlsruhe-West beginnt nach dem Zweiten Weltkrieg. Aus der zerstörten Innenstadt wurden Kriegstrümmer heraustransportiert und im nahen Umfeld der Stadt abgelagert. Trümmer der Stadt Karlsruhe bilden die Basis der HMD Karlsruhe-West. Nach jahrelanger Nutzung dieser Fläche als sogenannte „Wilde Deponie“ erfolgte 1959 die offizielle Inbetriebnahme der HMD Karlsruhe-West. Auf der Deponie wurden Hausmüll,

hausmüllähnlicher Gewerbemüll sowie Bauschutt und Erdaushub abgelagert. Schnell wuchs der Deponiekörper weit über das natürliche Geländeniveau heraus (vgl. Abb. 1).

Im Jahr 1973 verringerte man durch Baumaßnahmen im Umfeld der Deponie die eigentliche Deponiefläche von 30 auf 20 ha und bedeckte den umgelagerten Müllkörper mit einer 30 cm starken Zwischenabdichtung aus lehmigem Material. Der Standort des „Windrad 1“ bildet heute mit 160 m. ü. NN die höchste Erhebung der Deponiefläche und erhebt sich mit ca. 55 m über dem natürlichen Geländeniveau. Damit ist die HMD Karlsruhe-West nach dem Kaiserstuhl die höchste Erhebung im Gebiet des Oberrheingrabens (ZISCHAK, 1997).

Die HMD Karlsruhe-West besitzt keine durchgehende natürliche Basisabdichtung (geologische Barriere). Darum wurden Anfang 1990 Vorerkundungen für die Bestimmung des Gefährdungspotentials der Deponie sowie für ein mögliches Sanierungskonzept durchgeführt. Die Vorerkundungen ergaben eine hohe Belastung des Grundwassers im Oberen Kieslager (OKL) und dem Mittleren Kieslager (MKL). Die Kontamination äußerte sich vor allem in hohen Konzentrationen von CSB, DOC und AOX welche als Belastungsfahne in Rheinabwertiger Richtung nachgewiesen werden konnten. Laut dem Gutachten zum Umfeld der HMD Karlsruhe-West – Grundwasser- (ING. BÜRO ROTH & PARTNER, 1990) sollte durch die Sanierung der Austrag von Schadstoffen aus dem Deponiekörper gestoppt werden.

Die zentralen Komponenten dieser Sanierung waren die Einkapselung des Deponieköpers mit einer Oberflächenabdichtung, der Bau einer Untergrunddrainage mit einer zentralen Deponiesickerwassersammel- und Vorbehandlungsanlage sowie dem Bau einer Deponiegassammel- und Entsorgungsanlage (ING. BÜRO ROTH & PARTNER, 1990). Im Jahr 2005 war bereits die Hälfte der Gesamtfläche der HMD Karlsruhe-West mit einer Oberflächenabdichtung bedeckt. Die Deponieflanken im nord- und nordwestlichen Bereich waren dagegen noch von einer temporären Oberflächenabdeckung aus mineralischen Baureststoffen oder Humus bedeckt. Auf dem Plateaubereich wurde noch Müll eingebaut.

Im Rahmen der Qualitätskontrolle und einer Gleichwertigkeitsuntersuchung entschied man sich für die Anlage eines Lysimetertestfeldes. Im März 1993 begannen die Bauarbeiten zur Erstellung des Lysimetertestfeldes I und im November 1993 erfolgte der offizielle Messbetrieb. Das Lysimetertestfeld I diente für den Nachweis der Gleichwertigkeit der gewählten Oberflächenabdichtung zur Standardausführung nach der Technischen Anleitung Siedlungsabfall, TA-Si (ZISCHAK, 1997). Dieses Testfeld war zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Arbeit in Betrieb und lieferte damit bereits über einen Zeitraum von 13 Jahren ununterbrochen Abflussdaten. Kein bekanntes Lysimeter in Deutschland kann eine solch lange

und lückenlose Messreihe vorweisen und somit stellt das Lysimetertestfeld I der HMD Karlsruhe-West eine Besonderheit dar.

Aufgrund der Erkenntnisse, die durch den Messbetrieb des Lysimetertestfeldes I gewonnen wurden und den damit verbundenen Verbesserungsvorschlägen (ZISCHAK, 1997), wurde im Jahr 2000 ein weiteres Lysimetertestfeld errichtet. Das Lysimetertestfeld II sollte die Wirkungsweise der „verstärkten mineralischen Abdichtung mit unterliegender Kapillarsperre“, deren Schichtenaufbau im Vergleich zum Lysimetertestfeld I leicht modifiziert bzw. optimiert wurde, untersucht werden. Maßgeblicher Unterschied war die Erhöhung der Wurzelbodenschicht von 1 m auf 2 m. Durch die mächtigere Wurzelbodenschicht sollte die mineralische Dichtungsschicht besser vor Austrocknung geschützt werden (HÖTZL & GIURGEA, 2002).

1.2 Morphologischer, geologischer und hydrogeologischer Überblick über das Umfeld der HMD Karlsruhe-West

Die HMD Karlsruhe-West befindet sich am westlichen Stadtrand von Karlsruhe, nördlich des Rheinhafens. Morphologisch gesehen liegt die HMD Karlsruhe-West innerhalb der Rheinniederung (Tiefgestade), ein Landschaftsgebiet, das vom Rhein in Richtung Osten bis zur ca. 400 m entfernten Geländestufe, dem Hochgestade, reicht. Die Rheinniederung wurde durch flächenhafte Erosion des nacheiszeitlichen Rheins in seine zuvor aufgeschüttete Schotterfläche (Niederterasse) eingetieft. Verlandete Altrheinarme, zahlreiche Baggerseen und vor allem langgestreckte Auwälder, die weitgehend als Landschaftsschutzgebiete und bereichsweise als Naturschutzgebiete ausgewiesen sind, prägen das Erscheinungsbild der Rheinniederung (LFU, 1988).

Die natürliche Basis der HMD Karlsruhe-West besteht aus Ablagerungen ehemaliger Rheinschlingen, quartäre Ablagerungsschichten (vgl. Abb. 2). Die Schichten gehören zu den sogenannten *Rheinablagerungen mit alpiner Komponente*. Es handelt sich durchweg um fluviatile und limnische Bildungen, die als Sande und Kiese mit Einschaltungen von Schluff- und Tonbänken vorliegen. Sie weisen meist bunte Farben und deutliche Kalkgehalte auf. Die Rheinablagerungen werden in Ablagerungen aus der Zeit des Jungquartärs und des darunter gelegenen Altquartärs unterschieden. Die Unterteilung des Jungquartär erfolgt wiederum durch die Schichten des Oberen Kieslagers (OKL), des Mittleren Kieslagers (MKL) und des Unteren Kieslagers (UKL), welche von Zwischenhorizonten getrennt werden. Hierbei handelt es sich um Stillwassersedimente, die aus Fein- und Mittelsanden oder auch aus Schluff bestehen. Sie

können jedoch auch soweit zurücktreten, dass die genannten Kieslager nicht mehr voneinander unterschieden werden können und zusammen gefasst werden (BARTZ, 1982).

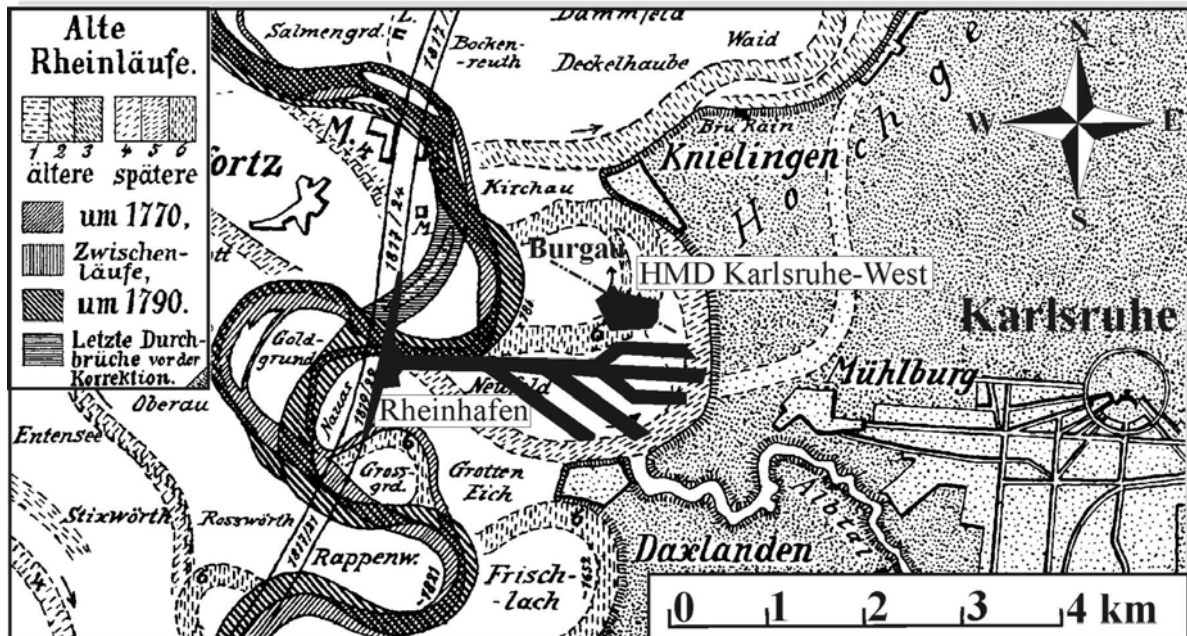


Abbildung 2: Veränderungen des Rheinverlaufs (Abbildung verändert nach THÜRACH, 1912) und die Lage des 1901 eröffneten Rheinhafens und der 1959 eröffneten HMD Karlsruhe-West mit Profillinie (vgl. Abb. 3). Die unkittelbare Basis der HMD Karlsruhe-West bilden Ablagerungen einer ehemals abgeschnittenen Rheinschlinge welche mit tonig-schluffigem Material im ruhigen Milieu aufgefüllt wurde.

Die natürliche Basis der HMD Karlsruhe-West bilden zunächst holozäne Schuffe und im östlichen Teil wenige Meter mächtige Tonablagerungen. Hierbei handelt es sich um Ablagerungen einer ehemals abgeschnittenen holozänen Rheinschlinge, welche mit tonig-schluffigem Material im ruhigen Milieu aufgefüllt wurde (vgl. Abb. 2 und Abb. 3). Darunter folgen Sande und Kiese des Oberen Kieslagers (oberes Jungpleistozän) bzw. oberen Umlagerungsprodukt. Sie erreichen eine Mächtigkeit von 11 m. Das Obere Kieslager wird durch den 3 m mächtigen Oberen Zwischenhorizont aus Fein- und Mittelsanden vom darunter gelegenen Mittleren Kieslager getrennt. Das Mittlere Kieslager besteht aus Kiesen und Sanden mit einer Mächtigkeit von ca. 18 m und bildet die Grenze zu den nachfolgenden Schichten des Altquartärs. Das Untere Kieslager ist aufgrund des fehlenden Zwischenhorizontes nicht differenzierbar (vgl. Abb. 3).

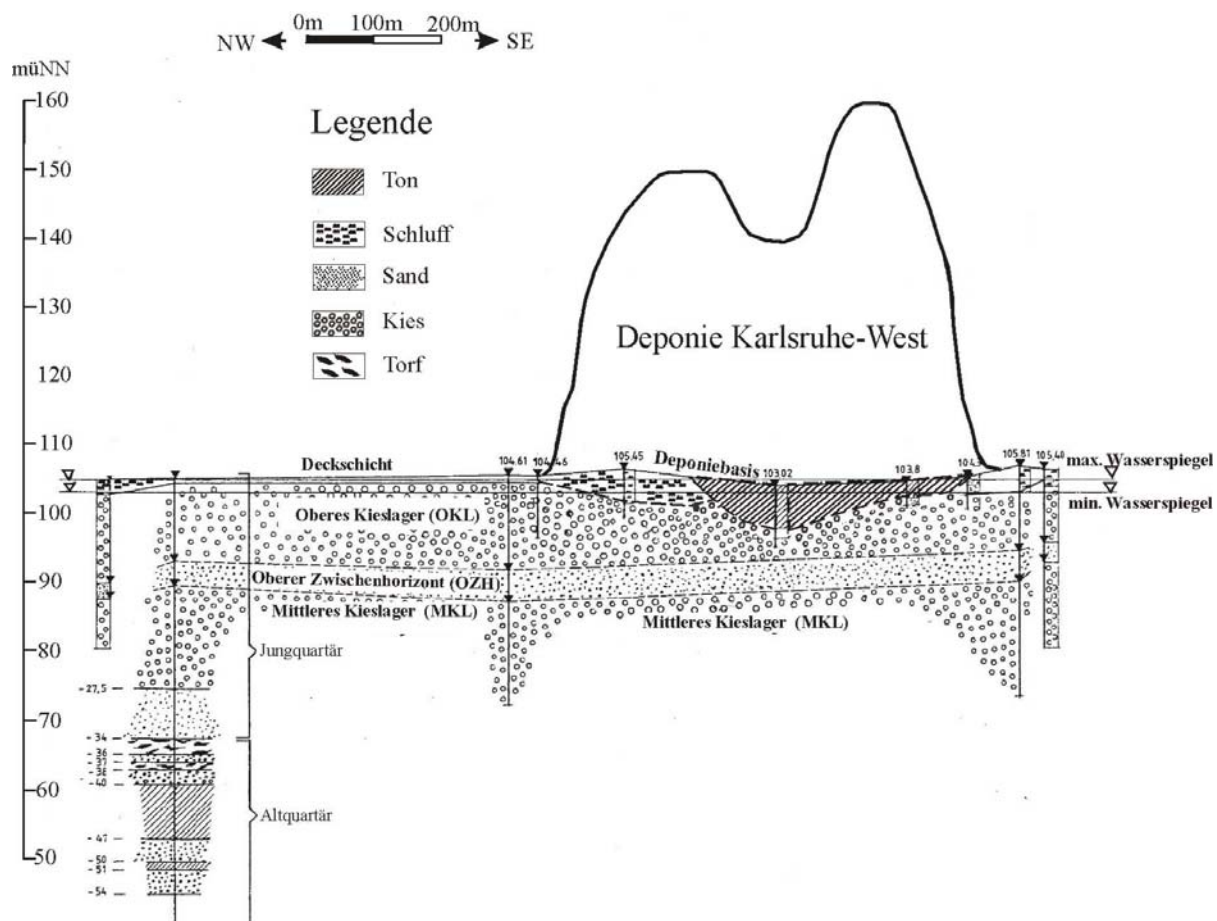


Abbildung 3: Geologisches Profil (überhöht) des Umfeldes der HMD Karlsruhe-West (vgl. Abb. 2). Im NW-Teil bilden Schluffe und im SE-Teil Tone die Basis der Deponie. Eine durchgehende geologische Barriere ist nicht vorhanden (Abbildung verändert, nach ING. BÜRO ROTH & PARTNER, 1990).

Das Einsetzen der altquartären Folgen kennzeichnet sich durch Wechsellagen aus Kiesen, Sanden und organischen Ablagerungen mit einer Gesamtmächtigkeit von ca. 6 m. Die folgende, 7 m mächtige, Schicht aus Ton bildet die für Sickerwässer schwach durchlässige Grenzschrift zu darunter gelegenen Wechsellagen aus Sanden, Kiesen und Tonen (LFU, 1988)

1.3 Die Abdichtung der Deponieoberfläche

Eines der zentralen Sanierungskonzepte der HMD Karlsruhe-West ist die Einkapselung des Deponiekörpers mit einer Oberflächenabdichtung. Diese Maßnahme erstreckt sich zeitlich über verschiedene Bauphasen, in denen die Deponieoberfläche nach und nach abgedichtet werden soll. Durch die besondere Morphologie der Deponie, die sehr steilen Böschungswinkel der Deponieflanken mit einer mittleren Neigung 1:2,3 (23,5 °), kam der Bau einer Oberflächenabdichtung nach dem Regelsystem nicht in Frage. Das Regelsystem sieht für die Abdichtung von Deponieoberflächen ein Kombinationsdichtungssystem vor, bestehend aus einer Kunststoffdichtungsbahn aufgepresst auf eine mineralische Abdichtung (Technische Anleitung Siedlungsabfall, TA-Si). Die mittlere Neigung der HMD Karlsruhe-West ist mit 23,5 ° größer als die maximale Neigung des Regelsystems mit 21,8 ° (EGLOFFSTEIN & BURGHARDT, 1994). Die Untersuchung verschiedener Abdichtungsvarianten führt zum Entschluss des Baus einer Oberflächenabdichtung, deren Kern die Kombinationsabdichtung aus „Verstärkter Mineralischer Abdichtung mit Unterliegender Kapillarsperre“ bildet (STADT KARLSRUHE, 1991). Diese Dichtungskombination ist auch bei Böschungswinkeln von über 30 ° standsicher (BURGHARDT & EGLOFFSTEIN, 1994).

Das Abdichtungskonzept der HMD Karlsruhe-West besteht aus insgesamt fünf Schichtfolgen mit folgendem Aufbau von oben nach unten (vgl. Abb. 4):

- Die erste Schicht bildet der Wurzelboden. Die mittlere Mächtigkeit des Wurzelbodens beträgt etwa 2 m, wobei seine Mächtigkeitsverteilung stark variiert. Im höchsten Bereich der Deponie, bis zu den Deponieauffahrtsstrassen, beträgt die Mächtigkeit der Wurzelbodenschicht 2 bis 3 m. In Richtung Hangfuß, unterhalb der Ringstraße, ist die Mächtigkeit stark rückläufig und beträgt nur noch etwa 1 m (HÖTZL & GIURGEA, 2003).
- Die zweite Schicht, der obere Kiesflächenfilter (OKF), besteht aus Materialien der Mittelkiesfraktion und gewährleistet durch einen hohen Durchlässigkeitsbeiwert von ca. $1 \cdot 10^{-3}$ m/s den lateralen Abfluss eines Großteils des Wurzelbodensickerwassers.
- Die dritte Schicht, die mineralische Dichtungsschicht, besteht zu 90 % aus Material der Kornfraktion Schluff und 10 % Ton. Die Tonfraktion besteht aus ca. 3 % quellfähigem Ton (Montmorillonit) und ca. 7 % nicht quellfähigem Ton (Illit) (ZISCHAK, 1997). Dieses Mischungsverhältnis soll dabei einen Durchlässigkeitsbeiwert von mindestens $5 \cdot 10^{-9}$ m/s garantieren.

- Die vierte Schicht, ist die 30 cm mächtige Kapillarschicht (KS). Sie besteht zu 50 % aus Material der Mittelsandfraktion, 25 % aus Material der Grobsandfraktion und 25 % aus Material der Schlufffraktion.
- Die letzte Schicht, ist die 15 cm mächtige Kapillarbruchsicht (KBS), bestehend aus Materialien der Mittelkiesfraktion.

Das lateral abgeführte Wasser der Dränschicht und der Kapillarsperre wird in Drainagerohre abgeführt. Drainagerohre befinden sich auf halber Höhe der Deponie sowie neben der Ringstrasse.

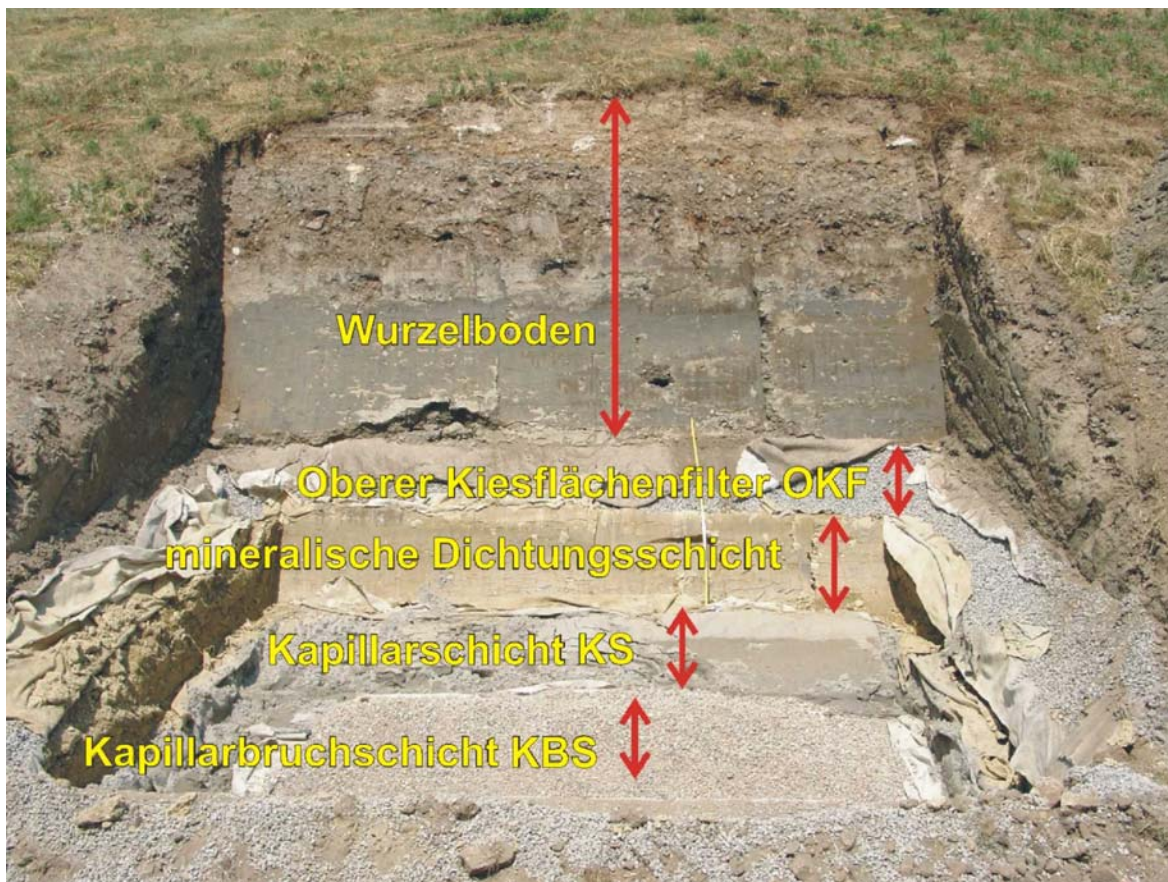


Abbildung 4: Schichtenaufbau der Oberflächenabdichtung der HMD Karlsruhe-West (7,5 ha). Die Oberflächenabdichtung besteht von oben nach unten aus 2 m Wurzelboden, 15 cm Oberer Kiesflächenfilter, 50 cm mineralische Abdichtung, 30 cm Kapillarschicht und 15 cm Kapillarbruchsicht (Bildgrundlage: GIURGEA & HÖTZL, 2004).

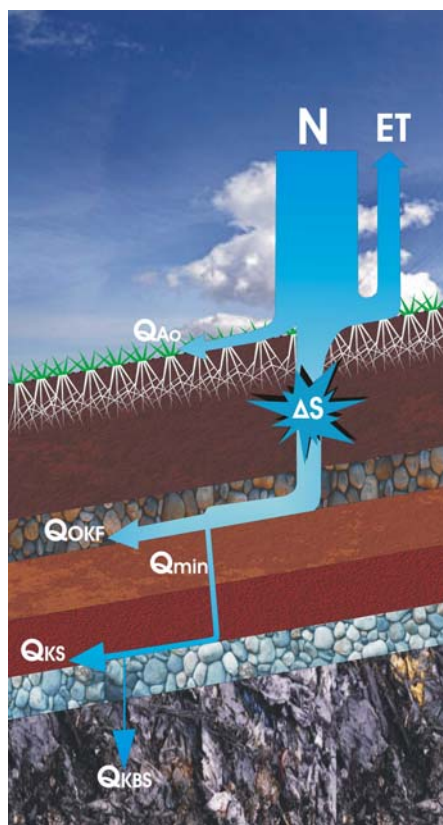
Die Kapillarsperre ist neben dem primären Dichtungselement, der mineralischen Dichtung, das sekundäre Dichtungssystem der Oberflächenabdichtung. Sie besteht aus zwei übereinander gelagerten Schichten. Die oberste Schicht besteht aus feinem, sandigen Material und die darunter gelegene Schicht aus grobem, kiesigem Material. Die Wirkungsweise der Kapillarsperre beruht auf der unterschiedlichen Korngrößenverteilung der beiden Materialien.

Sickerwasser wird innerhalb der feinkörnigen Schicht gehalten und sogar lateral abgeführt, wenn die Grenzschicht der beiden Materialien geneigt ist. Der Effekt entsteht durch die unterschiedliche Porengröße der beiden Materialien und durch den diskreten Wechsel der Korngrößen. Zum Einen besitzt die grobkörnige Schicht bei ungesättigten Verhältnissen eine geringere hydraulische Leitfähigkeit als die feinkörnige Schicht. Zum Anderen wirken innerhalb der feinkörnigen Schicht nach oben gerichtete Kapillarkräfte.

Die Effektivität des Kapillarsperreneffekts wird durch den Korngrößenunterschied der beiden Schichten als auch durch die Neigung der Grenzschicht bestimmt. Je gröber die Körnung der unteren Schicht ist, desto größer kann auch die Korngröße und damit die Durchlässigkeit der oberen Schicht sein. Dadurch erhöht sich zwar die laterale Durchflussrate innerhalb der Kapillarschicht, jedoch erhöht grobkörnigeres Material die Wahrscheinlichkeit des ungewünschten Durchbruchs von Kapillarschichtwasser in die Kapillarbruchschicht (WOHNLICH, 1991). Als wirkungsvolles Verhältnis für den Bau der Kapillarsperre der Oberflächenabdichtung der HMD Karlsruhe–West erwies sich für die feinkörnige Schicht (KS) ein Sand mit einer Körnung von 1 bis 2 mm und für die grobkörnige Schicht (KBS) ein Korngrößenintervall von 2 bis 16 mm (ZISCHAK, 1997).

2 WASSERBILANZIERUNG

Die Wasserbilanzierung dient zur Untersuchung der Größen der Wasserbilanzkomponenten in einem begrenzten Gebiet (ATV-DVWK, 2002). Da die HMD Karlsruhe-West über gut definierbare Gebietsgrenzen verfügt und sich der Wassereinzug auf das Niederschlagswasser begrenzt, eignet sie sich besonders für die Bestimmung einer Wasserbilanz. Eine Wasserbilanz ergibt sich aus dem Zusammenwirken der Wasserbilanzkomponenten Niederschlag (N), Evapotranspiration (ET), Oberflächenabfluss (Q_{Ao}), Wassergehaltsänderungen (ΔS) und dem unterirdischen Abfluss (Q_{Au}). Der unterirdische Abfluss gliedert sich innerhalb der Oberflächenabdichtung der HMD Karlsruhe-West in den Abfluss des oberen Kiesflächenfilters (Q_{OKF}) und in die Sickerwassermenge, die durch die mineralische Dichtungsschicht (Q_{Min}) dringt. Der Abfluss durch die mineralische Dichtungsschicht gliedert sich wiederum in die Komponenten: Abfluss der Kapillarschicht (Q_{KS}) und effektive Sickerwassermenge, die durch die Kapillarbruchschicht sickert (Q_{KBS} – vgl. Abb. 5). Die Wasserbilanzkomponenten sind in folgender Gleichung miteinander verknüpft:



$$N = ET + Q_{Ao} + Q_{OKF} + Q_{Min} \pm \Delta S, \quad (2.1)$$

$$Q_{Min} = Q_{KS} + Q_{KBS}.$$

Abbildung 5: Skizze der Oberflächenabdichtung mit verstärkter mineralischer Abdichtung und unterliegender Kapillarsperre sowie der Wasserbilanzkomponenten N, ET, Q_{Ao} , Q_{OKF} , Q_{Min} , Q_{KS} , Q_{KBS} und ΔS .

2.1 Lysimeterterstfeld II der HMD Karlsruhe-West

Lysimeter dienen zur Erfassung der Komponenten der Wasserbilanz bzw. zur Simulation des natürlichen Wasserkreislaufes. Ein Lysimeter besteht aus einem Behälter, der mit Bodenmaterial aufgefüllt wird und mit einer, für die Umgebung spezifischen Pflanzendecke bewachsen ist. Die Oberseite des Lysimeters ist offen und ermöglicht die freie Evapotranspiration. Die Unterseite des Lysimeters ist geschlossen und besitzt ein Auffangsystem zur Erfassung des Sickerwassers. Man unterscheidet Lysimeter nach ihrer Größe in Kleinlysimeter, in Großlysimeter und in Lysimeterterstfelder. Lysimeter werden auch nach dem Messprinzip, des im Lysimeter gespeicherten Wassers, in wägbare- und nicht wägbare Lysimeter, unterschieden.

Kleinlysimeter haben einen Durchmesser von etwa 10 cm und beinhalten ein Bodenprofil von etwa 10 - 30 cm. Sie können zusammen mit dem Auffanggefäß für das Sickerwasser von oben aus dem Boden entnommen, gewogen und beprobt werden.

Großlysimeter haben einen Durchmesser von etwa 2 m, beinhalten ein Bodenprofil von etwa 1 bis 2 m Mächtigkeit und sind oft wägbare. Die Lysimeteranlagen stehen hierzu auf Waagen und sind für die Beprobung unterirdisch begehbar.

Lysimeterterstfelder haben einen Durchmesser von etwa 10 bis 100 m und werden aufgrund ihrer Größe und ihres Gewichtes als nicht wägbare Lysimeter gebaut. Die Ermittlung des im Lysimeter gespeicherten Bodenwassers erfolgt durch Bodenfeuchtemessung z.B. mittels Neutronensonde. Die Messung des natürlichen Wasserkreislaufes wird innerhalb von Lysimeterterstfeldern deutlich weniger durch unerwünschte Randeffekte (z.B. Randumläufigkeiten) verfälscht, wie das bei Klein- oder Großlysimetern der Fall ist (UMS & GSF, 2006).

Das Lysimeterterstfeld II der HMD Karlsruhe-West besitzt eine Grundfläche von 400 m² und ist in vier gleich große Kompartimente unterteilt, A unten (Au), A oben (Ao), B unten (Bu) und B oben (Bo). Der Aufbau der Kompartimente Au und Bo mit der Schichtenabfolge 2 m Wurzelboden, 0,15 m oberer Kiesflächenfilter, 0,5 m mineralische Dichtungsschicht, 0,3 m Kapillarschicht und 0,15 m kapillarbrechende Schicht, entspricht dem Aufbau der Deponieoberflächenabdichtung, wie sie bis 2005 auf über 7,5 ha fertig gestellt wurde. Die Schichtabflüsse des Lysimeterterstfeldes werden getrennt erfasst, abgeleitet und in einer zentralen Messstation gemessen (HÖTZL & Giurgea, 2006).

In den folgenden Abbildungen ist der Aufbau der beiden Lysimeterterstfeldhälften und deren Kompartimente schematisch dargestellt (vgl. Abb. 6 und Abb. 7).

Lysimetertertestfeld II A

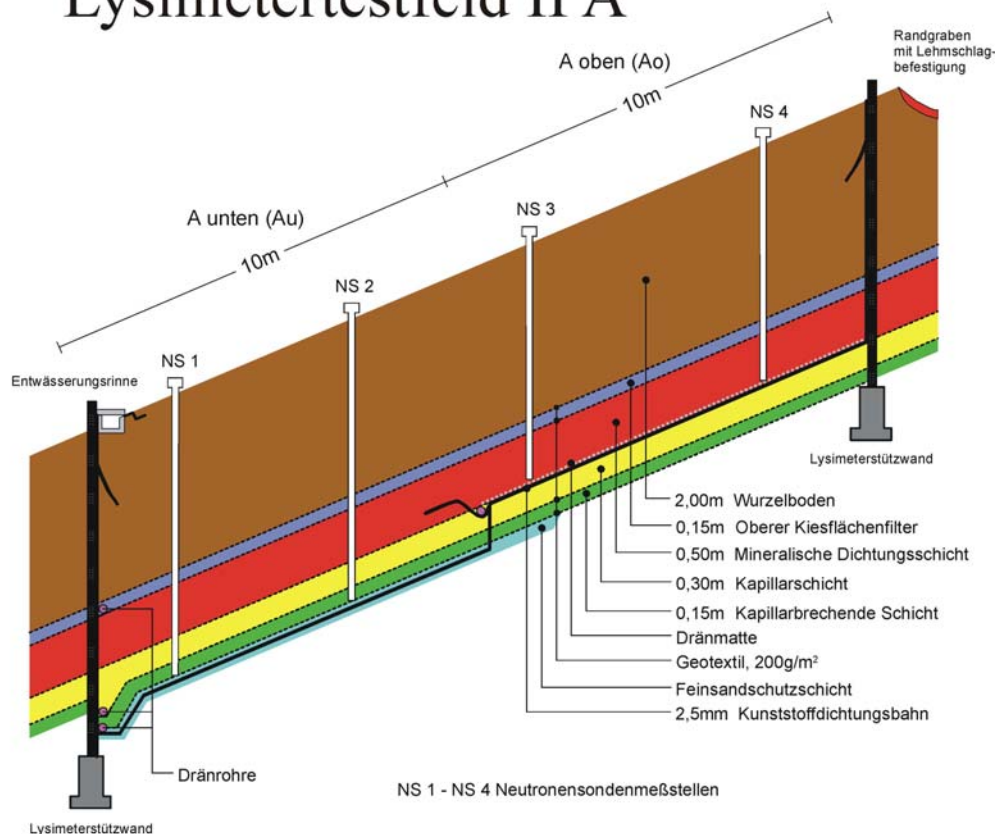


Abbildung 6: Schematischer Querschnitt des neuen Lysimetertertestfeldes (Testfeld II A) mit Neutronensondenmessstellen (nach ROTH & PARTNER, 2000).

Das Kompartiment Ao unterscheidet sich von Au und Bo durch eine Dränmatte und der hydraulisch undurchlässigen Kunststoffdichtungsbahn, die zwischen der mineralischen Dichtungsschicht und der Kapillarschicht eingebaut wurde. Diese Maßnahme sollte die direkte Erfassung der Durchsickerung (Q_{Min}) der mineralischen Dichtungsschicht ermöglichen, ohne dass diese Messungen durch das Kapillarsperrensystem in irgendeiner Form beeinflusst werden (vgl. Abb. 6).

Innerhalb des Kompartimentes Bu wurde auf das primäre Abdichtungselement, die mineralische Dichtungsschicht, verzichtet. Hierbei sollte das Zusammenspiel aus Kapillarsperrensystem (als einziges Abdichtungselement) mit einer verstärkten Wurzelbodenschicht untersucht werden (vgl. Abb. 7).

Lysimeterstestfeld II B

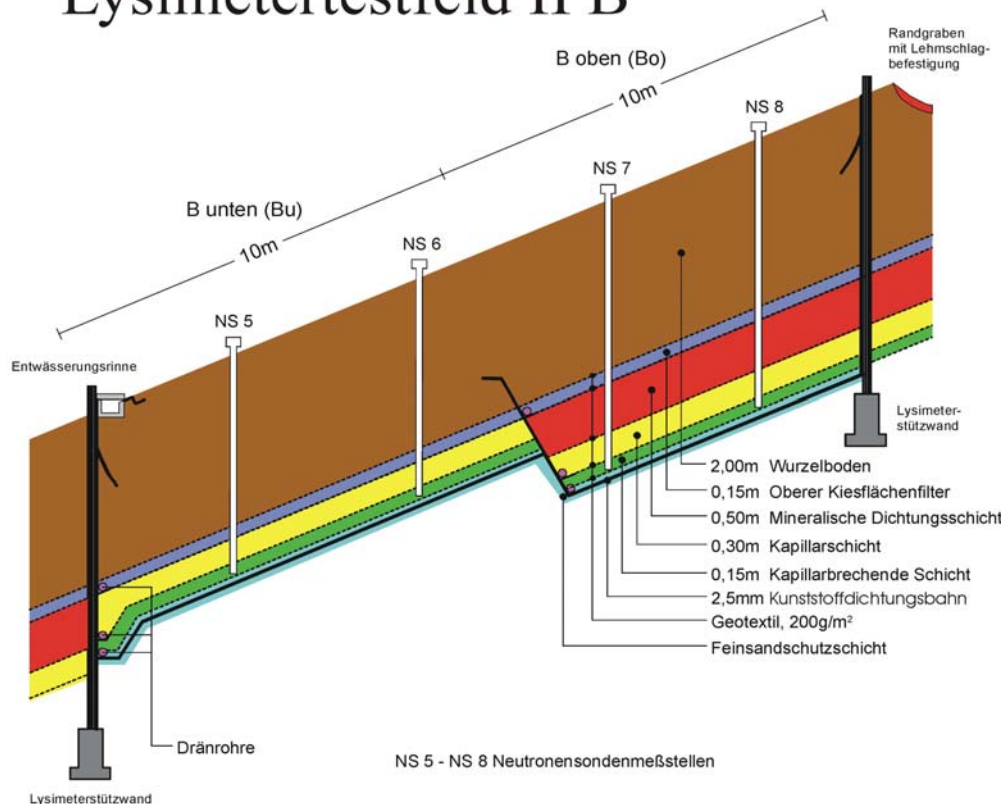


Abbildung 7: Schematischer Querschnitt des neuen Lysimeterstestfeldes (Testfeld II B) mit Neutronensondenmessstellen (nach ROTH & PARTNER, 2000).

Das Lysimeterstestfeld II besitzt zwölf Abflusskomponenten, die jeweils getrennt erfasst, abgeleitet und in einem zentralen Messhäuschen gemessen werden. Für die detaillierte Bestimmung der einzelnen Schichtabflüsse wurde vom Lehrstuhl für Angewandte Geologie Karlsruhe ein Messsystem entwickelt. Jede Abflusskomponente wird hierbei in einen eigenen Messzylinder geleitet, die Wasserstände durch Drucksonden kontinuierlich (15-minütig) sowie ereignisgesteuert (Wasserstandsänderungen über 2 cm) gemessen und auf einem zentralen Datenerfassungsrechner in digitaler Form zeitdiskret aufgezeichnet.

Bei einer maximalen Füllstandshöhe wird über den Zentralrechner gesteuert ein Magnetventil am Fuße des Messzylinders geöffnet und das angesammelte Wasser über die Ableitung abgeführt. Beim Unterschreiten eines minimalen Füllstandes wird das Magnetventil wieder geschlossen und der Messzyklus beginnt von vorne. Die Messwerte auf dem Datenerfassungsrechner können direkt über ein Netzwerk abgerufen werden (HÖTZL & GIURGEA, 2005).

2.2 Wasserbilanzierung mit mathematischen Modellen

Mit mathematischen Modellen, unter Verwendung von gemessenen natürlichen Kenngrößen, werden Simulationen von natürlichen Vorgängen durchgeführt. Für die Ermittlung von Wasserbilanzen unter Berücksichtigung von Wasserflüssen in der ungesättigten Bodenzone gibt es eine Vielzahl von mathematischen Modellen.

Als eines der ersten erfolgreichen mathematischen Computermodelle für die Lösung eines hydrologischen Problems gilt das Stanford- Watershed- Modell, ein Flusseinzugsmodell (CRAWFORD & LINSLEY, 1966). Im Bereich der Hydrologie werden Modelle vor allem für die Berechnung von Gebietswasserbilanzen, Infiltration, Verdunstung, Perkolation, Grundwasserständen und der Bodenfeuchte eingesetzt (HÖRMANN, 2001). Die Einteilung von Wasserbilanzmodellen erfolgt meist nach ihrer räumlichen Dimension (ein-, zwei und dreidimensional) oder nach den abzubildenden Prozessen. Eindimensionale Modelle betrachten dabei meist den vertikalen Wasseraustausch in einer Bodenzone. Zwei- und dreidimensionale Modelle werden um weitere räumliche Komponenten erweitert und ermöglichen die Berücksichtigung von räumlichen Inhomogenitäten. Modellprogramme können auch nach der Berechnungsgrundlage unterschieden werden. So kann eine Gliederung beispielsweise nach der Methode der Verdunstungsberechnung oder der Bodenwasserbewegung (Darcy-Gesetz oder Richards-Modelle) erfolgen.

Modellprogramme werden im Allgemeinen für die Lösung von speziellen, natürlichen Phänomenen entwickelt und erweitert. Die Modelle **HELP 3.80 D** (BERGER, 2004), **UNSAT-H Version 3.0** (FAYER, 2000) und **BOWAHALD** (DUNGER, 2001) wurden speziell für die Bestimmung von Wasserbilanzen von Oberflächenabdichtungen und Abdeckungen von Deponien entwickelt und unterliegen einer ständigen Programmpflege durch die Erstellung aktueller und verbesserter Programmversionen. Während **HELP** und **BOWAHALD** in den grundlegenden mathematischen Strukturen sehr ähnlich (ZEH, 2002) und für die klimatischen Verhältnisse in Deutschland gut angepasst sind, ist das **UNSAT-H** Modell speziell für Deponien unter aridem Klima gedacht. Andere Wasserbilanzmodelle wurden speziell für land- und forstwirtschaftliche Fragestellungen entwickelt (BERGER, 1998).

Komplexe zwei und dreidimensionale Modellprogramme werden meist nicht speziell für eine bestimmte Lokalität oder Randbedingung erstellt. Die Modellprogramme **Hydrus 2D**, **Hydrus 3D** und **FEFLOW** bieten die Möglichkeit eines vielfältigen Einsatzes für verschiedenste Fragestellungen der Hydrogeologie. Sie sind aufgrund ihrer Vielfältigkeit zugleich äußerst komplex in der Anwendung, bieten allerdings die Möglichkeit spezielle

Sachverhalte darzustellen, die mit den weiter oben erwähnten, spezialisierten Modellen nicht möglich sind.

In der Literatur gibt es zahlreiche Veröffentlichungen, die sich mit dem Vergleich von Wasserbilanzmodellen ausführlich beschäftigen. Umfangreiche Vergleichsrechnungen von Testfelderergebnissen mit den Programmen **UNSAT-H** und **HELP** (3.0 US-Version) sind bei KHIRE ET AL. (1997) dokumentiert. Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass beide Programme nur annähernd die Ergebnisse der Realität wieder geben, wobei das komplexere Programm **UNSAT-H** im Vergleich zu **HELP** genauere Resultate liefert. Beide Programme haben Schwächen, die in der Realität gemessenen Oberflächenabflüsse wirklichkeitsnah wiederzugeben, wobei die maßgeblichen Probleme in der Simulation der Frost- und Tautzustände an der Oberfläche zu finden sind. **Hydrus 2D** und **HELP** wurden von KÄMPF ET AL. (1999) verglichen. Auch hier zeigen sich deutliche Unterschiede der Ergebnisse zwischen modellierten und gemessenen Werten. Insgesamt bildet hier das Hydrus 2D natürliche Vorgänge deutlich besser ab als das **HELP** Modell. Vergleichende Simulationen mit **HELP 3** (US-Version) an landwirtschaftlichen Großlysimetern werden bei WEISS ET AL. (1998) gezeigt. Dort wurden unterschiedliche Pflanzensorten eingebaut und unter Berücksichtigung der entsprechenden Kennwerte mit **HELP** simuliert. Insgesamt wurde bei diesen Untersuchungen eine zufriedenstellende Übereinstimmung mit der gemessenen Evapotranspiration ermittelt, wobei die simulierte Durchsickerung vergleichsweise stärker von der Realität abweicht. In den Arbeiten von DUNGER (2002), DUNGER (2001), DUNGER & DORNBUSCH (2000) sowie BERGER & DUNGER (2000) wurden Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Programme **HELP** und **BOWAHALD** dargestellt. Durch die breitere Variationsmöglichkeit von Eingabedaten, insbesondere Vegetation und Klimadaten, bewertet ZEH (2002) **BOWAHALD** als das vielseitigere Modellprogramm. **HELP** ist dagegen international voll anerkannt und in vielen Studien genau untersucht bzw. validiert worden (BERGER, 2002, 1998, KÄMPF ET AL., 1999, KHIRE ET AL., 1997).

Es bleibt zu berücksichtigen, dass der Gegenüberstellung von Modellen Grenzen gesetzt sind. Modelle sind komplex und jedes einzelne für unterschiedliche Anwendungszwecke (Forst- bzw. Landwirtschaft oder Deponieabdeckungen), räumliche Dimensionen (ein bis dreidimensional) oder Lokalitäten (länderspezifisch) erdacht (BERGER, 1998). Diesbezüglich ist der Vergleich von **HELP** und **BOWAHALD** aufgrund ihrer Ähnlichkeit sinnvoll. Der Vergleich der Modellprogramme **Hydrus 2D** und **HELP** ist aufgrund ihrer unterschiedlichen Konstruktion als kritisch zu bewerten.

2.2.1 Das HELP Modell

Das HELP Modell ist ein Computerprogramm das speziell für die Erstellung von Wasserbilanzmodellen für Deponien entwickelt wurde. Die besondere Stärke des Programms liegt in der quantitativen Ermittlung von Sickerwassermengen und unterirdischen Wasserabflüssen innerhalb von Deponieoberflächenabdichtungen. Das HELP Modell bietet die Möglichkeit des Vergleichs verschiedener Abdichtungsvarianten von Deponien in Bezug auf Effektivität bzw. Rückhaltevermögen von Sickerwasser. Dies, die äußerst kurze Rechendauer, sowie die unkomplizierte Handhabung machen das HELP Modell zum weltweit meist genutzten Wasserbilanzmodell.

Die erste Version des HELP Modells wurde bereits 1982 u.a. von Paul Schroeder (*U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station*) und dem *U.S. Environmental Protection Agency* vorgestellt. Weitere Versionen, die HELP 1 (1984), HELP 2 (1988) und Version 3 (1994) folgten (SCHROEDER ET AL., 1994). Die HELP 3.07 Version vom November 1997 stellt das Endglied der HELP Modellentwicklung auf dem amerikanischen Kontinent dar. Die *Visual HELP* Version stellt zwar die neueste Generation der US- HELP Version dar, allerdings nur bezüglich der Benutzeroberfläche. So wurde die graphische Bildschirmoberfläche dieser US- HELP Version an eine Microsoft übliche Benutzeroberfläche angepasst. Die Basis dieser Version bildet allerdings nach wie vor HELP 3.07. Basierend auf der HELP 3.07 Version wurde von KLAUS BERGER (Universität Hamburg) 1999 eine, auf deutsche Verhältnisse angepasste Version des HELP Modells (HELP 3.07D) erstellt. HELP 3.50D und HELP 3.55D folgten in den Jahren 2001 und 2002. Die aktuellste Version von HELP (HELP 3.80D) bildet laut Angaben des Autors noch nicht das Endglied der Entwicklung der deutschen HELP Version. Weitere Verbesserungen in Bezug auf graphische Darstellung und Vereinfachung der Dateneingabe sollen in Zukunft folgen (BERGER, 2005).

2.2.2 Das Hydrus 2D Modell

Das Hydrus 2D Modell wurde vom U.S Department of Agriculture Riverside, California für die Simulation von Wasser-, Wärmebewegungen sowie der Bewegung von gelösten Stoffen in porösen Medien entwickelt. Die Grundlage für die Berechnung von Wasserbewegungen bei gesättigten und ungesättigten Verhältnissen bildet bei Hydrus 2D die Richards-Gleichung. Sie beschreibt das Strömungsverhalten von Wasser im Boden unter Berücksichtigung der hydraulischen Leitfähigkeit sowie der Fluidsättigung des Bodens.

Besonderes Augenmerk gilt der Möglichkeit der zweidimensionalen Betrachtungsweise von Wasserbewegungen unter Berücksichtigung der Kapillarsperre bzw. des Kapillarsperreneffektes. Die betrachtete Modellfläche kann eine vertikale oder eine horizontale Fläche sein, deren Grenzen mittels Randbedingungen definiert werden und deren Einflüsse auf das betrachtete Modell beschrieben werden können. So können im Grenzbereich Wasserdruckverhältnisse, Wasserzuflüsse oder auch Bereiche an denen Wasser aus dem Modell ausfließt, definiert werden. Das für diese Arbeit verwendete Hydrus 2D Softwarepaket besteht aus dem eigentlichen HYDRUS Modellprogramm, Version 2.0, und der interaktiven, graphischen Benutzeroberfläche HYDRUS2D zur Vorbereitung der Eingabedaten bzw. Parametrisierung und Visualisierung der Ausgabedaten und dem Mesh-Generator MESHGEN2D, einem Programm zur Erstellung von Finite-Elemente-Netzen (SIMUNEK & VAN GENUCHTEN., 1999).

3 ERMITTLUNG DER EINGANGSGRÖßEN FÜR DIE MODELLIERUNG UND FELDVERSUCHE

Für ein mathematisches Modell der Oberflächenbedeckung und Abdichtung der HMD Karlsruhe-West müssen erst die Modelleingangsdaten ermittelt werden. Die Eingangsdaten für die Simulation mit Modellprogrammen lassen sich grob in zwei Kategorien unterteilen. Zum Einen meteorologische Eingangsdaten wie z.B. Niederschlag, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeiten und Luftfeuchte, und zum Anderen in Kenngrößen welche die hydraulischen Eigenschaften des von Wasser durchflossenen Mediums beschreiben.

3.1 Die Bestimmung der hydraulischen Eigenschaften

Für die Bestimmung der hydraulischen Eigenschaften des Bedeckungsmaterials der HMD Karlsruhe-West wurden insgesamt 33 Stechzylinderproben aus verschiedenen Bereichen der temporären Oberflächenabdeckung sowie der Oberflächenabdichtung der Deponie entnommen (vgl. Abb. 8). An 24 dieser Stechzylinderproben wurden vom Institut für Hydromechanik der Universität Karlsruhe Durchlässigkeitsversuche nach Darcy (DIN 18130) und Entwässerungsversuche nach DIN 19683 durchgeführt, um so die VAN GENUCHTEN-Parameter, die jeweiligen Feldkapazitäten (FK), die Permanenten Welkepunkte (PWP), die Porositäten (n), sowie den Durchlässigkeitsbeiwert im gesättigten Zustand (k_f) zu bestimmen. 17 Proben wurden aus den verschiedenen Schichten der Oberflächenabdichtung entnommen (P5, P6, P19-P21 und P24 –P34). 16 Bodenproben wurden innerhalb von Bereichen entnommen, die noch nicht durch eine temporären Oberflächenabdichtung, sondern durch eine Oberflächenabdeckung bedeckt wurden.

Diese Oberflächenabdeckungen bzw. temporären Abdeckungen bestanden zum Zeitpunkt der Probennahme im Jahr 2003 aus einer wenigen cm bis ca. 2 m mächtigen Humusdecke (P1, P2, P7 und P8) oder auch aus Lockergesteinsmaterialien aller Korngrößenfraktionen (P3, P4, P9, P22 und P23) sowie aus einer Mischung der beiden genannten Materialien (P10, P11, P12 P13 und P17).

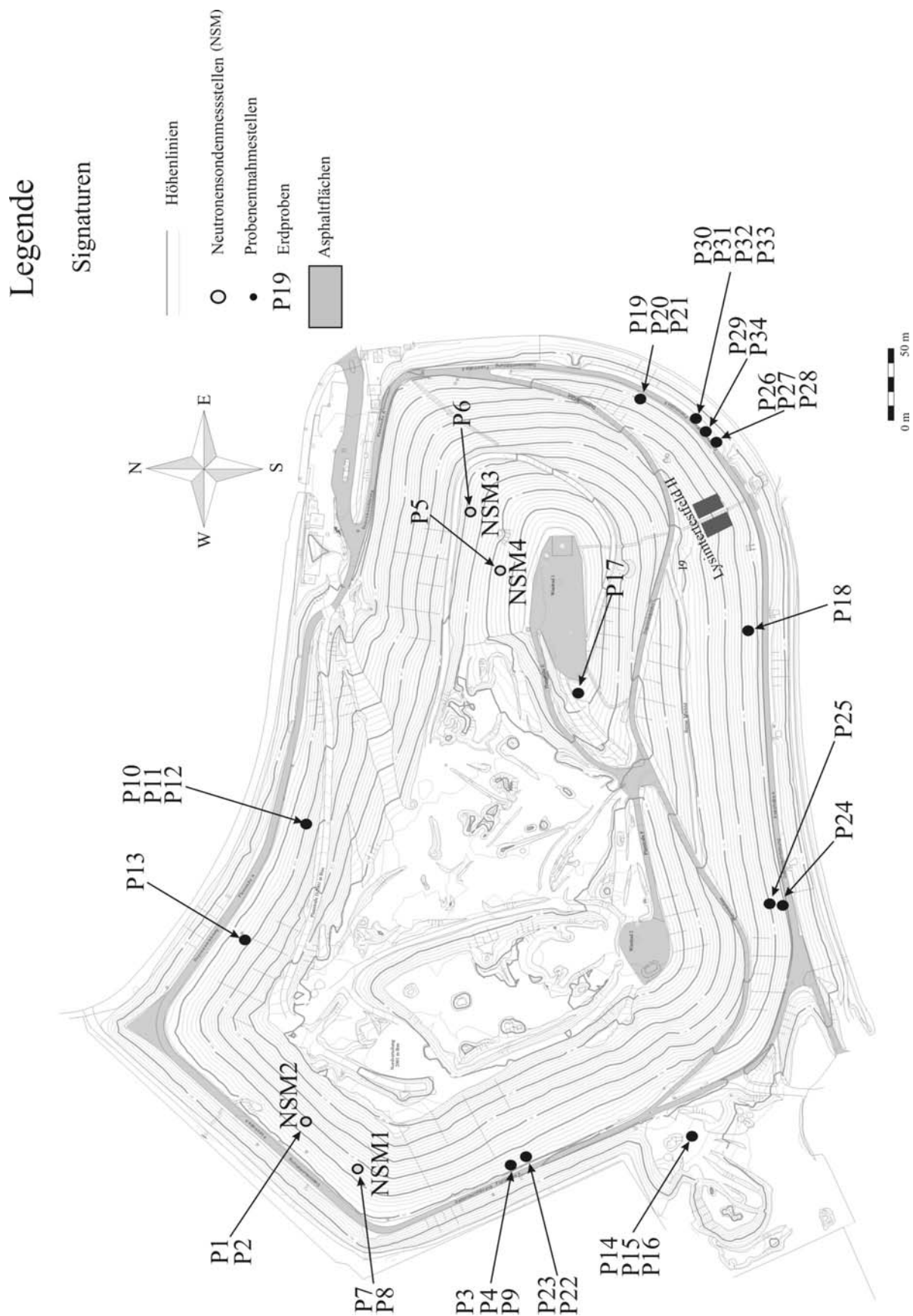


Abbildung 8: Topographische Karte der HMD Karlsruhe-West mit Lage der Probenentnahmestellen und des Lysimetertestfeldes II sowie der vier zusätzlichen Neutronensondenmessstellen (topographische Grundlage ROTH & PARTNER, 2002).

3.2 Bestimmung der Feucht- und Trockendichte, Porosität und Wassergehalte

Bei der Dichtebestimmung unterscheidet man Feuchtdichte und Trockendichte. Die Feuchtdichte (ρ_f) ist die Dichte des feuchten Bodens. Sie ist das Verhältnis aus der Masse (m_f) der feuchten Bodenprobe und dem Volumen (V_{ges}) der Probe einschließlich der mit Gas und Flüssigkeit gefüllten Poren (PRINZ, 1997):

$$\rho_f = \frac{m_f}{V_{ges}} \quad [\text{g/cm}^3]. \quad (3.1)$$

Die Trockendichte (ρ_d) ist die Dichte einer bei 105°C im Trockenschrank bis Massenkonstanz getrockneten Bodenprobe. Sie ergibt sich aus dem Verhältnis der Trockenmasse m_t und dem Gesamtvolumen (V_{ges}) der Bodenprobe (HUSMANN, 1996):

$$\rho_d = \frac{m_t}{V_{ges}} \quad [\text{g/cm}^3]. \quad (3.2)$$

Das Gesamtvolumen der Bodenproben (V_{ges}) ist die Summe aus dem Volumen des Feststoffanteils (V_s) und dem Volumen der Poren (V_p). Daraus ergibt sich folgende Formel:

$$V_{ges} = V_p + V_s = V_p + \frac{m_t}{\rho_s} \quad [\text{m}^3] \quad (3.3)$$

wobei:

$\rho_s = \text{Korndichte.}$

Zur Berechnung des Porenvolumens erhält die Gleichung folgende Form:

$$V_p = V_{ges} - \frac{m_s}{\rho_s} \quad [\text{m}^3] \quad (3.4)$$

wobei: $m_s = \text{Masse des Feststoffanteils.}$

Der Porenanteil (n) ist das Verhältnis aus Volumen der Poren (V_p) und dem Gesamtvolumen (V_{ges}) der Bodenprobe. So ergibt sich aus der oben genannten Gleichung folgende Form zur Berechnung des Porenanteils (HARTGE & HORN, 1991):

$$n = \frac{V_p}{V_{ges}} = \frac{V_{ges} - \frac{m_s}{\rho_s}}{V_{ges}} = 1 - \frac{m_s}{\rho_s * V_{ges}} \quad [-]. \quad (3.5)$$

Die Porenziffer (e) ist das Verhältnis aus dem Volumen der Poren (V_p) und dem Volumen des Feststoffanteils (V_s) im Boden. So ergibt sich, ebenfalls abgeleitet aus der oben genannten Gleichung, folgende Formel (HARTGE & HORN, 1991).

$$e = \frac{V_{ges} - V_s}{V_s} \quad [-]. \quad (3.6)$$

Zwischen Porenanteil und Porenziffer besteht die Beziehung (PRINZ, 1997):

$$n = \frac{e}{1 + e}; \quad e = \frac{n}{1 - n} \quad [-]. \quad (3.7)$$

Der Wassergehalt ist im Rahmen der Wasserbilanzierung ein weiterer wichtiger Kennwert. Der Wassergehalt wird entweder gewichtsbezogen, als gravimetrischer Wassergehalt oder auch auf das Volumen bezogen, als volumetrischer Wassergehalt bezeichnet.

Der gravimetrische Wassergehalt (Θ_m) des Bodens wird durch Wägung der Bodenprobe, vor und nach der Ofentrocknung bei 105 °C, bestimmt (DIN 18121 T1):

$$\Theta_m = \frac{m_{ges} - m_t}{m_t} * 100 = \frac{m_w}{m_t} * 100 \quad [\text{Gew. \%}] \quad (3.8)$$

wobei:

$$m_{ges} = \text{Masse der feuchten Probe}$$

$$m_w = \text{Masse des Wassers.}$$

Der volumetrische Wassergehalt (Θ) ergibt sich aus dem Volumenanteil des Wassers an dem Gesamtvolumen der Bodenprobe (BEAR, 1979):

$$\Theta = \frac{V_w}{V_{ges}} * 100 \quad [\text{Vol.- \%}] \quad (3.9)$$

wobei:

$$V_w = \text{Volumen des Wassers.}$$

3.3 Entwässerungsversuche

Für die experimentelle Bestimmung der Retentionskurven bzw. der Bodenwassercharakteristik wurden im Labor Entwässerungsversuche durchgeführt. Dafür wurden im Gelände 33 ungestörte Proben im Stechzylinder (Volumen 98 cm³) entnommen, wovon an 23 Bodenproben erfolgreich Entwässerungsversuche durchgeführt werden konnten (vgl. Tab. 1 bis Tab. 4). Die numerische Anpassung der Entwässerungscharakteristiken mit dem Programm RETC (*RETention Curve*, VAN GENUCHTEN ET AL., 1991) lieferte über die Bestimmung der VAN GENUCHTEN-Parameter für jede Bodenprobe eine Saugspannungs-Wassergehaltskurve (vgl. Abb. 9). Anhand dieser Beziehung wurden dann die bodenhydraulischen Kenngrößen Feldkapazität (FK, bei $pF = 2$) und Permanenter Welkepunkt (PWP, bei $pF = 4,2$) ermittelt. An den gleichen Stechzylinderproben wurden die gesättigten Leitfähigkeiten nach Darcy und die Sättigungswassergehalte bestimmt.

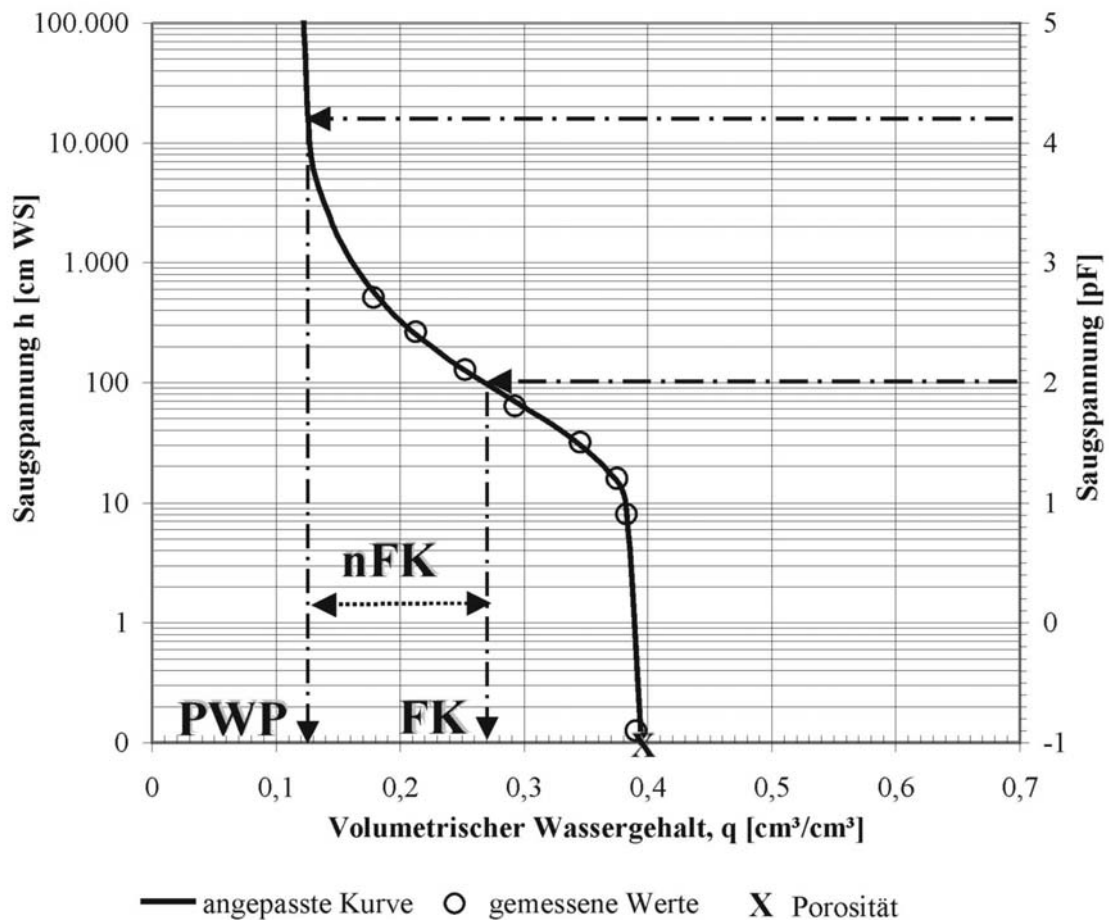


Abbildung 9: Numerisch angepasste Saugspannungs-Wassergehaltskurve (Retentionskurve) sowie die Ermittlung der Feldkapazität (FK), des Permanenten Welkepunktes (PWP) und der nutzbaren Feldkapazität (nFK) am Beispiel der Probe P23.

3.3.1 Bestimmung der gesättigten Durchlässigkeit mit dem Darcy-Versuch

Die Proben wurden mit Wasser durchströmt, um deren Durchlässigkeitseigenschaften im gesättigten Zustand zu untersuchen. Die Bestimmung der gesättigten Leitfähigkeit der einzelnen Bodenproben wurde unter vollgesättigten Verhältnissen durchgeführt. Die gesättigte Leitfähigkeit einer Bodenprobe ergibt sich dann durch Anlegen eines konstanten Potentialgefälles und der Messung der Durchflussrate. Das Maß der gesättigten Durchlässigkeit ist der Durchlässigkeitsbeiwert (k_f). Er ist der Proportionalitätsfaktor zwischen der Filtergeschwindigkeit (v_f) und dem hydraulischen Gradienten (I) (DIN 18130).

$$k_f = \frac{v_f}{I} = \frac{Q}{I * F} \quad [\text{m/s}] \quad (3.10)$$

wobei:

v_f = Filtergeschwindigkeit (spezifischer Durchfluss q) [m/s],

I = Hydraulischer Gradient [-],

Q = Durchflussrate [m³/s],

F = durchflossene Fläche [m²].

3.3.2 Bestimmung des Sättigungswassergehaltes

Der Sättigungswassergehalt ist der Wassergehalt, der zu Beginn der Entwässerungsversuche herrscht. Dazu werden die gesättigten Proben nach dem Darcy-Versuch über einen Zeitraum von mehreren Tagen auf ein mit Wasser gefülltes Gitter gestellt. Der Wasserspiegel der Proben wird auf die Unterkante der Stechzylinderproben eingestellt und die Proben bis zum Sättigungswassergehalt entwässert. Der Wassergehalt wird gravimetrisch über Massenverlust bestimmt. Zu diesem Zweck werden die Proben über einen Zeitraum von 24 Stunden bei 105 °C im Trockenschrank getrocknet. Der so ermittelte Sättigungswassergehalt dient als Ausgangswert bei der inversen Parameterbestimmung mit RETC.

3.3.3 Bodenhydraulische Parameterkurven $\Psi=f(\Theta)$

Für die Beschreibung, Parametrisierung und Modellierung der Wasser- und Lösungsbewegung in der ungesättigten Zone sind die Verhältnisse Saugspannung (Ψ_m) zu dem volumetrischen Wassergehalt (Θ) einerseits und ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit (k) zu volumetrischem Wassergehalt (Θ) andererseits von besonderem Interesse. Die Wasserspannung oder Saugspannung kann als Maß für die Intensität der Wasserbindung angesehen werden (MONTENEGRO, 1994). Die Beziehung $\Psi=f(\Theta)$ für einen Boden, auch als Bodenwassercharakteristik, Retentionskurve oder $\Psi(\Theta)$ -Kurve in der Fachliteratur bekannt, wird hauptsächlich durch Porenvolumen, Porengrößenverteilung sowie Anordnung und Vernetzung der Poren bestimmt (GIURGEA, 1999).

Im Rahmen der eigentlichen Entwässerungsphasen wurden die Proben durch Anlegen eines Unterdrucks (Saugspannung) an ihre Unterkante stufenweise entwässert. Jede Entwässerungsstufe wurde so lange beibehalten, bis kein Wasser mehr aus der Probe ausgeflossen ist bzw. bis zum Erreichen eines hydraulischen Gleichgewichts. Über das

aufgefangene Wasser wurde für jede Unterdruckstufe der volumetrische Wassergehalt der Probe zurückgerechnet.

Die Druckstufen wurden wie folgt vorgegeben:

8,1	cm WS	entspricht	pF = 0,91,
16,0	cm WS	entspricht	pF = 1,20,
31,7	cm WS	entspricht	pF = 1,50,
63,8	cm WS	entspricht	pF = 1,80,
128,6	cm WS	entspricht	pF = 2,11,
266,0	cm WS	entspricht	pF = 2,41,
512,0	cm WS	entspricht	pF = 2,71,

wobei:

WS = Wassersäule.

Als Versuchsergebnis ergibt sich eine experimentelle Retentionskurve ($\Psi = f(\Theta)$). Messtechnisch kann die Retentionskurve nur bis 0,5 bar gemessen werden. Deshalb muss sie zu ihrer Vervollständigung durch Modelle oder numerische Methoden extrapoliert werden. Für diese Arbeit wurde der VAN GENUCHTEN-Ansatz ausgewählt.

$$\Theta = \Theta_r + \frac{\Theta_s - \Theta_r}{[1 + (\alpha * \Psi)^n]^m} \quad (\text{nach VAN GENUCHTEN, 1980}) \quad (3.11)$$

Die Gleichungsparameter (VAN GENUCHTEN-Parameter) sind wie folgt definiert:

- α [1/L] entspricht dem Kehrwert der Wasserspannung bei steilstem Kurvenverlauf. α beschreibt grob die Lage des Porengrößenmaximums innerhalb der Porengrößenverteilung (MONTENEGRO, 1994). Je kleiner der Wert von α , desto kleiner ist der Porenradius dieses Maximums. Für α werden Werte von 0,5 1/m (tonreiche Böden) bis 35 1/m (sandige Böden)

angegeben (HARTGE & HORN, 1991). Der Kehrwert $1/\alpha$ entspricht dem Lufteintrittspunkt, d.h. der Saugspannung oberhalb welcher eine nennenswerte Entwässerung stattfindet.

- n [-] und m [-] sind voneinander abhängige Parameter, welche die Steilheit der Entwässerungskurve festhalten (HARTGE & HORN, 1991). Sie charakterisieren die Breite der Korngrößenverteilung (DURNER, 1991). Für n werden Werte von 1,5 (tonreiche Böden) bis ca. 4,5 (sandige Böden) angegeben (HARTGE & HORN, 1991).
- Θ_r [Vol.- %] stellt den residualen Wassergehalt einer Bodenprobe dar. Im Entwässerungsversuch entspricht das dem minimalen Wassergehalt, dem sich die Saugspannungskurve bei Entwässerung asymptotisch nähert (MONTENEGRO, 1994).
- Θ_s [Vol.- %] stellt den Sättigungswassergehalt einer Bodenprobe dar. Bei diesem Wassergehalt sind alle kommunizierenden Poren mit Wasser gefüllt (GIURGEA, 1999).

Die Auswertung von Entwässerungscharakteristiken erfolgte mit dem Programm RETC und erlaubt, eine numerische Lösung an eine gemessene Entwässerungskurve anzupassen. Durch diese Anpassung werden die VAN GENUCHTEN-Parameter bestimmt. Aus dem Verlauf der vollständigen, numerisch extrapolierten und ergänzten Entwässerungskurven werden die Feldkapazität und der Permanente Welkepunkt der Proben abgeleitet (vgl. Abb. 9).

3.3.4 Bestimmung der Feldkapazität (FK) und des Permanenten Welkepunktes (PWP)

Die Feldkapazität ist der Wassergehalt des Bodens, oberhalb dessen jede weitere Zufuhr von Wasser zur Wasserabgabe in die Tiefe führt. Er gibt also die Wassermenge an, die ein Boden gegen den Einfluss der Schwerkraft festhalten kann (konventionell angegeben als Wassergehalt 2–3 Tage nach voller Wassersättigung). Die Feldkapazität wird als Prozentzahl, auf die Masse oder das Volumen bezogen (Gew. % bzw. Vol.- %) angegeben (HARTGE & HORN, 1991). Die Feldkapazität ergibt sich somit aus:

$$FK = W_g * \frac{\rho_d}{\rho_w} \quad [-], \quad (3.12)$$

wobei:

W_g = gravimetrischer Wassergehalt 2-3 Tage nach der Vollsättigung [-],
 ρ_d = Dichte der trockenen Bodenprobe [g/cm³],
 ρ_w = Dichte von Wasser [g/cm³].

Der permanente Welkepunkt ist der Grenzbereich für den Wassergehalt eines Bodens, bei dem die meisten Pflanzen irreversibel zu welken beginnen. Der permanente Welkepunkt ist erreicht, wenn der pF-Wert im Boden über 4,2 steigt, da die maximale Saugspannung, die Pflanzen erzeugen können einem pF-Wert von 4,2 entspricht (PRINZ, 1997).

Der Wert der Feldkapazität und des permanenten Welkepunktes kann mit Hilfe der Entwässerungskurve bestimmt werden (vgl. Abb. 9). Im Allgemeinen ist die Feldkapazität der Wassergehalt eines Bodens bei einer Saugspannung zwischen $pF = 1,8$ und $pF = 2,5$ (PRINZ, 1997). Für die Bestimmung des permanenten Welkepunktes mit Hilfe der (mit dem Programms RETC bestimmten) VAN GENUCHTEN-Parameter wurde der Wassergehalt eines Bodens bei einer Saugspannung von $pF = 2$ angenommen.

3.3.5 Ergebnisse der Entwässerungsversuche

Zur Bestimmung des Sättigungswassergehaltes (Θ_s), der VAN GENUCHTEN-Parameter (α und n), des Permanenten Welkepunktes (PWP), der Feldkapazität (FK) und der gesättigten Leitfähigkeit (k_f) wurden 33 ungestörte Bodenproben aus der Oberflächenabdeckung der HMD Karlsruhe-West entnommen und Entwässerungsversuche durchgeführt. Schließlich konnten 23 Proben analysiert und die oben genannten Parameter bestimmt werden. Messtechnisch bedingt mussten 10 Proben ausgeschlossen werden. Tabellen 1 und 3 zeigen die Ergebnisse der Anpassung mit dem Programm RETC und die gesättigten Durchlässigkeiten (k_f), welche mit den Darcy- Versuchen ermittelt wurden.

Im Zuge von Reparaturarbeiten am Ringdrainagesystem im südöstlichen Bereich der Deponie, ca. 30 bis 40 m vom Lysimetertestfeld II entfernt, musste die Oberflächenabdichtung direkt unterhalb der Ringstrasse bis zur Basis der Abdichtung geöffnet werden. Somit ergab sich eine günstige Möglichkeit, der Entnahme von Stechzylinderproben. Vier Proben (P30, P31, P32 und P33) wurden aus dem Wurzelbodenbereich, zwei Proben (P27 und P29) aus der Tondichtung und eine Probe aus der Kapillarschicht (P34) entnommen.

Tabelle 1: Ergebnisse der Bestimmung der VAN GENUCHTEN-Parameter der Oberflächenabdichtung der Deponie.

Probennr.	Schicht	Entnahmetiefe [cm]	VAN GENUCHTEN-Parameter			
			Θ_s [-]	Θ_r [-]	α [1/m]	n [-]
P31	Wurzelboden	10	0,52	0,13	3,700	1,22
P30	Wurzelboden	90	0,28	0,02	2,000	1,28
P32	Wurzelboden	140	0,37	0,21	1,500	1,50
P33	Wurzelboden	190	0,36	0,05	3,500	1,04
P18	Wurzelboden	10	0,40	0,11	0,028	1,52
P21	Wurzelboden	10	0,29	0,15	0,137	0,40
P24	Wurzelboden	10	0,43	0,32	0,015	1,40
	OKF	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
P27	min.	240	0,45	0,21	4,700	1,43
P34	KS	266	0,35	n.b.	1,500	9,56
	KBS	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tabelle 2: Ergebnis der Bestimmung der Kenngrößen Durchlässigkeitsbeiwert (k_f -Wert), Feldkapazität (FK), Permanenten Welkepunkt (PWP), nutzbare Feldkapazität (nFK) und Porosität (n) für die Schichten der Oberflächenabdichtung der Deponie.

Probennr.	k_f -Wert	FK	PWP	nFK	n
	[m/s]	[-]	[-]	[-]	[-]
P31	$6,1 \cdot 10^{-6}$	0,41	0,23	0,18	0,52
P30	$5,9 \cdot 10^{-7}$	0,22	0,08	0,14	0,29
P32	$1,7 \cdot 10^{-5}$	0,29	0,22	0,07	0,36
P33	$6,5 \cdot 10^{-7}$	0,35	0,3	0,05	0,37
P18	$4,6 \cdot 10^{-6}$	0,27	0,13	0,14	0,38
P21	$4,6 \cdot 10^{-5}$	0,38	0,68	0,01	0,4
P24	$1,0 \cdot 10^{-6}$	0,40	0,33	0,07	0,43
P27	$4,8 \cdot 10^{-7}$	0,35	0,18	0,17	0,39
P34	$1,0 \cdot 10^{-5}$	0,27	0,26	0,01	0,37

Die Analyse der Bodenproben lässt sich in Proben der Oberflächenabdichtung und der temporären Oberflächenabdeckung unterscheiden. Für die Analyse der Wurzelbodenschicht wurden 7 Bodenproben aus verschiedenen Tiefen von 10 bis 190 cm entnommen. Die Bodenproben P31 und P32 zeichnen sich durch eine gute Übereinstimmung der VAN GENUCHTEN-Parameter und des Durchlässigkeitsbeiwertes aus, die bereits in der Vorerkundungsphase zum Bau des Lysimetertestfeldes gemessen wurden (ZISCHAK, 1997). Die unterschiedlichen hydraulischen Kenngrößen der Bodenproben P30, P33, P18, P21 und P24 resultieren aus dem unterschiedlichen Aufbau der Wurzelbodenschicht der Oberflächenabdichtung. Sie sind allerdings auch das Produkt ihres Messprinzips. So sind die

geringen residualen Wassergehalte der Proben P30 und P33 mit 0,02 und 0,05 eher typisch für einen reinen Sand, wobei die geringen Durchlässigkeitsbeiwerte von $6 \cdot 10^{-7}$ m/s eher eine siltige Probe charakterisieren. Die Ursache des geringen residualen Wassergehaltes ist das Resultat der numerischen Extrapolation der Retentionskurve. Da nicht genügend Messpunkte zur Verfügung stehen, muss die Beurteilung der residualen Wassergehalte kritisch betrachtet werden. Diese Werte entsprechen wahrscheinlich nicht der Realität. Der Betrag der residualen Wassergehalte dieser Proben sollte eher denen der Proben P30 und P33 entsprechen. Die Probe der mineralischen Dichtungsschicht zeigt mit $4,8 \cdot 10^{-7}$ m/s statt $5 \cdot 10^{-9}$ m/s einen zu hohen Durchlässigkeitsbeiwert. Vermutlich kann auch hier, verursacht durch eine Randumläufigkeit, der tatsächliche Durchlässigkeitsbeiwert dieser Probe in der Realität viel geringer sein.

Die Ergebnisse der Bestimmung der hydraulischen Eigenschaften der Bodenproben in den Tabellen 3 und 4 spiegeln die Variabilität des Aufbaus der temporären Oberflächenabdeckung wieder. Humus zeichnet sich durch eine hohe Feldkapazität um 0,55 aus. Und wird im Allgemeinen oft als temporäres Oberflächenabdeckungsmaterial verwendet.

Durch das hohe Wasserspeichervermögen von Humus kann die Evapotranspiration deutlich erhöht und damit die Sickerwassermenge reduziert werden (MARKWARDT, 2004) .

Die gemessenen hydraulischen Bodeneigenschaften dienen als Ausgangsdatensatz für die Bestimmung der Wasserbilanz der HMD Karlsruhe-West. Für die Bestimmung der Wasserbilanz der temporären Abdeckung wurden die gemessenen hydraulischen Bodeneigenschaften unverändert übernommen. Für die Bestimmung der Wasserbilanz der Oberflächenabdichtung dienten die gemessenen hydraulischen Bodeneigenschaften als Eingangsdatensatz für die Erstellung eines Ausgangsmodells, welches dann Schrittweise durch die Variation der Bodeneigenschaften an reale Verhältnisse angepasst wurde.

Tabelle 3: Ergebnisse der Bestimmung der VAN GENUCHTEN-Parameter der temporären Oberflächenabdeckung der HMD Karlsruhe-West.

Probennr.	Bodentyp	Entnahmetiefe [cm]	VAN GENUCHTEN-Parameter			
			Θ_s [-]	Θ_r [-]	α [1/m]	n [-]
P2	Hu	Oberflächennah, aus 10 - 20 cm Tiefe.	0,56	0,00	0,002	1,45
P7	Hu		0,63	0,19	0,015	1,27
P8	Hu		0,74	0,38	0,065	1,40
P3	S, u, t, g		0,35	0,03	0,020	1,20
P4	S, u, t, g		0,64	0,00	0,786	1,40
P9	S, u, t, g		0,31	0,21	0,049	1,80
P22	S, u, t, g		0,38	0,15	0,008	1,69
P23	S, u, t, g		0,30	0,00	0,022	1,20
P11	Hu, s, u, t, g		0,40	0,24	0,080	1,58
P12	Hu, s, u, t, g		0,54	0,18	4,347	1,21
P13	Hu, s, u, t, g		0,39	0,18	0,072	1,43
P14	U, t		0,43	0,32	0,108	0,47
P16	U, t		0,43	0,34	0,087	0,44
P17	Hu, s, f, t, g		0,36	0,09	0,042	1,48

Tabelle 4: Ergebnis der Bestimmung der Kenngrößen Durchlässigkeitsbeiwert (k_f -Wert), Feldkapazität (FK), Permanenten Welkepunkt (PWP), nutzbare Feldkapazität (nFK) und Porosität (n) für die Schichten der temporären Oberflächenabdeckung.

Probennr.	k_f -Wert	FK	PWP	nFK	n
	[m/s]	[-]	[-]	[-]	[-]
P2	$5,7 \cdot 10^{-07}$	0,54	0,12	0,42	0,57
P7	$2,3 \cdot 10^{-05}$	0,55	0,29	0,25	0,64
P8	$1,1 \cdot 10^{-04}$	0,55	0,40	0,15	0,74
P3	$3,8 \cdot 10^{-06}$	0,29	0,13	0,16	0,38
P4	$1,9 \cdot 10^{-04}$	0,10	0,01	0,09	0,67
P9	$5,4 \cdot 10^{-06}$	0,24	0,21	0,03	0,33
P22	$6,1 \cdot 10^{-07}$	0,33	0,16	0,18	0,31
P23	$1,0 \cdot 10^{-06}$	0,23	0,07	0,16	0,30
P11	$1,0 \cdot 10^{-04}$	0,29	0,25	0,04	0,40
P12	$1,0 \cdot 10^{-04}$	0,28	0,21	0,07	0,36
P13	$5,6 \cdot 10^{-06}$	0,27	0,19	0,08	0,39
P14	$1,0 \cdot 10^{-06}$	0,45	0,28	0,01	0,47
P16	$2,4 \cdot 10^{-06}$	0,60	0,16	0,09	0,44
P17	$9,6 \cdot 10^{-06}$	0,22	0,10	0,12	0,34

3.4 Bodenfeuchteprofilmessungen mit der Neutronensonde

Mit der Neutronensonde werden die Wassergehalte des Bodens ermittelt. Diese Wassergehalte dienen zur Bestimmung der Wassergehaltsdifferenzen (ΔS) der Wasserbilanz des Lysimetertestfeldes II der HMD Karlsruhe-West. Die Wassergehaltsdifferenz entspricht dabei der Wassergehaltsänderung zwischen zwei Bodenwassergehaltsmessungen (BOHLEBER, 1992).

Das Verfahren der Neutronensondenmessung beruht auf dem Prinzip der elastischen Streuung und Abbremsung von schnellen Neutronen bei der Kollision mit Atomkernen des zu untersuchenden Substrats (BOHLEBER, 1992). Seit dem Jahr 1999 wird innerhalb von 8 Neutronensondenmessstellen der Wassergehalt des Substrats des Lysimetertestfeldes ermittelt. Außerdem kann mittels Neutronensondenmessungen auch über die Bestimmung von Bodenfeuchteprofilen die Verdunstungstiefe (VT) bestimmt werden. Die Verdunstungstiefe ist die Tiefe der Wassergehaltsänderungen, die durch Transpiration von Pflanzen und durch direkter Bodenverdunstung aus dem Boden an die Atmosphäre abgegeben wird. Die Verdunstungstiefe ist ein relevanter Wert für die Bestimmung der realen Evapotranspiration.

Für die Bestimmung der Verdunstungstiefe wurden im August 2002 zusätzlich vier Neutronensondenmessstellen innerhalb des Deponiegeländes errichtet. Eine Messstelle wurde innerhalb der temporären Abdeckung aus einer 2 m mächtigen Deckschicht aus Humusmaterial (NSM 2) und eine weitere innerhalb einer geringmächtigen Deckschicht aus Humus, welche durch Abfallstoffe unterlagert wurde (NSM 1) eingebaut. Zwei weitere Neutronensondenmessstellen (NSM 3 und NSM 4) wurden innerhalb der bereits fertig gestellten Oberflächenabdichtung nördlich des Windrades 1 errichtet (vgl. Abb. 8).

Im Jahr 2004 wurde die seit Jahren genutzte alte Neutronensonde, aufgrund eines Defektes, durch eine neue Neutronensonde ersetzt. Durch die veränderte Konstruktionsweise der neuen Neutronensonde und der damit verbundenen Änderungen der relativen Messgrößen wurde im Herbst 2004 eine Kalibrierung der neuen Sonde durchgeführt. Die Grundlage dieser Kalibrierung bilden Vergleichsmessungen mit der alten Neutronensonde als auch Bodenfeuchtemessungen und Probenentnahmen an einem Versuchsdamm des Instituts für Boden- und Felsmechanik (IBF), dessen Bodenwassergehalt durch einseitigen Wasseraufstau verändert werden konnte.

3.4.1 Grundlagen der Bodenfeuchtemessungen mit der Neutronensonde

Die Neutronensonde ist ein Messinstrument zur Ermittlung der volumetrischen Bodenfeuchte. Die Messeinrichtung besteht neben der zylindrischen Sonde auch aus einem V4A Stahlrohr mit einem Innendurchmesser von 40,5 mm und einem Außendurchmesser von 44,5 mm, das am unteren Ende wasserdicht verschlossen bzw. mit einer Rammspitze versehen ist. Die Länge des Messrohres beträgt im Allgemeinen zwischen 3 und 4 m. Für optimale Einbaubedingungen ist eine Vorsondierung mit einem Bohrlochdurchmesser von 40 mm sinnvoll. Die Sonde kann dann mit wenig Kraftaufwand in das Bodenprofil eingetrieben werden. Diese Vorgehensweise garantiert eine optimale Boden-Rohr-Anbindung und verhindert das Verbiegen des Messrohres. Die Messung des Wassergehaltes kann sofort nach Einbau des Messrohres, tiefendifferenziert in 10 cm Schritten, durchgeführt werden.

Die maßgeblichen Bauelemente der Neutronensonde sind eine metallummantelte Neutronenquelle, welche die Elemente Americium und Beryllium ($^{241}_{95}\text{Am}$ und ^9_4Be) beinhaltet, und einen Neutronendetektor der sich im Umfeld der Neutronenquelle befindet (DITCOT INSTRUMENT COMPANY LIMITED, 1981).

Das Prinzip der Neutronensonde beruht auf dem gänzlich unterschiedlichen Messprinzip, von schnellen und von langsamen Neutronen. Die Quelle der Neutronensonde sendet schnelle Neutronen gleichförmig in jede Richtung des umgebenden feuchten Boden aus. Diese schnellen Neutronen kollidieren mit den Atomen des umgebenden Bodens und verändern ihre Flugrichtung. Allerdings geben schnelle Neutronen bei der Kollision mit Atomen ähnlicher Masse, bevorzugt dem Wasserstoffatom, einen großen Teil ihrer Energie ab und werden zu sogenannten langsamen Neutronen. Da das Wasserstoffatom ein Bestandteil des Wassermoleküls ist, kann man aus der Intensität der gemessenen langsamen Neutronen auf den Wassergehalt im Boden schließen (vgl. Abb. 10). Die Ausgabedaten der Neutronensonde sind in Zählrate pro Sekunde [counts per second = cps]. Da dieser Wert nicht nur von der Intensität der gemessenen langsamen Neutronen abhängig ist sondern auch von der Bauweise der Neutronensonde, Halbwertszeit der Quelle und dem Abstand der Quelle zum Detektor, ist eine Kalibrierung der Neutronensonde unumgänglich.

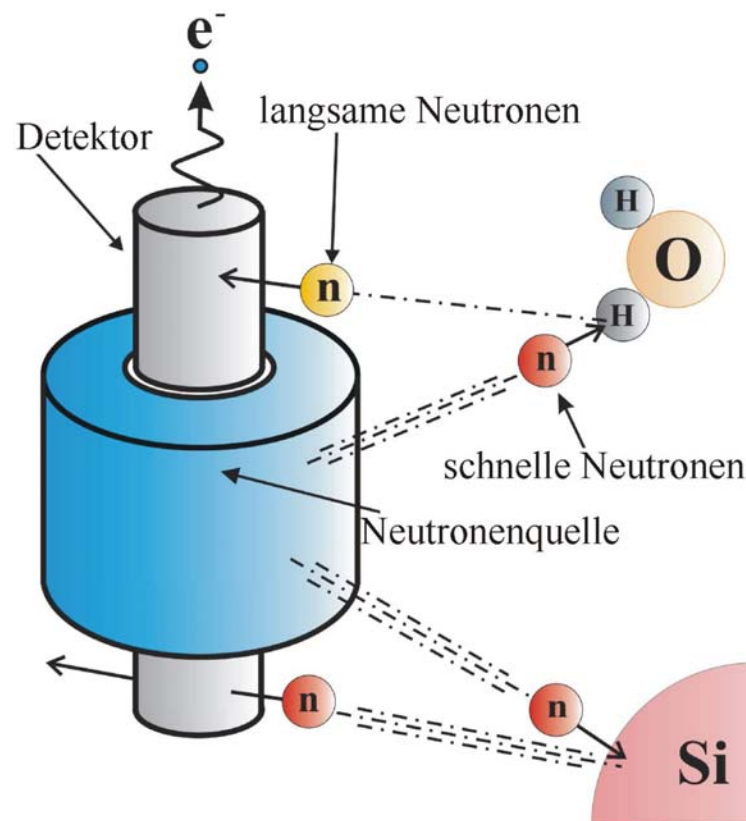


Abbildung 10: Skizziertes Messprinzip der Neutronensonde.

Der Hersteller der Neutronensonde DITCOT INSTRUMENT COMPANY LTD. sieht für natürliche Böden diese drei Kalibrierkurven vor:

Für Sande, Schluffe oder Kiese:
$$\Theta = 0,790 \frac{R}{R_W} - 0,024, \quad (3.12)$$

für Lehme:
$$\Theta = 0,867 \frac{R}{R_W} - 0,016, \quad (3.13)$$

für Tone und Humus:
$$\Theta = 0,958 \frac{R}{R_W} - 0,012, \quad (3.14)$$

wobei:

Θ = volumetrischer Wassergehalt eines Bodens [Vol/Vol],
 R = Zählrate pro Sekunde [cps],
 R_W = Zählrate einer regelmäßig durchgeführten Messung in einem Wasserfass zur Bestimmung der Aktivität der Neutronenquelle [cps].

Die Aufenthaltswahrscheinlichkeit von langsamen Neutronen im Umfeld der Neutronensonde kann, laut den Angaben des Herstellers (RGI, Calmbach) der neuen Neutronensonde, näherungsweise ermittelt werden. Der Interaktionsraum von Neutronen, also jener Raum in dem schnelle Neutronen durch Streuung an Wasserstoffatomen zu langsamen Neutronen abgebremst werden, ist kugelförmig um die Neutronenquelle orientiert. Der Radius dieses Interaktionsraumes wird mit der Zunahme des Wassergehaltes im Boden kleiner. Die Ursache dafür ist folgender Effekt: mit der Zunahme des Wassergehaltes im Boden verringert sich die Reichweite der Neutronen, der Radius des Interaktionsraums wird also kleiner (vgl. Abb. 11). Der Interaktionsraum von 95 % aller Neutronen kann als Kugel mit einem bestimmten Radius in Abhängigkeit zum Bodenwassergehalt in folgender Weise beschrieben werden:

$$r = 15 \cdot \sqrt[3]{\frac{100}{m \cdot \rho_d}}, \quad (3.15)$$

wobei:

- r = Radius des Interaktionsraums von 95 % der Neutronen [cm],
- m = Bodenfeuchte [Vol.-%],
- ρ_d = Trockendichte des Bodens [g/cm³].

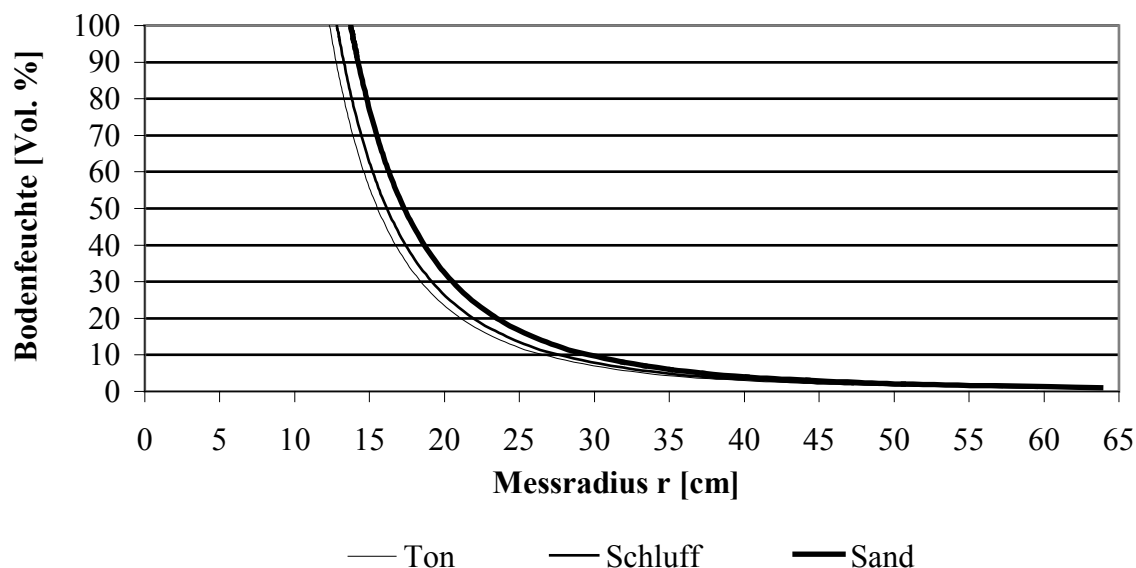


Abbildung 11: Theoretische Aufenthaltswahrscheinlichkeit von 95 % aller schnellen Neutronen bzw. die Größe des Interaktionsraums von schnellen Neutronen. Hier als rechnerisches Beispiel an einem sandigen, schluffigen und tonigen Messumfeld. Dieser Interaktionsraum entspricht dem Messradius der Neutronensonde.

3.4.2 Kalibrierung der Neutronensonde

Die Neutronensonde, die seit mehr als 15 Jahren an der AGK genutzt wurde, musste im Laufe des Jahres 2004 durch eine neue Neutronensonde ersetzt werden. Das Unternehmen RGI in Calmbach (Schwarzwald) wurde mit dem Bau einer neuen Neutronensonde beauftragt. Die Konstruktion sah die Wiederverwendung des bereits zuvor genutzten Americium/Beryllium Neutronenemitters vor. Während die alte Neutronensonde noch einen stabförmigen Neutronendetektor besaß, welcher sich innerhalb des ringförmigen Neutronenemitters befand, besitzt die neue Neutronensonde einen punktförmigen Neutronendetektor, der ca. 11 cm über dem Neutronenemitter lokalisiert ist. Aufgrund der Veränderung der gemessenen Relativwerte [cps] die unter Verwendung der Kalibrierfunktionen in vollmetrische Wassergehalte umgerechnet werden können, musste eine Kalibrierung der neuen Neutronensonde durchgeführt werden.

Die Kalibrierung basiert auf dem Datenvergleich von Messungen der alten und der neuen Neutronensonde an dem Lysimetertestfeld II und zusätzlichen Messungen und Probenentnahmen an einem Versuchsdamm.

Unter Verwendung von Messungen der alten Neutronensonde im Mai 2004 und der neuen Neutronensonde im Juli 2004 wurde eine empirische Funktion ermittelt, die eine Anpassung der Daten der beiden Sonden ermöglicht (vgl. Abb. 12):

$$R = R' + 0,0104545 * (R')^2, \quad (3.16)$$

wobei:

R = Zählrate pro Sekunde der alten Neutronensonde [cps],
 R' = Zählrate pro Sekunde der neuen Neutronensonde [cps].

Aufgrund des zeitlichen Unterschieds zwischen beiden Messungen, hatte sich zwangsläufig der Wassergehalt des Bodens erheblich verändert. Einzig die Messwerte der Bodenfeuchte in einer Tiefe von 280 cm wurden deswegen für die Anpassung verwendet. Die dort lokalisierte mineralische Dichtungsschicht zeigte keine messbaren Änderungen des Wassergehaltes im Zentrum (vgl. Abb. 12).

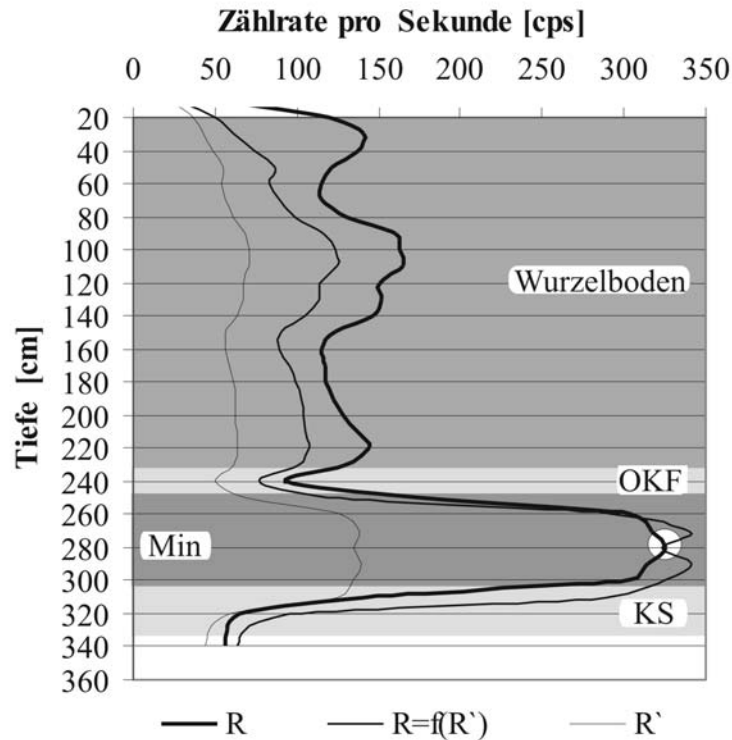


Abbildung 12: Kalibrierung der neuen Neutronensonde durch Annäherung an die Daten der alten Neutronensonde unter Verwendung einer empirischen Funktion. Links: gemessene Relativwerte der neuen Neutronensonde (R'), rechts: gemessene Relativwerte der alten Neutronensonde (R) und Mitte: Annäherung der Messdaten der neuen Neutronensonde unter Verwendung einer empirischen Funktion ($R=f(R')$). Dargestellte Ergebnisse stammen aus Neutronensondenmessungen innerhalb des Lysimetertestfeldes II, Messtelle NS 7.

Die Kalibrierung der neuen Neutronensonde an lediglich einem Messpunkt war unzufriedenstellend. Deshalb wurde der ermittelte Zusammenhang von alter und neuer Neutronensonde mit Messungen am Versuchsdamme geprüft. Diese Messungen wurden im Rahmen der SMG (Soil Moisture Group, Forschergemeinschaft der Universität Karlsruhe) durchgeführt. Das Institut für Boden- und Felsmechanik (IFB) unterhält für wissenschaftliche Arbeiten einen 1,37 m hohen, 8 m langen und 2,3 m breiten Versuchsdamme, welcher je nach Wunsch einseitig mit Wasser aufgestaut werden kann.

Die Dammkrone besteht aus einer 1 m breiten und 2,3 m langen Fläche. Längs fallen die Dammlanken gegen 0 m Dammhöhe ab (vgl. Abb. 13). Das Baumaterial des Dammes ist ein sandiger Schluff mit geringem Anteil von Kies. Es besitzt eine Korndichte von $\rho_s = 2,65 \text{ g/cm}^3$ (SCHEUERMANN ET AL., 2002). Messungen der Bodenproben ergaben eine Trockendichte von $\rho_d = 1,81 \text{ g/cm}^3$ und eine mittlere Porenzahl $n = 0,42$. Für den Bau des Dammes wurde laut IFB das Erdmaterial lagenweise in 10 cm mächtigen Schichten eingebaut

und verdichtet. Die Bodenproben wurden direkt aus dem nahen Umfeld der Neutronensonden entnommen. Für die Probennahme diente ein Probeentnahmeggerät, welches eine tiefendifferenzierte Entnahme in 8 bis 10 cm Inkrementen erlaubte. Nach der Entnahme wurden die Proben sofort luftdicht verpackt. Die Bestimmung des gravimetrischen Wassergehalts wurde durch Ofentrocknung bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz der Bodenproben ermittelt.

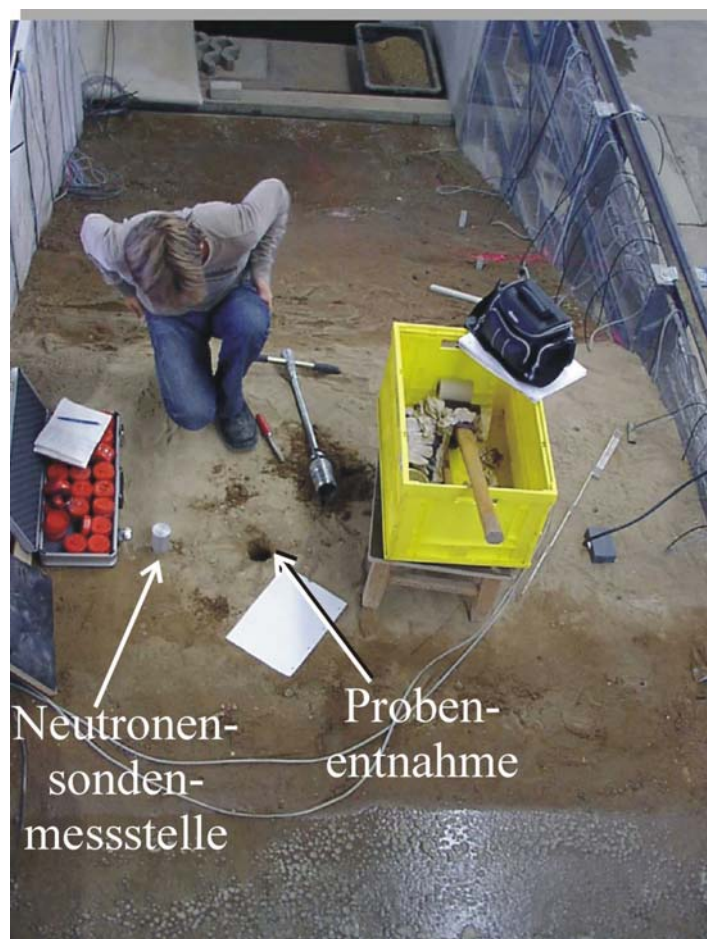


Abbildung 13: Probenentnahme vom 13.10.2005 auf der Dammkrone für die Bestimmung des gravimetrischen Wassergehaltes. Im Vordergrund, die mit Wasser befüllte Seite des Versuchsdammes. Probeentnahmeggerät, T-förmiger Gegenstand in der Bildmitte. Links, Kiste mit luftdicht verschlossenen Probenbehälter.

Durch die Einrichtung einer Neutronensondenmessstelle und der parallelen Entnahme von Bodenproben für die direkte Ermittlung der Bodenfeuchte im Labor, konnten, bei unterschiedlichem Wasseraufstau, die Messwerte der neuen Neutronensonde sowie die Kalibrierfunktion als auch die vom Hersteller der alten Neutronensonde (DITCOT INSTRUMENT COMPANY LTD) angegebenen Kalibrierkurven für Sande und Schluffe geprüft werden.

Die Neutronensondenmessstelle wurde dabei zentral in Längsrichtung innerhalb der Dammkrone abgeteuft. Bautechnisch bedingt konnte dann mit der Neutronensonde bis zu einer Tiefe von 120,5 cm gemessen werden. Insgesamt wurden mit der Neutronensonde 12 Messkampagnen zwischen dem 30.08.2005 und dem 13.10.2005 durchgeführt. Dabei wurden jeweils Bodenfeuchteprofile bei unterschiedlicher Wasseraufstauhöhe gemessen. An drei Tagen dieser Messkampagnen (30.08., 22.09 und 13.10.2005) wurden zeitgleich 27 Bodenproben aus dem Profil des Damms entnommen und deren Feuchte im Labor gemessen.

Mittels der Dichte des Dammmaterials, dem Volumen der Bodenprobe und dem gravimetrischen Wassergehalt wurde der volumetrische Wassergehalt der Bodenproben ermittelt. Der Vergleich der mittels Neutronensonde gemessenen und mit Bodenproben bestimmten Bodenfeuchtenprofile ermöglichte die Überprüfung der Bodenfeuchte bei unterschiedlichen Bodenwassergehalten.

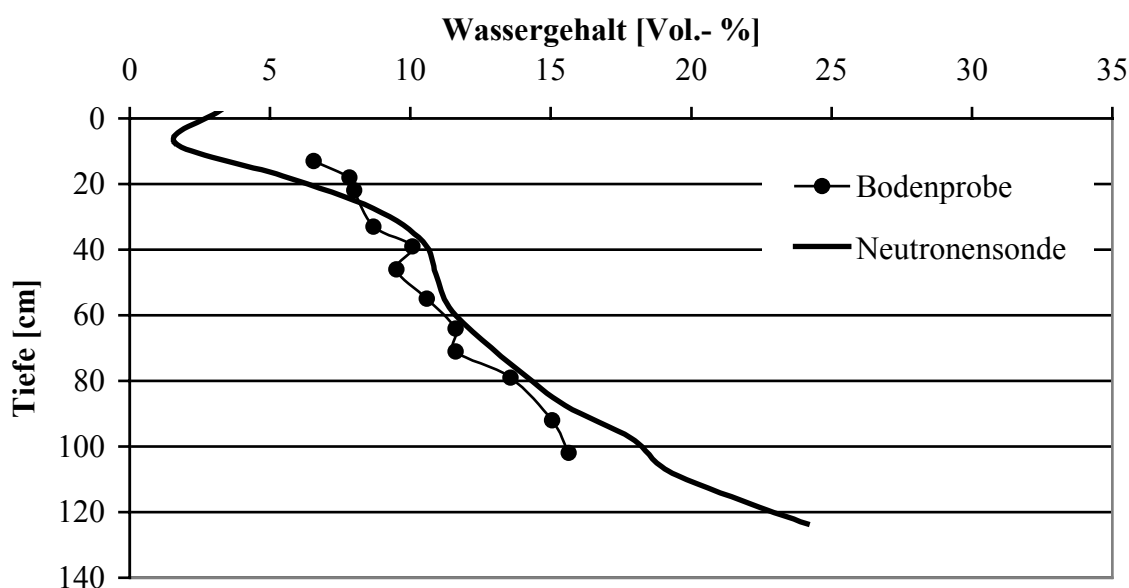


Abbildung 14: Vergleich der Bodenfeuchtemessungen vom 30.8.2005 mittels Neutronensonde und Bodenproben.

Das erste Messprofil wurde am 30.08.2005 erstellt. Der Damm war zu diesem Zeitpunkt vollständig entleert und enthielt nur Restwasser einer früheren Messkampagne (vgl. Abb. 14). 12 Bodenproben wurden tiefendifferenziert aus dem Zentrum des Damms, in ca. 8 cm Inkrementen, zwischen 13 bis 102 cm, unterhalb der Dammkrone entnommen. In dem daraus resultierenden Sondierloch wurde der, für die Neutronensondenmessung nötige Rohreinsatz, eingesetzt und sofort eine Neutronensondenmessung durchgeführt. Das Bodenfeuchteprofil des trockenen Damms zeigt eine vertikal von oben nach unten zunehmende

Bodenfeuchteverteilung. Die Auswertung der Wassergehalte der Bodenproben zeigt einen nahezu linearen Verlauf des Bodenfeuchteprofils. Die geringste Bodenfeuchte wurde mit 6,6 Vol.- % 13 cm unterhalb der Dammkrone ermittelt. Die höchste Bodenfeuchte wurde mit 15,6 Vol.- % nahe der Dammbasis ermittelt.

Ein ähnlicher Verlauf zeigt auch das mit der Neutronensonde ermittelte Bodenfeuchteprofil. Die zu geringen Werte bis etwa 20 cm unterhalb der Dammkrone sind messtechnisch bedingt.

Die Abweichung der beiden Bodenfeuchteprofile beträgt im Mittel 1,2 Vol.- % (min. 0,4 Vol.- % bei 39 und 55 cm und max. 2,2 Vol.- % bei 46 cm Tiefe).

Das Bodenfeuchteprofil der Neutronensonde zeigt zwei Auffälligkeiten: einen hakenförmigen Verlauf nahe der Oberfläche und Abweichungen vom sonst insgesamt linearen Verlauf im Bereich großer Tiefen. Diese beiden Auffälligkeiten werden im Kapitel 3.4.3 näher betrachtet.

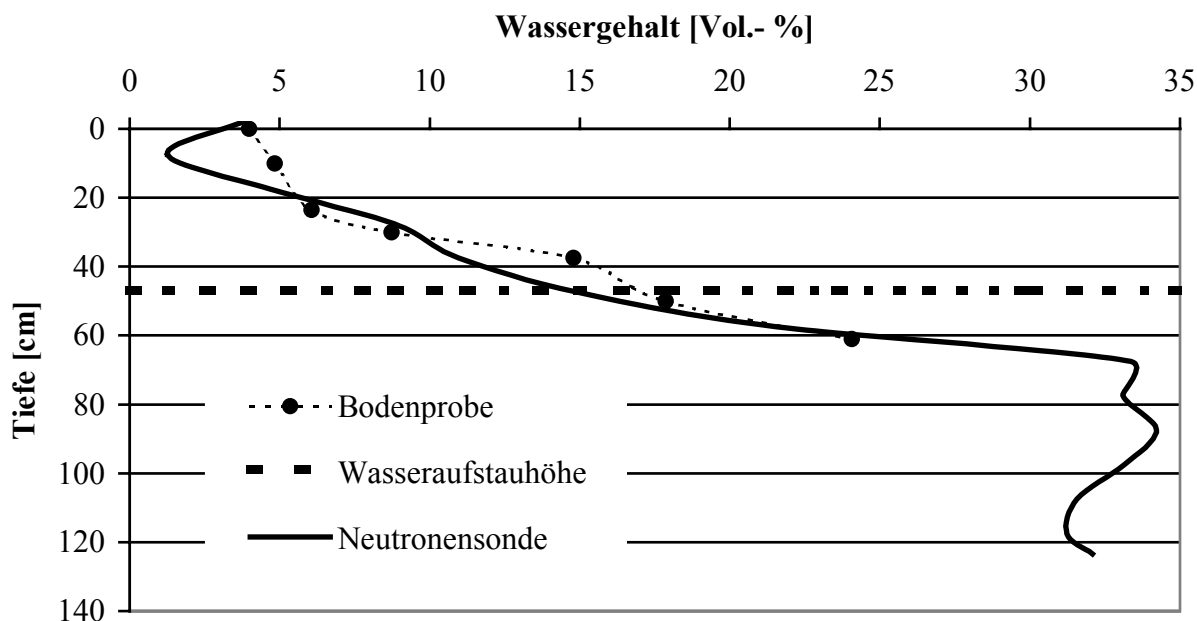


Abbildung 15: Vergleich der Bodenfeuchtemessungen vom 22.9.2005 mittels Neutronensonde und Bodenproben.

Das zweite Bodenfeuchteprofil wurde am 22.09.2005 erstellt. Hierzu wurde im direkten Umfeld zur Neutronensondenmessstelle tiefendifferenziert in ca. 10 cm Inkrementen 7 Bodenproben aus 0 bis 61 cm unterhalb der Dammkrone entnommen und deren volumetrischen Wassergehalt bestimmt. Der Wasseraufstau betrug während der Probennahme 90 cm und lag damit 47 cm unterhalb der Dammkrone (vgl. Abb. 15). Die Auswertung der Bodenfeuchte der Bodenproben sowie die der Neutronensondenmessungen zeigen ab 20 cm Tiefe eine nahezu konstante Zunahme der Bodenfeuchte bis zu einer Tiefe von 61 cm. Die geringste

Bodenfeuchte wurde mit 4 % direkt auf der Dammkrone ermittelt. Der maximale Wassergehalt wurde mit 24,1 Vol.- % (Bodenproben bei 61 cm unterhalb der Dammkrone) und 34,2 Vol.- % (Neutronensonde bei 87,5 cm unterhalb der Dammkrone) gemessen. Die Abweichung der beiden Bodenfeuchteprofile beträgt im Mittel 1,3 Vol.- % (min. 0 Vol. % bei 61 cm und max. 2,8 Vol.- % bei 10 cm und 37,5 cm).

Auch hier zeigt sich in den Daten der Neutronensonde ein hakenförmiger Verlauf des Bodenfeuchteprofils nahe der Dammkrone in einer Tiefe von 0 bis 20 cm. Der sonst im Weiteren bis 67,5 cm Tiefe nahezu lineare Verlauf der Neutronensondenmesswerte schwankt zwischen Feuchtemesswerten von max. 34,2 Vol.- % und min. 31,2 Vol.- %. Die Bodenfeuchte im unteren Bereich des Bodenfeuchteprofils (ab 67,5 cm Tiefe) entsprechen dem maximal möglichen Wassergehalt des Dammmaterials (Vollsättigung). Dabei fällt auf, dass die Wassersättigung des Dammerdmaterials erst 20,5 cm unterhalb der Wasseraufstauhöhe, mit welcher eine Dammflanke belastet wurde, zu finden ist.

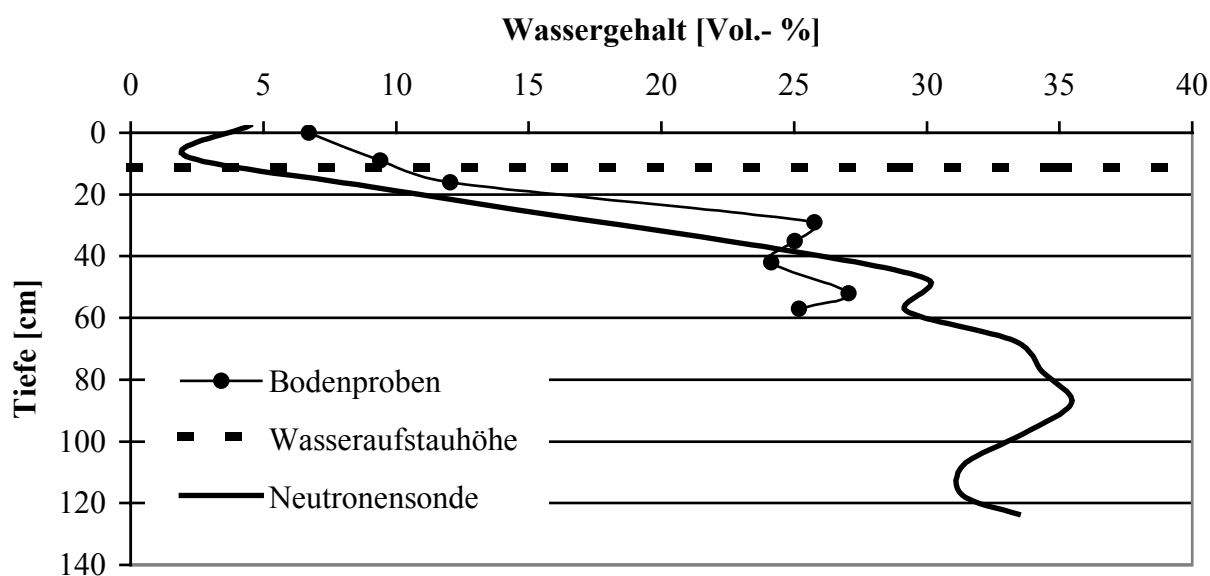


Abbildung 16: Vergleich der Bodenfeuchtemessungen vom 13.10.2005 mittels Neutronensonde und Bodenproben

Das dritte Bodenfeuchteprofil wurde am 13.10.2005 erstellt. Der Wasseraufstau betrug 126 cm und lag damit 11 cm unterhalb der Dammkrone (vgl. Abb. 16). Insgesamt wurden 8 Bodenproben tiefendifferenziert in ca. 8 cm Inkrementen zwischen 0 und 57 cm unterhalb der Dammkrone entnommen. Die geringste Bodenfeuchte wurde mit 6,7 Vol.- % direkt auf der

Dammkrone und die höchste Bodenfeuchte wurde mit 27,1 Vol.- % in einer Tiefe von 52 cm unterhalb der Dammkrone gemessen.

Der Vergleich mit dem Bodenfeuchteprofil das mittels Neutronensonde gemessen wurde zeigt eine mittlere Abweichung von ca. 3,7 Vol.- % (min. 1,1 Vol.- % bei 42 cm und max. 7,8 Vol.- % bei 29 cm). Auch hier zeigt sich wieder ein hakenförmiger Verlauf des Bodenfeuchteprofils der Neutronensonde nahe der Dammkrone. Die mit der Neutronensonde gemessene Bodenfeuchte steigt bis zu einer Tiefe von 47,5 cm rasch an und variiert in größeren Tiefen zwischen max. 35,4 Vol.- % und min. 29,2 Vol.- %. Auffällig ist das abweichende Verhältnis zwischen den aus den Bodenproben ermittelten und mit Neutronensonde gemessenen maximalen Bodenfeuchte. Einerseits erreichen die Bodenfeuchte der Bodenproben nie die höheren Werte der Neutronensondenmessung, andererseits zeigen beide Bodenfeuchteprofile im unteren Teil einen ähnlichen Verlauf. Insgesamt zeigt das Bodenfeuchteprofil der Bodenproben im Vergleich eine etwas nach links gestauchte und in Richtung Dammkrone gedrückte Form.

Auch hier findet sich der Bereich mit der maximale Bodenfeuchte weit unterhalb des Wasserspiegels, des aufgestauten Wassers. Mittels Bodenproben wurde die Zone des maximalen Wassergehalt ab einer Tiefe von 29 cm ermittelt und liegt damit 18 cm unter dem Wasseraufstauspiegel. Die mittels Neutronensonde gemessene Zone der maximalen Bodenfeuchte beginnt bei 47,5 cm und liegt hier 36,5 cm unterhalb des Wasseraufstauspiegels.

3.4.3 Zusammenfassung und Interpretation der Kalibrierung der Neutronensonde

Insgesamt zeigen die Messungen am Versuchsdamm und die daraus resultierenden Bodenfeuchteprofile von Neutronensonde und Bodenproben unter Verwendung eines sandigen Schluffes im Bereich niedriger bis mittlerer Bodenfeuchte von ca. 8 bis 25 Vol.- %, sehr gute Übereinstimmung. In diesem Bodenfeuchtebereich ist die mittlere Abweichung der Bodenfeuchteprofile <1 Vol.- % (vgl. Abb. 14 und Abb. 15). Dies liegt damit sogar unter der allgemein angegebenen Genauigkeit von Neutronensonden von $\pm 1 - 2$ Vol.- % (BRANDELIK ET AL., 2001). Somit ist die anhand eines Messpunktes des Lysimetertestfeldes II ermittelten Kalibrierfunktion ausreichend. Da der Zusammenhang zwischen Zählrate und Bodenfeuchte linear ist, ist das gute Ergebnis der Kalibrierung anhand eines Messpunktes nicht überraschend.

Der Vergleich der Bodenfeuchteprofile von Neutronensonde und Bodenproben am Versuchsdamm zeigt aber auch große Abweichungen im Bereich hoher- als auch bei sehr

geringen Bodenfeuchten bis ab < 8 Vol.- % (nahe der Dammkrone) und > 25 Vol.- %. Hier streuen die Werte beider Messungen hoch und eine Abweichung von ± 8 Vol.- % ist möglich.

Die hohen Abweichungen nahe der Dammkrone (bis etwa 20 cm Tiefe) und der hakenförmige Verlauf des Bodenfeuchteprofils der Neutronensonde ist messtechnisch bedingt und erklärt sich wie folgt: der Messradius der Neutronensonde beträgt bei einem Wassergehalt von 5 Vol.- % ca. 35 cm (vgl. Abb. 11). Der Messradius liegt also damit ca. 15 cm außerhalb der Dammkrone. Die Außenluft ist im Vergleich zum Erdreich verhältnismäßig trocken. Durch Neutronensondenmessungen nahe der Erdoberfläche werden die Bodenfeuchtedaten also durch den Einfluss der Luft verfälscht und sind grundsätzlich zu gering. Der deutliche Anstieg der Messwerte zwischen 0 und 5 cm resultiert aus dem hohen Wasserstoffanteil der Sondenabschirmung aus Kunststoff welche sich direkt über der Messanordnung befindet. Verursacht durch den hohen Wasserstoffgehalt von Kunststoffen, liefern Neutronensonden keine realen Messungen des Wassergehaltes mehr. Aufgrund dieser Tatsache sollten im allgemeinen Neutronensondenmessungen erst ab einer Tiefe von 20 cm durchgeführt werden.

Eine weitere Auffälligkeit zeigt sich im gesamten Verlauf der Bodenfeuchteprofile von Neutronensonde und Bodenproben. Die Schwankungen resultieren aus dem lagenweisen Einbau und Verdichten des Dammmaterials. Durch diese Maßnahme sollte ursprünglich eine nachträgliche Setzung des Erdmaterials vermieden werden. Allerdings verursachte diese auch die Ausbildung von präferentiellen Fließwegen und damit zu unterschiedlich feuchten Bodenzonen. Diese Ausbildung spiegelt sich in den beschriebenen Schwankung der gemessenen Bodenfeuchten wieder.

Das am 13.10.2005 bei einem Wasseraufstau von 126 cm ermittelte Bodenfeuchteprofile der Bodenproben zeigt im Vergleich zur der Neutronensonde eine etwas nach links gestauchte und in Richtung Dammkrone gedrückte Form. Dieser besondere Verlauf ergibt sich aus der Tatsache der äußerst schwierigen Probennahme bei sehr nassem Erdmaterial. Die Entnahme von Bodenproben erfolgt im Allgemeinen durch ein Herausstanzen der Proben mit dem Probenentnahmeggerät. Der dafür nötige Druck wird über eine Lanze auf den Probennehmer im Erdreich ausgeübt. Durch diese Maßnahme wird Wasser aus der Probe herausgedrückt und die Porenwasserdrücke im Umfeld der Bodenprobe so weit erhöht, dass sich das Erdmaterial verflüssigt. Zurück bleibt eine zu trockene Bodenprobe und eine fehlerhafte Tiefenangabe, da das Probenentnahmeloeh im tiefsten Bereich nach einer Probennahme zusammenfließt. Die Entnahme von Bodenproben in nassem Erdreich führt zu einer signifikanten Änderung der Potentialverhältnisse innerhalb des Dammes. Wird eine Bohrung in einem nassen Erdreich

erstellt, so wird Wasser aus nassen Regionen immer wieder in den Bereich des Bohrloches fließen und damit den natürlichen Wassergehalt verfälschen.

Weiterhin spiegeln die Messwerte auch jeweils Feuchtwerte des gemessenen Bodenvolumens wider. Die Volumina der entnommenen Bodenproben betragen $96,8 \text{ cm}^3$. Der Messradius der Neutronensonde beträgt allerdings bei mittleren bis sehr hohen Wassergehalten ca. 15 cm. Dies entspricht einem kugelförmigen Messvolumen von ca. 14.000 cm^3 , wobei die Aufenthaltswahrscheinlichkeit von Neutronen im direkten Umfeld der Quelle am höchsten ist. So zeigt sich jedoch auch, dass vereinzelte Kieselsteine einen deutlich größeren Einfluss auf die Bestimmung des Bodenfeuchtgehaltes bei Stechzylinderproben haben als dies bei der Neutronensonde der Fall ist. Unter Berücksichtigung dieser Beobachtungen, die während der Arbeiten am Versuchsdamm und bei der späteren Auswertung der Ergebnisse gemacht wurden, kann man sagen, dass die Ergebnisse der neuen Neutronensonde am Versuchsdamm den Erwartungen in Bezug auf Messgenauigkeit im Bereich mittlerer Wassergehalten voll erfüllen.

3.4.4 Ergebnis der Bodenfeuchtemessungen mit der Neutronensonde

Für die Bestimmung der Bodenfeuchteprofile und der Verdunstungstiefe wurden im August 2002 vier Neutronensondenmessstellen innerhalb der Oberfläche der Deponie in Tiefen zwischen 150 cm und 260 cm installiert. Die dargestellten Bodenfeuchteprofile (vgl. Abb. 17) zeigen jeweils 8 Bodenfeuchteprofilmessungen die in wöchentlichen Abständen zwischen dem 15.08.2002 und 15.10.2002 gemessen wurden. Die Bodenfeuchteprofile zeigen zwei Arten von Bodenwassergehaltsänderungen. Zum Einen tiefen- und zum Anderen zeitlich differenzierbare Bodenwassergehaltsänderungen. Alle Bodenfeuchteprofile zeigen maßgebliche, zeitlich differenzierbare Bodenfeuchtevariationen, im Bereich der oberen Bodenzone zwischen 60 cm und 100 cm (vgl. Abb. 14, NSM 2, NSM 3 und NSM 3). Nahe der Erdoberfläche ist diese Bodenfeuchteänderung maximal und nimmt mit der Tiefe ab. Diese Wassergehaltsänderungen werden durch das Zusammenspiel von Niederschlag und Evapotranspiration verursacht. Austrocknungsphasen sind an der Änderung des Kurvenverlaufes nach links zu erkennen und Anfeuchtungsphasen an der Änderung des Kurvenverlaufes nach rechts. Im weiteren Verlauf der Bodenfeuchteprofile unterhalb von 60 cm bis 100 cm sind nur noch tiefendifferenzierte Wassergehaltsänderungen messbar. Diese werden durch unterschiedliche Bodenmaterialien und deren lagenweisen Einbau verursacht. So enthalten humusartige Bodenschichten mit ca. 50 bis 60 Vol.- % deutlich mehr Wasser als sandige Bodenschichten mit 20 bis 25 Vol.- %.

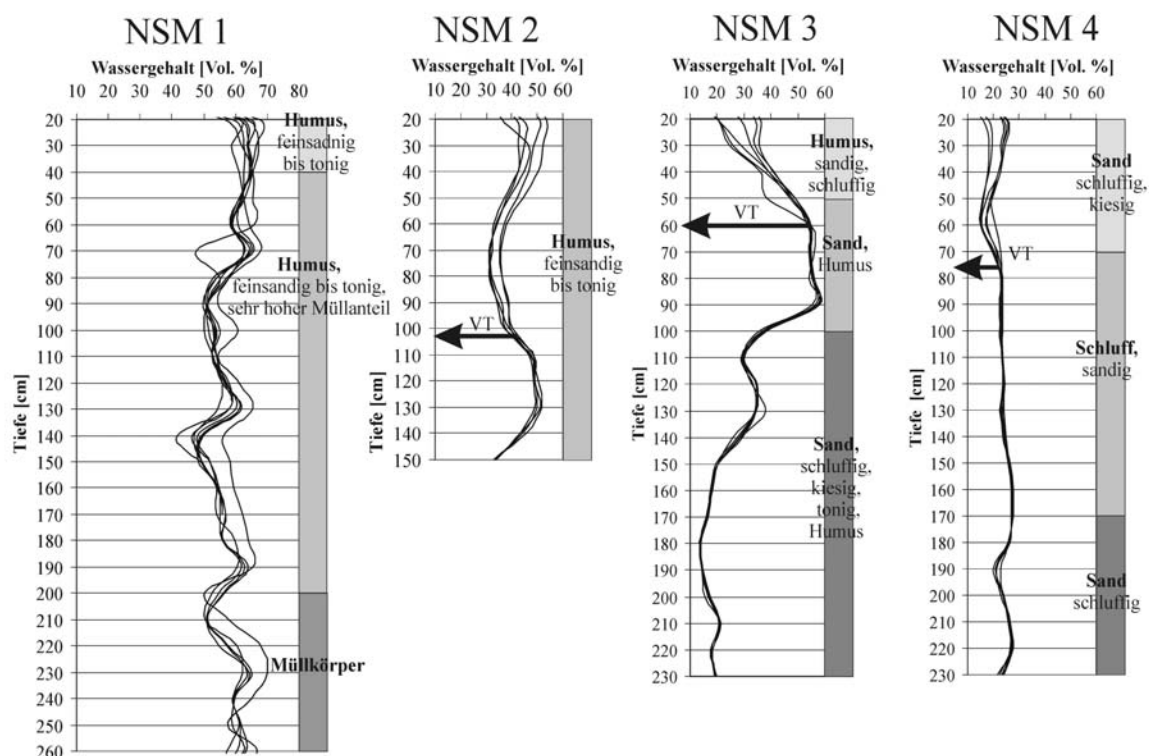


Abbildung 17: Bestimmung von Bodenfeuchteprofilen mit der Neutronensonde innerhalb der Messstellen NSM 1, NSM 2, NSM 3 und NSM 4 vom 15.08. bis 15.10.2002. Die Verdunstungstiefe der Messstellen ist vom umgebenden Bodenmaterial abhängig und beträgt bei NSM 2 ca. 100 cm, bei NSM 3 ca. 60 cm und bei NSM 4 ca. 75 cm. Aufgrund des hohen Kunststoffgehalts des Umfeldes der Messstelle NSM 1 und den damit verbundenen Schwankungen der Messwerte, kann für NSM 1 keine Verdunstungstiefe bestimmt werden.

Bodenfeuchtemessergebnisse, die innerhalb eines Materials mit bedeutendem Müllanteil gemessen wurden, können nur schwer interpretiert werden (vgl. Abb. 17, NSM 1). Der Müllanteil besteht aus ca. 70 bis 80 % undefinierbaren Erdstoffen und ca. 20 bis 30 % Kunststoffen. Die Gegenwart von Kunststoffen und deren Wasserstoffgehalt führt nicht nur zu einem äußerst hohen „scheinbaren Wassergehalt“ von bis zu 70 Vol.-% sondern auch zu bedeutenden Schwankungen der Messergebnisse, die nicht durch Wassergehaltsänderungen verursacht werden. Diese Messergebnisse zeigen jedoch sehr deutlich, dass bei der Neutronensondenmessung die Gegenwart von Kunststoffen unbedingt zu vermeiden ist.

Die Verdunstungstiefe ergibt sich aus der maximalen Tiefe der zeitlich differenzierbaren Wassergehaltsänderungen, also jenen, die im oberflächennahen Bereich durch Evapotranspiration verursacht werden. So ergeben sich für die Messstellen folgende Verdunstungstiefen: NSM 2 ca. 100 cm, NSM 3 ca. 60 cm und NSM 4 ca. 75 cm. Diese Werte entsprechen auch den Ergebnissen über die maximale Durchwurzelungstiefe, die bei der

Untersuchung am Beispiel von landwirtschaftlichen Nutzpflanzen unter Berücksichtigung unterschiedlichster Bodenmaterialien durchgeführt wurden (AG BODEN, 1994).

3.5 Temperaturmessungen innerhalb der Oberflächenabdichtung und der temporären Oberflächenbedeckung der HMD Karlsruhe-West

Das in Deponiekörpern einsickernde Niederschlagswasser und der darin gelöste Sauerstoff verursachen in Verbindung mit Hausmüll exotherme Reaktionen bei denen Wärme frei gesetzt wird. Im Allgemeinen können in Deponiekörpern, die aus Hausmüllmaterial bestehen, Temperaturen bis zu 90 °C gemessen werden (KLEIN, 2001). Besonderes Augenmerk sollte den Temperaturen im Bereich von Dichtungselementen geschenkt werden, die nur unterhalb einer bestimmten Temperatur langfristig funktionstüchtig bleiben. So müssen laut DIN 19667 Kunststoffrohre einer Temperaturbelastung von 40 °C über 50 Jahre standhalten können. Nach TA- Abfall (Sonderabfalldeponie) sollte auch im Bereich der mineralischen Abdichtung, ob nun an der Basis der Deponie oder innerhalb einer Oberflächenabdichtung, eine Temperatur von 25 °C nicht überschritten werden (BOTHMANN, 2002). Zu hohe Temperaturen führen zur Austrocknung der mineralischen Dichtungsschichten und zur Ausbildung von Trockenrissen, welche die Dichtwirkung maßgeblich zurücksetzen. Um Lokalisationen mit hohen Temperaturen zu erkennen und Schäden vorzubeugen sind Temperaturmessungen auf Deponien äußerst wichtig.

Während der Messungen der Bodenfeuchteprofile im Jahr 2002 wurden bereits erste Temperaturmessungen mit einem Temperaturmessgerät, innerhalb der Neutronensondenmessstellen durchgeführt. Hierzu wurde ein etwa 3 m langes Kabel, an dessen Ende sich ein Temperaturmessfühler befand, in die Messrohre der Messstellen NSM 1 bis NSM 4 eingeführt und die Temperatur an der jeweilig tiefsten Stelle ermittelt.

Innerhalb der Neutronensondenmessstelle NSM 1 konnte in einer Tiefe von ca. 3 m eine Lufttemperatur von ca. 43 °C gemessen werden wobei zum Zeitpunkt der Messungen am 17. September 2002 um 14:00 die Außentemperatur ca. 13 °C betrug. Die Lufttemperatur innerhalb der Messstelle NSM 3 und NSM⁴ betragen je 27 °C und 20 ° C. Damit war die Temperatur innerhalb dieser Messstellen bedeutend höher als die Außenlufttemperatur (Lageplan der Messstellen, - vgl. Abb. 5).

Die Messstelle NSM 1 ist direkt im Müllkörper lokalisiert. So resultieren die erhöhten Temperaturen eindeutig aus der Wärmeentwicklung des sich zersetzenden Mülls. Die Messstellen NSM 3 und NSM 4 befinden sich in einem bereits mit einer

Oberflächenabdichtung abgedeckten Deponiebereichs. Bemerkenswert ist hier ebenfalls der hohe Wert der Lufttemperatur in den Messstellen in Tiefen von 2,30 m. Da die unteren Enden der Messstellen bis zur mineralischen Dichtschicht reichen, entspricht die gemessene Temperatur auch jener im Bereich der mineralischen Dichtschicht. Damit war die von der TA-Abfall (Sonderabfalldeponie) vorgeschriebene Mindesttemperatur von 25 °C im Umfeld der mineralischen Dichtschichten um 2 °C überschritten und als bedenklich einzustufen.

Zur Prüfung des Temperaturverhaltens der Deponieoberfläche wurden im Januar 2004 Temperaturmesssonden konstruiert. 8 Temperatursonden wurden im Bereich der Deponieabdichtung in einer Tiefe von 3 m bis 2,30 m, direkt über der mineralischen Dichtschicht, eingebaut. Eine Temperatursonde wurde im Bereich der Neutronensondenmessstelle NSM 1 innerhalb des Müllkörpers in einer Tiefe von 2,60 m eingebaut (vgl. Abb. 21).

3.5.1 Konstruktion der Temperatursonden

Das Kernstück der Temperatursonden bildet der Temperaturfühler, das Pt-100-Element. Das Pt-100-Element kann Temperaturen zwischen -200 °C und +850 °C über eine Widerstandsänderung bestimmen. Sie ist nach DIN 43760 festgelegt. Bei 0 °C beträgt der Widerstand $R_0=100$ Ohm.

Die Basis der geplanten Temperaturmessstellen bildet die 3,30 m langen Rohre, die auch für die Konstruktion von Neutronensondenmessstellen benutzt werden. Da Temperaturmessung und Neutronensondenmessung nicht gleichzeitig in einem Messrohr stattfinden, ist die Temperaturmesseinheit einfach aus dem Rohr zu entfernen und auch wieder in das Rohr einzusetzen.

Die Abbildung 18 zeigt eine schematische Zeichnung dieser Temperaturmesseinheit innerhalb einer Neutronensondenmessstelle. Das Pt-100-Widerstandsthermometer wurde in einer Hülse aus PET untergebracht. Um die Außenseite dieser Hülse wurde ein Dichtring aus elastischem Kunststoff angebracht. Diese Konstruktion gewährleistet einen problemlosen Einbau der Sonde und eine durch die Umgebung ungestörte Temperaturmessung, da aufgrund der Isolation des Sensors in der Kunststoffhülse die Luftzirkulation unterbunden wird. Die Sensorkabel wurden über ein 3,40 m langes Kabel mit dem Verschlussdeckel des Messrohres verbunden. Zwei im Deckel angebrachte Metallkontakte verbunden mit den Sensorkabeln ermöglichen die Widerstandsmessung des Pt-100-Elementes an der Rohraußenseite (vgl. Abb. 20). Zum Einbau wird die Kunststoffhülse mit dem Pt-100-Element auf das Neutronensondenrohr aufgesetzt und mittels eines Stabes in die gewünschte Tiefe geschoben. Das an Hülse und

Rohrdeckel angebrachte Zugseil ermöglicht den problemlosen Ausbau durch Herausziehen der Sonde.

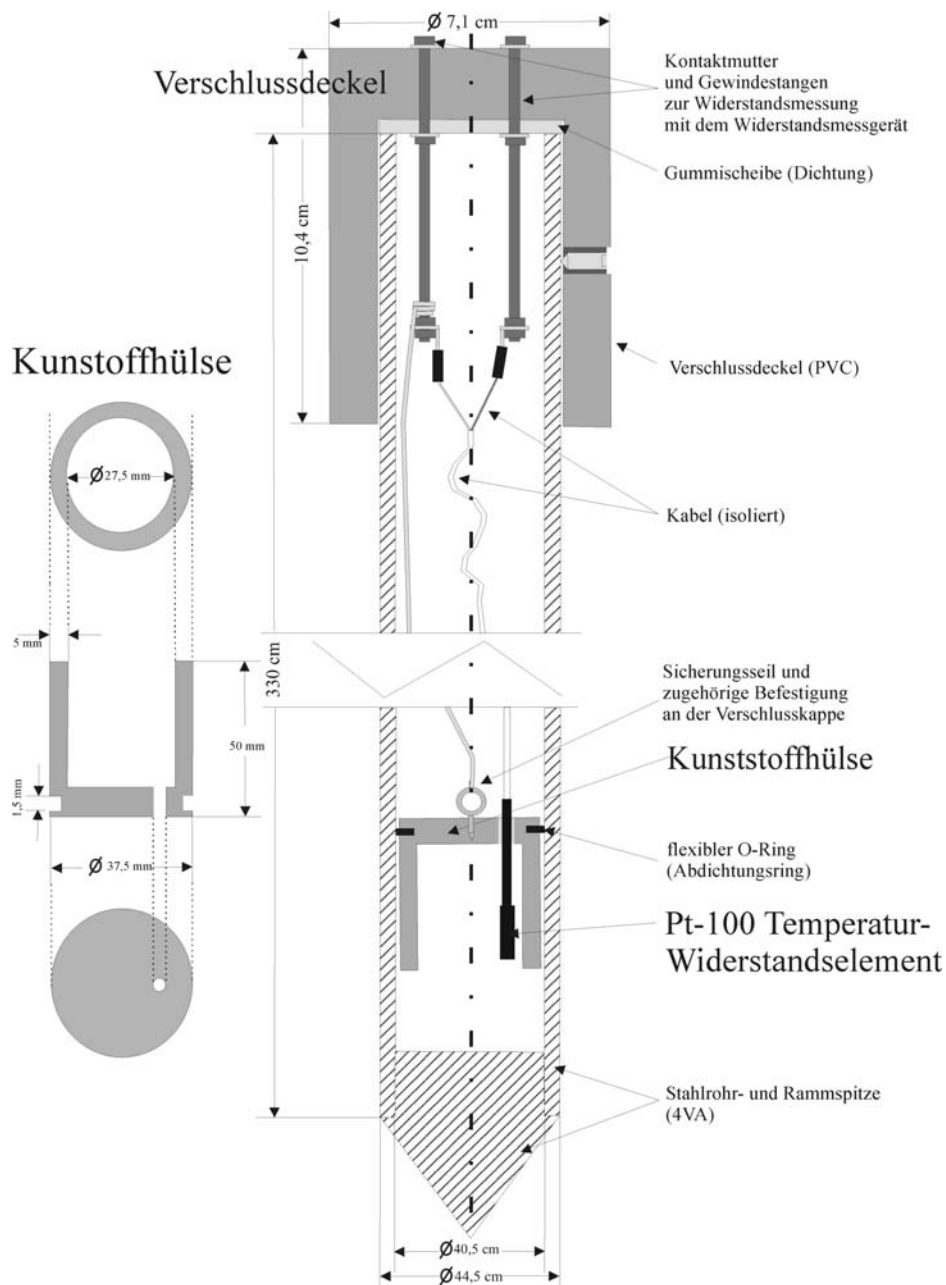
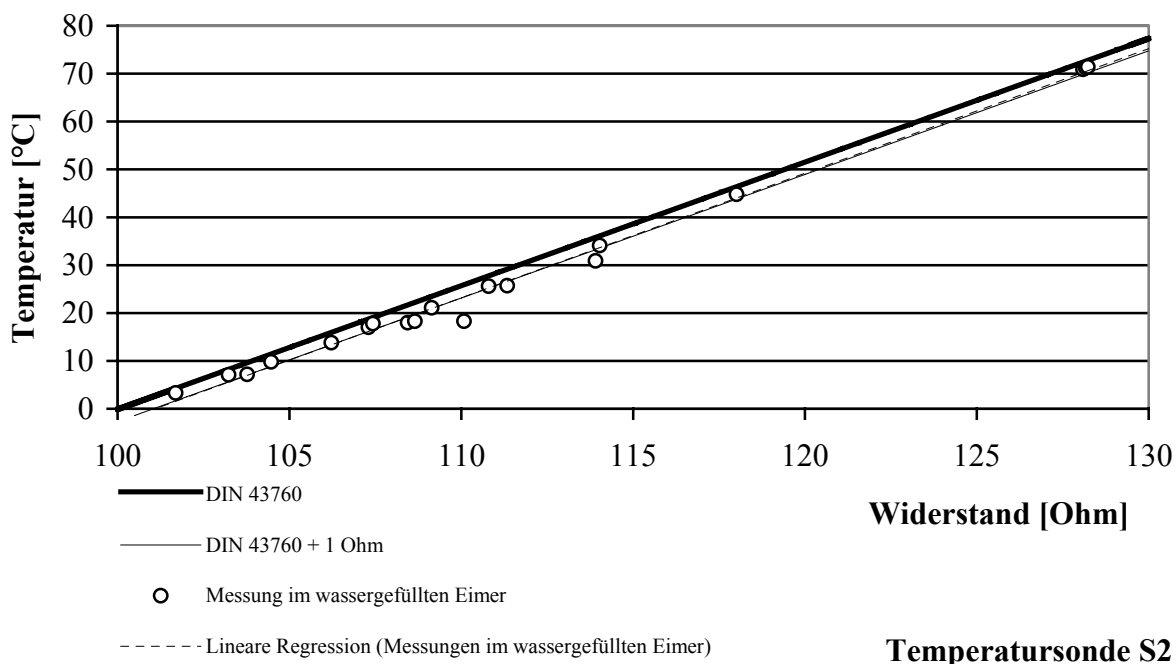


Abbildung 18: Konstruktionsplan der Temperaturmesssonden. Pt- 100 Temperatur- Widerstandselement in einer Hülse aus PVC-Kunststoff innerhalb einer Neutronensondenmessstelle. Die Messung des Widerstandes erfolgt an der Deckeloberseite mittels zweier Kontakte.



Temperatursonde S2

Abbildung 19: Kalibrierung der Messsonde S2 durch Messungen im wassergefüllten Eimer bei Temperaturen von 3 °C bis 75 °C sowie unter Berücksichtigung der Kalibrierfunktion nach DIN 43760 und des Eigenwiderstandes der Gesamtkonstruktion. Berechnete als auch gemessene Kalibrierfunktion sind deckungsgleich. Wobei die Gerade aus den Messungen sowie die Funktion aus der DIN 43760+1 Ohm deckungsgleich sind.

Über eine zuvor ermittelte Widerstands- Temperaturkurve (Kalibrierung) kann die Temperatur innerhalb des Oberflächenmaterials der Deponie bestimmt werden. Der Zusammenhang zwischen Widerstand und Temperatur beim Pt- 100 ist nach DIN 43760 festgelegt:

$$T = 2,5817 * R - 258,28 \quad (3.17)$$

wobei:

$$\begin{aligned} T &= \text{Temperatur [}^\circ\text{C]} \\ R &= \text{Widerstand [Ohm]}. \end{aligned}$$

Dieser Zusammenhang wurde noch durch eigene Messungen mit einem handelsüblichen elektronischen Temperaturmessgerät mit einem Pt- 100- Element ($\pm 0,03$ °C Messgenauigkeit bei 0 °C und 0,01 °C Auflösung) und einem mit Wasser gefüllten Eimer (Volumen, 10 Liter) überprüft.

Zunächst wurde dazu das auf ca. 75 °C erhitzte Wasser in den Eimer gefüllt und die 9 Temperatursonden mit dem elektronischen Temperaturmessgerät in den Eimer gegeben.

Danach wurde für jede Sonde getrennt der Widerstand mit einem Widerstandsmessgerät (Messgenauigkeit: $\pm 5\%$ der Anzeige und Auflösung 0,1 Ohm) und die Wassertemperatur gemessen. Zur Vermeidung von Temperaturunterschieden wurde das Wasser vor jeder Messung mindestens 1 Minute gerührt und jede Messung mit dem elektronischen Temperaturmessgerät direkt an jeder zu messenden Sonde durchgeführt. Durch die Abkühlung der Wassertemperatur wurde in halbstündlichen Abständen die Temperatur des Wassers als auch der Widerstand der Sonden gemessen. Durch weitere Messungen im Freien konnte der Widerstand der Sonden bis zu einer Temperatur von $3\text{ }^{\circ}\text{C}$ durchgeführt werden. Durch die einfache Konstruktion der Temperatursonden ergibt sich der gemessene Widerstand aus dem Widerstandswert des Pt- 100 Elementes und den Eigenwiderstand der verwendeten Bauteile, der bei jeder Sonde mit $R = 1,0\text{ Ohm}$ gemessen wurde. 1 Ohm entspricht dabei einer Temperaturänderung von $2,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ sowie der mittleren Temperaturabweichung der Sonden S1, S3 und S4 von der Temperatur-Widerstandskurve des Pt- 100 Bauelementes.



Abbildung 20: Oben: Messung des Widerstandes einer Temperatursonde. Unten Temperaturmesssonden, mit Sondenhülse (links) und Deckel mit Messkontakten auf der Deckeloberseite (rechts).

Die nach DIN 43760 vorgegebene Abhängigkeit von Widerstand und Temperatur konnte durch eigene Messungen (vgl. Abb. 19) unter Berücksichtigung des Eigenwiderstandes der Gesamtkonstruktion bestätigt werden:

$$T = 2,5817 * R - 258,28 - 2,6 \quad (3.18)$$

wobei:

2,6 [°C] entsprechen $R = 1 \text{ Ohm}$ bzw. der Eigenwiderstand von 340 cm Kabel, Schrauben und Muttern.

Die Messgenauigkeit der Temperatursonden unter Verwendung eines Widerstandsmessgerätes mit der Ablesegenauigkeit von 0,1 Ohm beträgt $\pm 0,3 \text{ °C}$.

3.5.2 Ergebnisse der Temperaturmessungen in der Oberflächenabdichtung

Begleitend zur Untersuchung der Wasserbilanz der HMD Karlsruhe-West wurden in den Jahren 2004 und 2005 insgesamt 41 Temperaturmesszyklen innerhalb der Temperaturmessstellen S1 bis S9 durchgeführt (Lageplan, siehe Abb. 21). Die Messungen umfassen den Zeitraum zwischen dem 28. Januar 2004 und dem 27. Dezember 2005. Die Messungen in den Messstellen S1 bis S6 sowie S8 bis S9 befinden sich innerhalb der Wurzelbodenschicht der Oberflächenabdichtung mit mineralischer Abdichtung und unterliegender Kapillarsperre. Die Tiefe der Messpunkte beträgt ca. 225 cm unter der Geländeoberkante. Die Temperaturmessstelle S7 befindet sich innerhalb des Müllkörpers. Die Tiefe des Messpunktes beträgt dort ca. 330 cm unter der Geländeoberkante. Alle Temperaturmessungen wurden in den Nachmittagsstunden zwischen 13 und 17 Uhr durchgeführt.

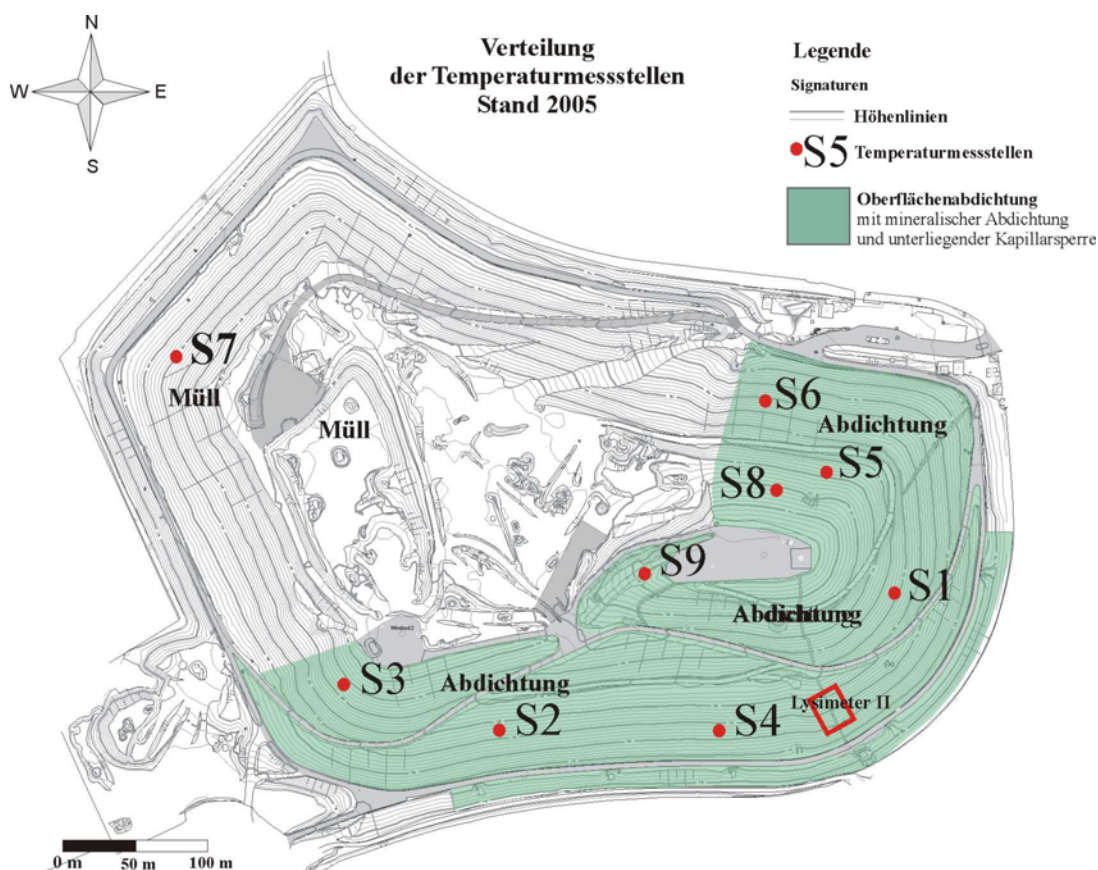


Abbildung 21: Lageplan der Temperaturmessstellen, wobei 8 Messstellen für die Messung der Temperatur direkt über der mineralischen Dichtschicht im Bereich der Oberflächenabdichtung lokalisiert sind. Eine weitere Temperaturmessstelle wurde im Bereich des Müllkörpers errichtet.

Der Vergleich der Temperaturdaten mit den mittleren Lufttemperaturen (vgl. Abb. 22) zeigt deutlich die Abhängigkeit des Temperaturverhaltens der Deponieoberfläche von den jahreszeitlich bedingten Temperaturschwankungen (Temperaturmittel: 10 °C). Die puffernde Wirkung des Untergrundes in Bezug auf die Außentemperaturänderungen lässt sich anhand der zeitlich etwa um ein bis zwei Monate verschobenen Bodentemperatur- und Lufttemperaturkurven, erkennen. Insgesamt können die neun Temperaturmessstellen in 3 Kategorien eingeteilt werden. Sieben Messstellen mit niedrigem Temperaturverlauf (Temperaturmittel: 13 bis 16 °C), eine Messstelle mit mittlerem Temperaturverlauf (Temperaturmittel ca. 21 °C) und eine Messstelle mit hohem Temperaturverlauf (Temperaturmittel ca. 31 °C).

Die Abweichung der Temperaturmittel innerhalb der Messstellen können allerdings nicht auf äußere Temperaturschwankungen zurückgeführt werden. Die im Durchschnitt bis zu 20 °C gegenüber der Außentemperatur erhöhten Werte der Messstelle S7, sind auf biochemische

Reaktionen innerhalb des Deponiekörpers zurückzuführen. Jedoch können die relativ hohen Temperaturen der Messstelle S5 noch nicht eindeutig geklärt werden. Die Messstelle S5 liegt innerhalb des Wurzelbodens der Oberflächenabdichtung. Die in dieser Messstelle um ca. 10 °C gegenüber der Außentemperatur erhöhte mittlere Temperatur ist möglicherweise auf biochemische Reaktionen innerhalb der Wurzelbodenschicht oder des Müllkörpers zurückzuführen. Diese Reaktionen könnten auf Resthumus im Wurzelboden im Verbund mit undichten Wasserleitungen oder lokalen Defekten in der Oberflächenabdichtung zurückgeführt werden.

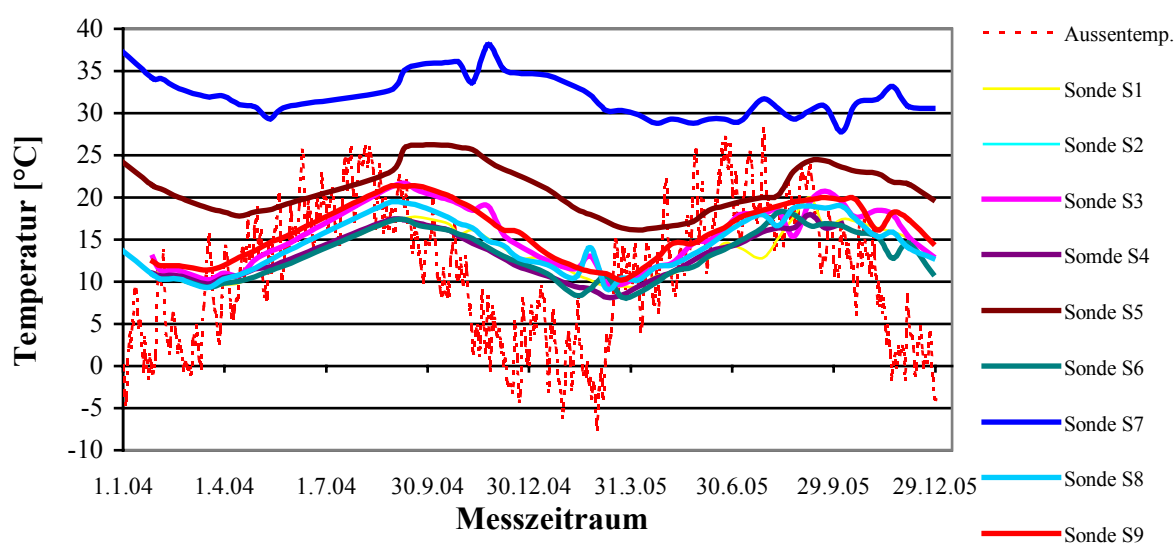


Abbildung 22: Graphische Darstellung der Messdaten der Temperaturmessstellen S1 bis S9 für 2004 und 2005.

Die gemessenen Temperaturen innerhalb der Messstellen S1, S2, S3, S4, S6, S8 und S9 sind mit 13 - 16 °C um rund 2 - 5° C höher als die durchschnittliche Außentemperatur. Dies könnte auf die Restaktivität des Deponiekörpers zurückzuführen sein, die mit den Jahren immer geringer werden sollte. Eine weiterführende Messung kann zeigen, in welchem Maß dies stattfinden wird und wie lange es dauern könnte, bis das Temperaturniveau der Oberflächenabdichtung sich dem Niveau der Außentemperatur angeglichen hat. Die Messreihen zeigen jetzt schon eine fallende Tendenz der Temperaturen mit der Zeit. Die Temperaturmessstellen S2 und S4 mussten im September 2005, aufgrund der Bauarbeiten zur Installation von Solarkollektoren, auf Anraten der dortigen Bauleitung, vollständig entfernt werden.

Insgesamt sind die Temperaturen, die im Bereich der mineralischen Dichtungen herrschen, als unkritisch zu bewerten, da die vorgeschriebene Höchsttemperatur von 25 °C der TA- Abfall (Sonderabfalldeponie) im beschriebenen Messzeitraum im Messumfeld der

Temperaturmessstelle nur einmal vom 09.09. bis 09.11.2004 um maximal 2 °C überschritten wurde.

4 WASSERBILANZIERUNG MIT DEM HELP MODELL

4.1 Dateneingabe

Die Dateneingabe erfolgt in 4 Schritten. Erst erfolgt die Eingabe der Wetterdaten. In einem zweiten Schritt folgt die Eingabe der Modellgeometrie, des Schichtenaufbaus und der hydraulischen Eigenschaften der Bodenmaterialien, dann werden diese Eingabedaten eingelesen und die Modellrechnung gestartet. In einem letzten Schritt werden die Modellergebnisse dargestellt. Das Hauptmenü von HELP bietet für die Dateneingabe zwei verschiedene Optionen. Die Option *Enter/Edit Weather Data* dient der Eingabe der Wetterdaten und die Option *Enter/Edit Soil and Design Data* dient zur Festlegung der Modellgeometrie, des Schichtenaufbaus und der hydraulischen Eigenschaften der Bodenmaterialien. Alle Daten können nach erfolgreicher Eingabe gespeichert und innerhalb der Option *Execute Simulation* direkt aufgerufen und in unterschiedlicher Kombination für Modellrechnungen genutzt werden. Die Ansicht der Modellergebnisse erfolgt nun mit den Optionen des Hauptmenüs *View Results*.

Neben Wetterdaten benötigt HELP auch Daten zum Aufbau des Modells. Diese Angaben gliedern sich wie folgt in:

- *Größe der Modellfläche* [ha]
- *Hang- bzw. Dränschichtlänge des Modells* [m]
- *Hangneigung des Modells* [%]
- *Anzahl und Eigenschaft der Modellflächen*
- *Hydraulische Eigenschaften der Modellflächen*

4.2 HELP Modellgeometrie

Die Simulation einer Wasserbilanz wurde am Beispiel des Lysimetertestfeldes II / Hälfte A durchgeführt, da dieser Bereich des Lysimetertestfeldes weitestgehend dem Aufbau der Oberflächenabdichtung der HMD Karlsruhe-West entspricht. Die Lysimeterhälfte A des Lysimetertestfeldes besitzt eine Fläche von 0,02 ha, eine Länge von 20 m und eine Breite von

10 m. In Längsrichtung besitzt das Lysimeter eine Hangneigung von $23,5^\circ$ und ist flächig mit Gras bewachsen. Der vertikale Schichtenaufbau besteht aus einer 200 cm mächtigen Rekultivierungsschicht, einer darunter gelegenen, 15 cm mächtigen Dränschicht. Darunter findet sich die 50 cm mächtige mineralische Dichtungsschicht. Die Basis der Oberflächenabdichtung bildet die 45 cm mächtige Kapillarsperre, bestehend aus der 30 cm mächtigen Kapillarschicht und der 15 cm mächtigen Kapillarbruchschicht. Da das HELP Modell den Kapillarsperreneffekt nicht berücksichtigen kann endet die Modellgeometrie unterhalb der mineralischen Dichtschicht. Alle Wetterdaten ausschließlich dem Niederschlag, wurden mit der Wetterstation der Stadt Karlsruhe, auf dem Plateaubereich nahe des Windrades 1 der Deponie, ermittelt. Die Niederschlagsdaten wurden mit dem Niederschlagsdatensammler der AGK gemessen. Dieser befindet sich unmittelbar neben dem Lysimetertestfeld. Der Datensatz für die Modellierung umfasst die Jahre 2002 bis 2005.

4.3 HELP Wetterdaten und Daten für die Bestimmung der Evapotranspiration

4.3.1 Tagessummen des Niederschlages

Die Tagessummen des Niederschlages für den Simulationszeitraum Januar 2002 bis Mai 2003 wurden von dem AfA zur Verfügung gestellt (vgl. Abb. 23). Die Niederschlagsdaten von 2002 wurden manuell, mittels eines Niederschlagsmessers gemessen. Ab Juni 2003 wurden die Niederschlagsdaten im direkten Umfeld des Lysimetertestfeldes mit dem Niederschlagsdatensammler der AGK gemessen (Messgenauigkeit 0,1 mm). Die mittleren jährlichen Niederschlagssummen betragen in den Jahren 2002 bis 2005 jeweils 977,5 mm, 519,5 mm, 608,1 mm und 570,9 mm.

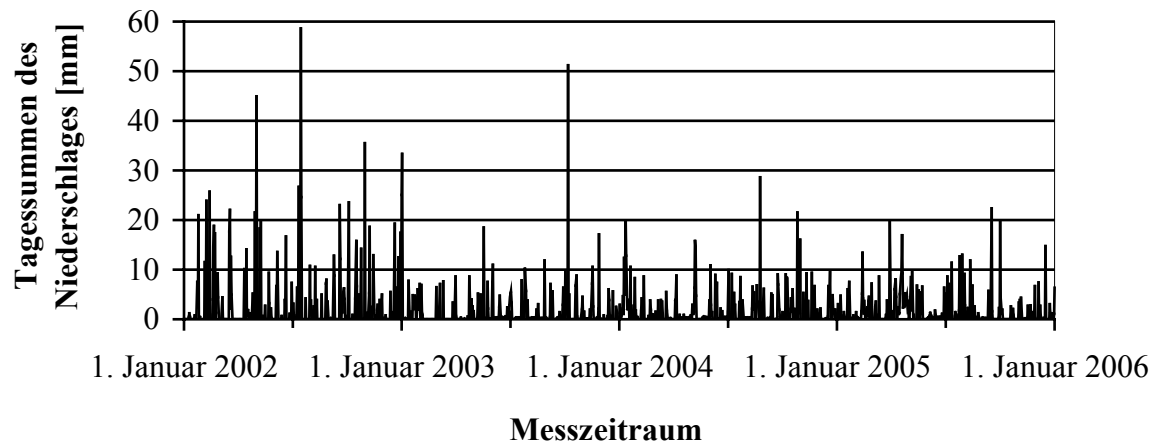


Abbildung 23: Tagessummen des Niederschlages [mm] für die Modelljahre 2002 bis 2005.

Bedingt durch die Windrichtung und morphologischen Bedingungen ergeben sich im Umfeld von Karlsruhe unterschiedliche Niederschlagshöhen. Im Leegebiet des Randgebirges des Pfälzer Waldes beträgt die mittlere jährliche Niederschlagshöhe 700 mm und erreicht im Luv des Nordschwarzwaldes schließlich 900 mm (LFU, 1988). In Karlsruhe beträgt die langfristige mittlere Niederschlagshöhe (1971 bis 2000) 771 mm (STADT KARLSRUHE, 2006). Die mittleren jährlichen Niederschlagshöhen der Jahre 2003 bis 2005 liegen damit weit unterhalb der langfristigen mittleren Niederschlagshöhe.

4.3.2 Mittel der Tageslufttemperatur

Die Ausgangsdaten für die Berechnung der Tagesmitteltemperatur bestehen aus Tageshöchst- und Tagestiefsttemperaturen (vgl. Abb. 24). Die mittlere Tagestemperatur wurde nach dem in den USA gebräuchlichen Prinzip, durch die Bildung des arithmetischen Mittels aus minimaler und maximaler Tagestemperatur bestimmt (BERGER, 1998). Die jährlichen mittleren Lufttemperaturen betragen in den Jahren 2002, 2004 und 2005 11,1 °C und 2003 12,2 °C. Damit liegt die gemessene Temperatur der Wetterstation der Deponie 1-2 °C über der langfristigen mittleren Lufttemperatur von 10 °C, die im Gebiet des Oberrheingraben, im Umfeld Speyer-Karlsruhe gemessen wurde (LFU, 1988). Im Stadtgebiet Karlsruhe beträgt die langfristige mittlere Lufttemperatur (1961 bis 1990) 10,7 °C (STADT KARLSRUHE, 2006).

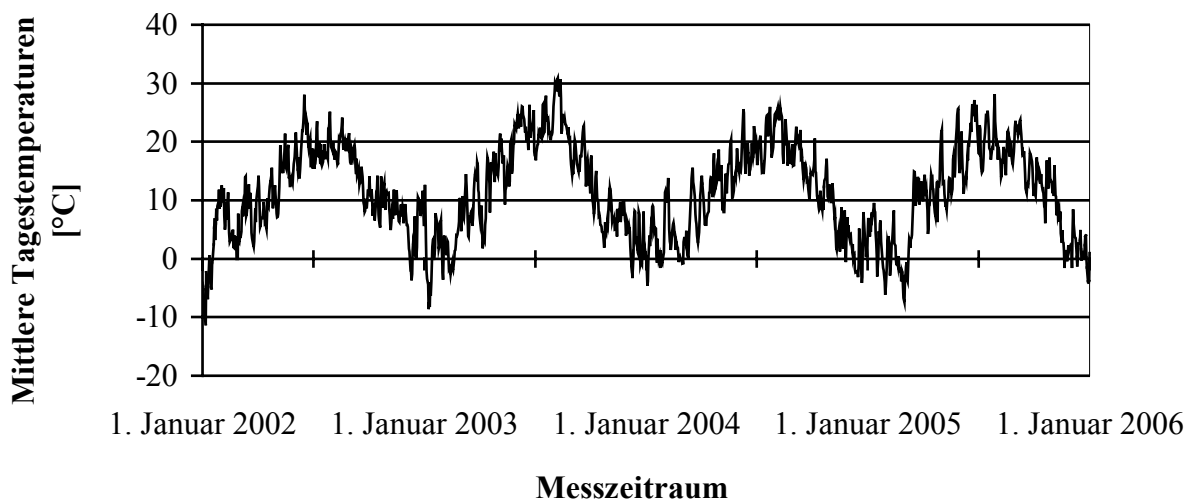


Abbildung 24: Mittlere Tagesemperaturen [°C] für die Modelljahre 2002 bis 2005.

4.3.3 Quartalsmittel der relativen Luftfeuchte

Die relative Luftfeuchtigkeit ist das prozentuale Verhältnis zwischen dem momentanen Wasserdampfdruck und dem Sättigungswasserdampfdruck. Bei einer relativen Luftfeuchtigkeit von 50 % enthält die Luft nur die Hälfte der Wasserdampfmenge, die bei der entsprechenden Temperatur maximal enthalten sein könnte. Für die HELP Modellierung werden Quartalsmittel der relativen Luftfeuchte benötigt. Die Daten der Quartalsmittel der relativen Luftfeuchte [%] wurden aus Tagesmittelwerten der Wetterstation des AfA berechnet (vgl. Abb. 25). Die relative Luftfeuchte bestimmt das Maß der Wasserdampfaufnahmefähigkeit der Luft. Die relative Luftfeuchte ist ein bestimmender Faktor für die Berechnung der Evapotranspiration, denn je höher die relative Luftfeuchte ist, desto geringer ist auch die Evapotranspiration. Die Quartalsmittel der relativen Luftfeuchten unterstützen durch niedrige Werte in den Monaten April bis September (um etwa 60 bis 70 %) eine hohe Evapotranspiration in den Jahresmitten (vgl. Abb. 25 und Abb. 32).

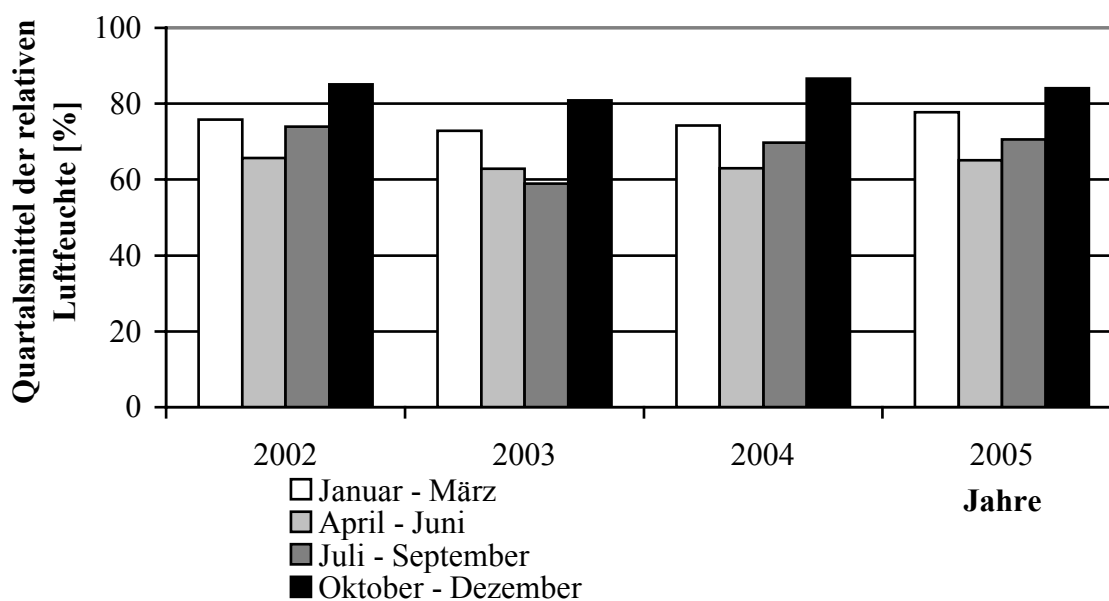


Abbildung 25: Quartalsmittel der relativen Luftfeuchte für die Modelljahre 2002 bis 2005.

4.3.4 Tagessumme der Globalstrahlung

Unter der Tagessumme der Globalstrahlung [MJ/m^2] versteht man die Tagessumme der an einem Ort eintreffenden Solarstrahlung. Sie setzt sich zusammen aus der auf direktem Weg eintreffenden Solarstrahlung, der Direktstrahlung, und der Strahlung, die über Reflexion an Wolken, Wasser- und Staubteilchen die Erdoberfläche erreicht, der Diffusstrahlung.

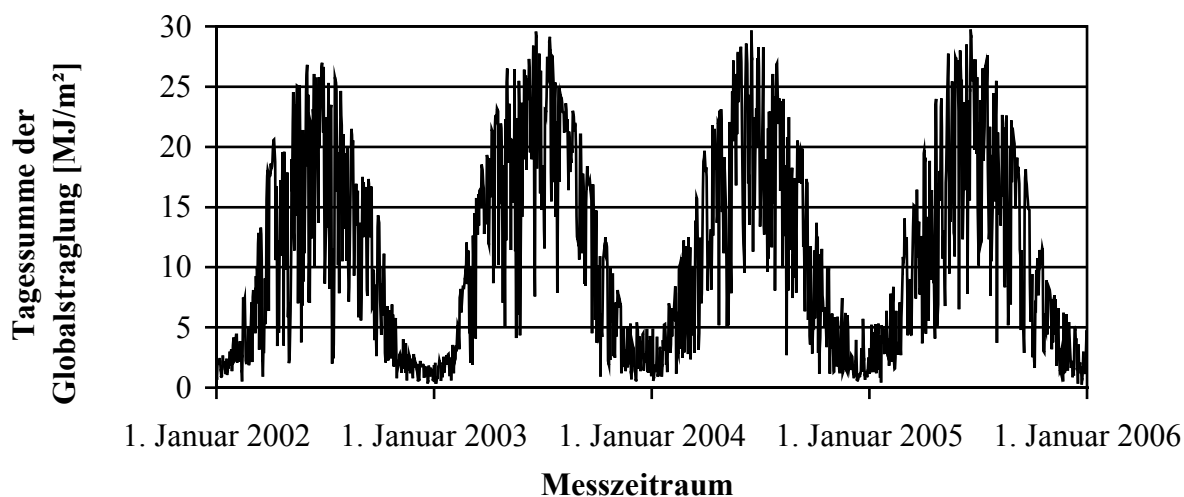


Abbildung 26: Tagessummen der Globalstrahlung [MJ/m²] für die Modelljahre 2002 bis 2005.

Diese Wetterdaten wurden mit der Wetterstation des AfA gemessen (vgl. Abb. 26). Grundlage der Berechnung der Tageswerte der Globalstrahlung sind Stundenwerte der Globalstrahlung [W/m²]. So beträgt beispielsweise die mittlere Tagessumme der Globalstrahlung an einem wolkenfreien Tag im Juni etwa 5000 W/m² dies entspricht einem Wert von 18 MJ/m². In Abbildung 26 sind deutlich einerseits langfristige, jahreszeitliche bedingte Schwankungen und kurzfristige, tägliche Schwankungen zu erkennen. Diese kurzfristigen Schwankungen werden durch das Vorhandensein von Wolken, ihrer Intensität und Dichte verursacht.

4.3.5 Jahresmittel der Windgeschwindigkeit

Im Raum Karlsruhe ist die Hauptwindrichtung Südwest und weniger häufig Nordost. Sie folgt annähernd dem Verlauf des Rheintals. Die mittleren Windgeschwindigkeiten betragen etwa 9 bis 11 km/h (STADT KARLSRUHE, 2006). Das Jahresmittel der Windgeschwindigkeit der HMD Karlsruhe-West von 1999 bis 2005 betrug 14,6 km/h. Die mittleren jährlichen Windgeschwindigkeiten betragen in den Jahren 2002 bis 2005 jeweils 14,7 km/h, 12,6 km/h, 14,1 km/h und 12,9 km/h. Die höheren Windgeschwindigkeiten, die auf dem Top der HMD Karlsruhe gemessen wurden, ergeben sich aus der exponierten bzw. hohen und freistehenden Lage der Wetterstation auf dem Top der Deponie.

4.3.6 Verdunstungstiefe

Die Verdunstungstiefe ist die Tiefe unterhalb der Geländeoberfläche oberhalb derer Wasser für die Evaporation von unbewachsener Bodenoberfläche und der Transpiration der Pflanzen an die Erdoberfläche mobilisiert werden kann. Die Tiefe der Verdunstungszone wurde durch Bodenfeuchtemessungen mit der Neutronensonde der AGK, innerhalb der vier Neutronensondenmessstellen des Lysimetertestfeldes und den 4 Neutronensondenmessstellen, welche in Kapitel 3.4.4 besprochen wurden, ermittelt. Für den Bereich des Lysimetertestfeld II ergeben sich für die Jahre 2002 bis 2005 Verdunstungstiefen von 70 cm, 200 cm, 95 cm und 128 cm.

Die unterschiedlichen Verdunstungstiefen ergeben sich einzig aus der Transpiration von Pflanzen auf der Lysimeteroberfläche. Im Allgemeinen folgt der Wurzelwuchs von Pflanzen dem verfügbaren Wasser im Boden. In den trockenen Sommermonaten verlagert sich die Zone des für Pflanzen verfügbaren Wassers in immer tiefere Bereiche des Wurzelbodens. Die Verdunstungstiefe betrug im Jahr 2003 200 cm und entsprach damit genau der Mächtigkeit der Wurzelbodenschicht.

4.3.7 Maximaler Blattflächenindex (BFI)

Der maximale Blattflächenindex ist eine dimensionslose Zahl, welche sich aus der Art und der Dichte des Bewuchses einer Modelloberfläche ergibt. Die Angaben werden innerhalb des HELP Programms benötigt, um über empirische Gleichungen den Einfluss von Pflanzenwachstum zu simulieren (SCHRÖDER, ET AL., 1994). Die Zahl 1 steht für eine nahezu vegetationslose Erdoberfläche, während die Zahl 5 für eine vollständig geschlossene Pflanzendecke steht.

4.3.8 Vegetationsperiode

Die Vegetationsperiode ist jener Zeitraum in dem Pflanzen hydrologisch aktiv sind und damit einen positiven Einfluss auf die Wasserbilanzkomponente Evapotranspiration besitzen. Im Allgemeinen beginnt die hydrologische Aktivität von Pflanzen, wenn die mittlere Tagestemperatur von 10 °C überschritten wird (etwa Ende März). Die hydrologische Aktivität von Pflanzen endet, wenn die mittlere Tagestemperatur von 10 °C unterschritten wird (etwa Ende November). In den Jahren 1999 bis 2005 betrug diese Phase im Schnitt ca. 223 Tage pro Jahr.

4.4 Validierung und Sensitivitätsanalyse

4.4.1 Validierung

Ziel der Validierung ist die Klärung der Übereinstimmung von Messergebnissen und Modellsimulation. Eine ausführliche Validierung und Sensitivitätsanalyse des HELP Modells wurde bereits von Klaus Berger beschrieben (BERGER, 1998). MELCHIOR & BERGER (1993) führten diesbezüglich eine ausführliche Modellvalidierung am Beispiel der Deponie Hamburg-Georgswerder durch. Bei der Validierung des HELP Modells kam Berger zusammenfassend zu dem Ergebnis, dass die Ausgabegrößen der Wasserbilanz, die reale Evapotranspiration und der Dränabfluss, bei den Standardaufbauten der Regelwerke von HELP über längere Zeiträume im Allgemeinen gut reproduzierbar sind. Allerdings unterschätzt HELP den Einfluss der Vegetation (Tiefe der Verdunstungszone und maximaler Blattflächenindex) und die der Bodeneigenschaften auf die reale Verdunstung. Bei mineralischen Dichtungen oder Bentonitmatten kann HELP den Prozess der Schrumpfung oder die Quellfähigkeit des Tons nicht berücksichtigen sowie die daraus resultierenden Änderungen der Materialdurchlässigkeit. Damit ist eine Prognose in Bezug auf das Alterungsverhalten von Dichtungselementen ohne Berücksichtigung von hydraulischen Parametern, die diesen Prozess beschreiben, nicht möglich. Die Bestimmung des Oberflächenabflusses ist mit dem HELP Modells kritisch. Die Gründe sind hierbei die zu geringe zeitliche Auflösung der Niederschlagsdaten sowie Fehler bei der Bestimmung des Wasserabflusses auf gefrorenem Boden. Die für die Deponie Hamburg-Georgswerder mit HELP berechneten Oberflächenabflusswerte sind zu niedrig. Maßgeblich ist ebenfalls, dass HELP die Wirkungsweise einer Kapillarsperre bzw. den Kapillarsperreneffekt nicht berücksichtigen kann (BERGER, 1998).

4.4.2 Sensitivitätsanalyse

Durch eine Sensitivitätsanalyse wird der Einfluss von Modelleingangsparametern auf die hydrologische Wirksamkeit einer Modellschicht beschrieben. Dies erfolgt durch die Variation verschiedener, maßgeblicher Modelleingabedaten. Die Datenvariation, soll unter Einbindung aller realitätsnahen und fernen Kombinationen, die Modellreaktionen beleuchten.

4.4.2.1 Parameter der Sensitivitätsanalyse

Die Untersuchungen zur Sensitivitätsanalyse (BERGER, 1998 und BERGER & MELCHIOR, 1993) zeigen folgendes Bild des HELP Modells:

- Die Umrechnung der Globalstrahlung auf geneigte Flächen ist im Allgemeinen nicht sinnvoll.
- Es ist von untergeordneter Bedeutung, welche Art der Tagesmitteltemperatur-Bildung der Luft (U.S.- oder DWD- Mittel) benutzt wird.
- Bei den Simulationsergebnissen des Dränabflusses und der mittleren Aufstauhöhe ist mit unplausiblen Verläufen zu rechnen. Die mittleren Aufstauhöhen der Wassersäule innerhalb von Dränschicht sind bei geringen Dränabflüssen zu hoch. Bei hohen Dränabflüssen sind die berechneten mittleren Aufstauhöhen wieder plausibel. Allerdings werden die modellinternen Berechnungen mit den korrekten Wasseraufstauhöhen durchgeführt, sodass der beschriebene Effekt keinen negativen Einfluss auf die berechnete Wasserbilanz besitzt.

Variation des Blattflächenindexes (BFI)

Für die Sensitivitätsanalyse wurde der BFI zwischen 0 und 5 variiert. Bei der Einstellung eines BFI Wertes von 1 oder 0 ergibt sich ein flacher Verlauf der Evapotranspirationshöhen. Extremwerte sind im Sommer nicht sehr ausgeprägt, sodass für die Wintermonate etwas mehr Wasser für die Evapotranspirationshöhen zur Verfügung steht (vgl. Abb. 27). Ein hoher BFI von 4 oder 5 führt zur Entstehung von ausgeprägten Minima und Maxima in den Winter- und Sommermonaten. Durch eine hohe Evapotranspiration in den Sommermonaten wird die Evapotranspiration in den Wintermonaten deutlich verringert. Ursache ist die Reduktion von verfügbarem Wasser im Wurzelboden aufgrund der hohen Evapotranspiration in den Sommermonaten. Somit steht für die Evapotranspiration in den Wintermonaten weniger Wasser zur Verfügung.

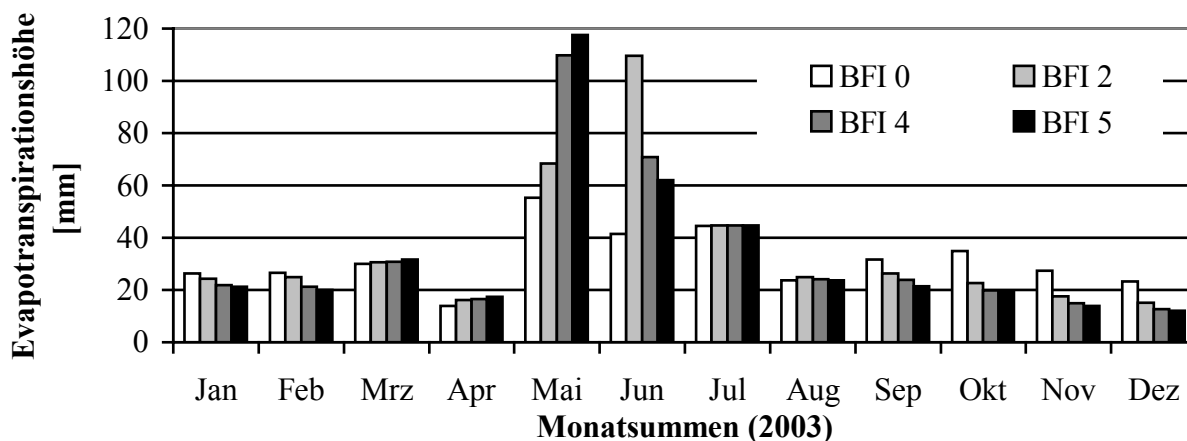


Abbildung 27: Veränderung der realen Evapotranspirationshöhe durch die Variation des Blattflächenindex zwischen 0 und 5 bei einer Verdunstungstiefe von 90 cm.

Variation der Verdunstungstiefe (VT)

Für die Sensitivitätsanalyse wurde die Verdunstungstiefe zwischen 50 und 200 cm variiert (vgl. Abb. 28). Eine Erhöhung der Verdunstungstiefe führt auch zu einer Erhöhung der realen Evapotranspiration. Die Wirkung dieser Variation auf die Evapotranspiration ist ähnlich wie die der Variation des BFI. Auch hier werden durch die Erhöhung der Verdunstungstiefe die Maxima in den Sommermonaten und die Minima in den Wintermonaten deutlich verstärkt. Insgesamt wird durch die Erhöhung der Verdunstungstiefe die mittlere jährliche Evapotranspiration bedeutend erhöht. Eine Änderung des BFI von 50 cm, 90 cm, 150 cm und 200 cm führt zu einer linearen Zunahme der Summe der jährlichen Evapotranspiration von 376,7 mm, 425,0 mm, 476,4 mm und 522,7 mm. So bewirkt die Erhöhung der Verdunstungstiefe um je 10 cm eine mittlere Erhöhung der Jahressumme der Evapotranspiration um 10 mm.

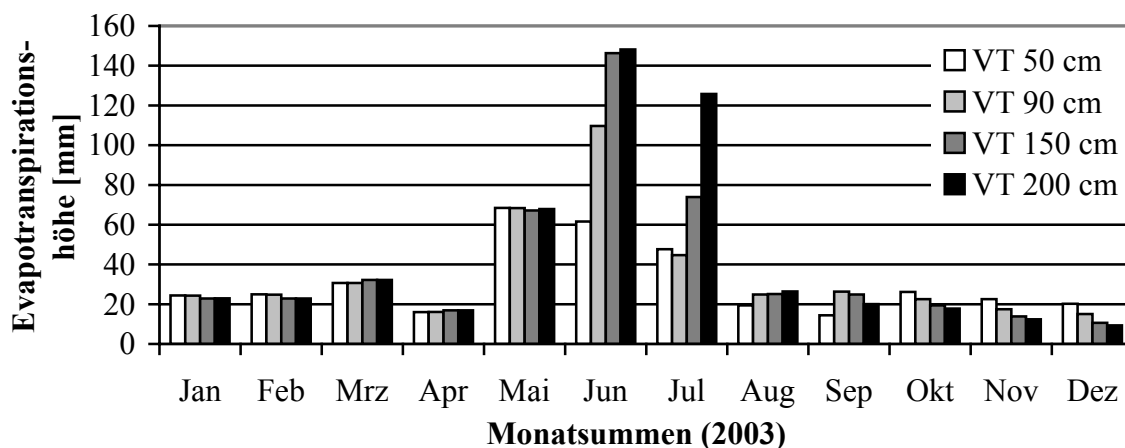


Abbildung 28: Veränderung der realen Evapotranspirationshöhe durch die Variation der Verdunstungstiefe (VT) zwischen 50 cm und 200 cm.

Variation der Hangneigung (HN)

Die Hangneigung wird sowohl durch die Neigung der Oberfläche als auch durch die Neigung der Schichten definiert. Die Variation der Hangneigung zwischen $0,6^\circ$ und $23,5^\circ$ zeigt, dass dieser Wert einen erheblichen Einfluss auf die Bilanzkomponente Sickerwasser besitzt, also jene Komponente welche die Sickerwassermenge durch die mineralische Dichtungsschicht beschreibt. Je größer die Hangneigung, desto höher auch die Sickerwasserhöhe (vgl. Abb. 29 und Abb. 30).

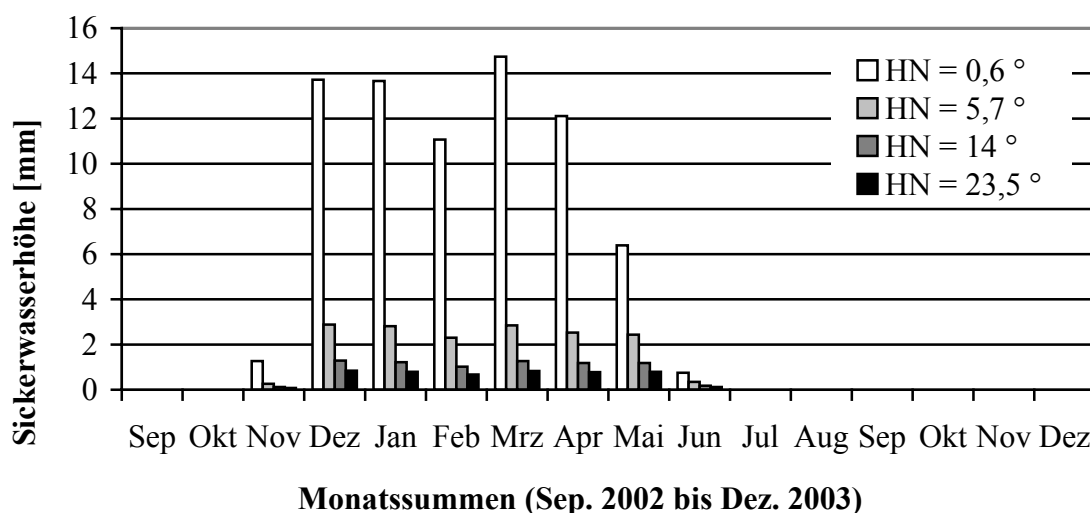


Abbildung 29: Veränderung der Sickerwasserhöhe durch die Variation der Hangneigung (HN) zwischen $0,6^\circ$ und $23,5^\circ$ bei einer Modellhanglänge von 20 m.

Das Zusammenspiel aus Änderung der Hangneigung und der Durchsickerung ist nicht linear (vgl. Abb. 30). Dies ergibt sich aus dem Zusammenspiel aus der Zunahme des Wasseraufstaus

und der damit resultierenden Zunahme der Durchlässigkeit der mineralischen Dichtungsschicht.

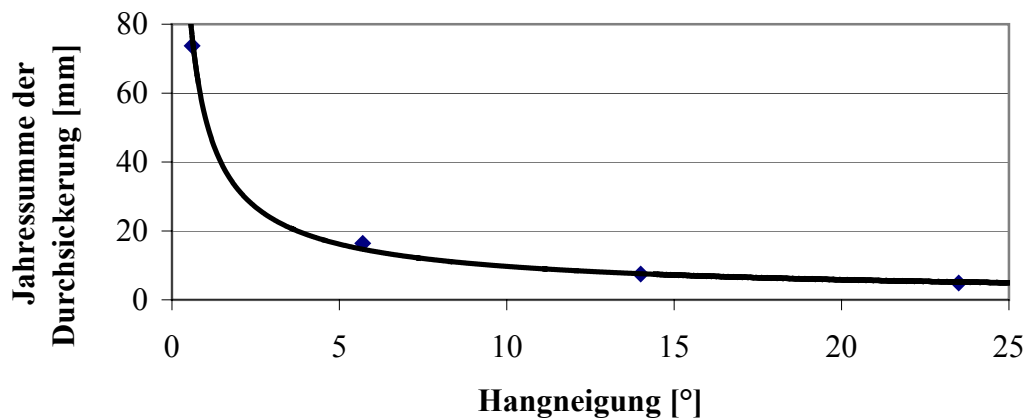


Abbildung 30: Die Änderung der Summe der Durchsickerung (September 2002 bis Dezember 2003) der mineralischen Dichtungsschicht als Funktion der Hangneigung bei einer Hanglänge von 20 m.

Variation der Dränschichtlänge (DL)

Die Hang- oder Dränschichtlänge wird durch die horizontal projizierte Länge der Dränschicht (OKF) definiert. Die Variation der Dränschichtlänge zwischen 1 und 80 m zeigt, dass dieser Wert, entsprechend der Hangneigung, einen erheblichen Einfluss auf die Bilanzkomponente Durchsickerung der mineralischen Dichtungsschicht (Q_{Min}) besitzt (vgl. Abb. 31). Allerdings führt hier die Erhöhung der Dränschichtlänge zu einer deutlichen Erhöhung der Sickerwassermenge. Das Zusammenspiel aus Änderung der Dränschichtlänge und Erhöhung der Durchsickerung der mineralischen Dichtungsschicht ist linear. Die Verlängerung der Hanglänge um einen Meter verursacht eine Erhöhung der jährlichen Durchsickerungsmenge um 0,3 mm.

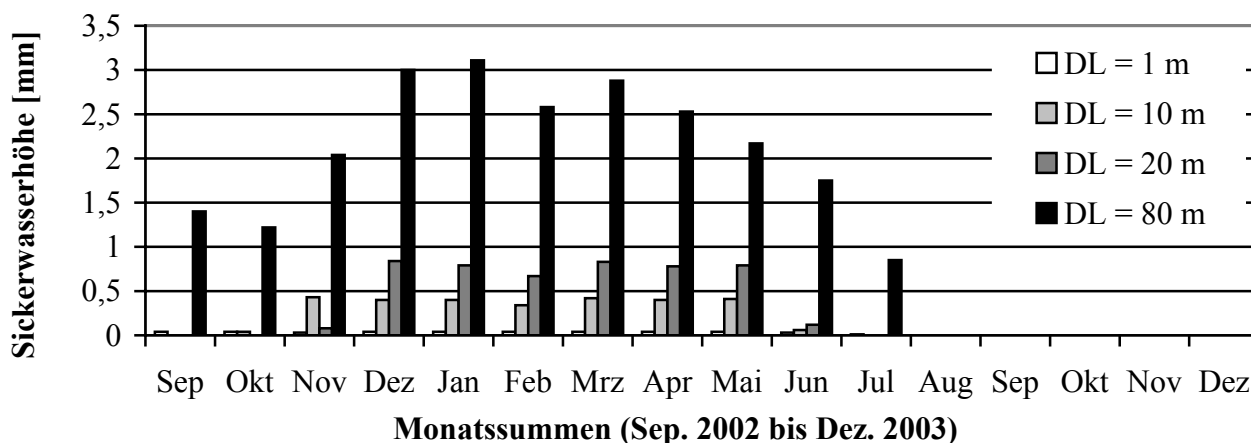


Abbildung 31: Veränderung der Sickerwasserhöhe durch die Variation der Dränschichtlänge zwischen 1 und 80 m bei einer Hangneigung von 23,5 °.

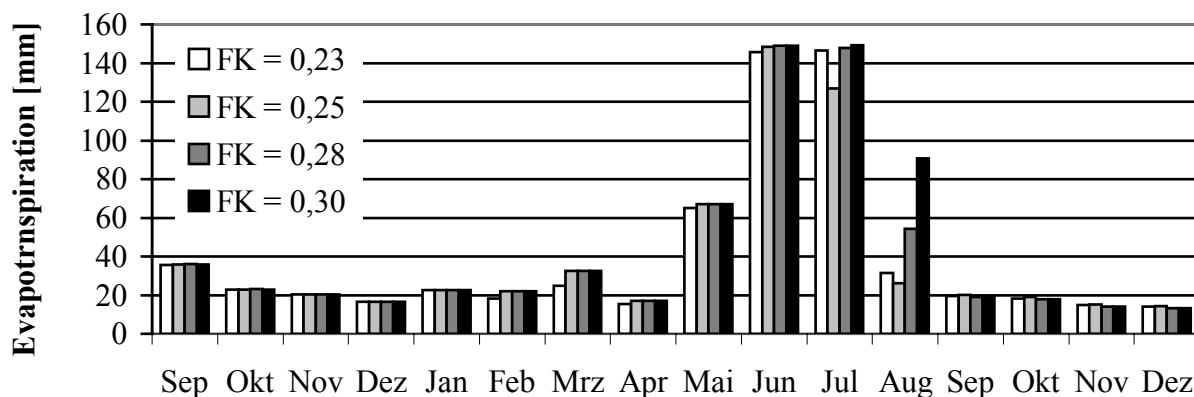
Variation der Größe der Modellfläche

Die Variation der Größe der Modellfläche hat keinen Einfluss auf die relative Verteilung der Wasserbilanzkomponenten. Das HELP Modell ist ein quasi zweidimensionales Wasserbilanzmodell und benötigt für die Ermittlung der Wasserbilanz keine Angaben zur Fläche des Modells. Angaben zur Fläche benötigt das HELP Modell in erster Linie für die Umrechnung der Eingangs- und Ausgabedaten von der Einheit mm in die Einheit m³.

Variation der Feldkapazität (FK)

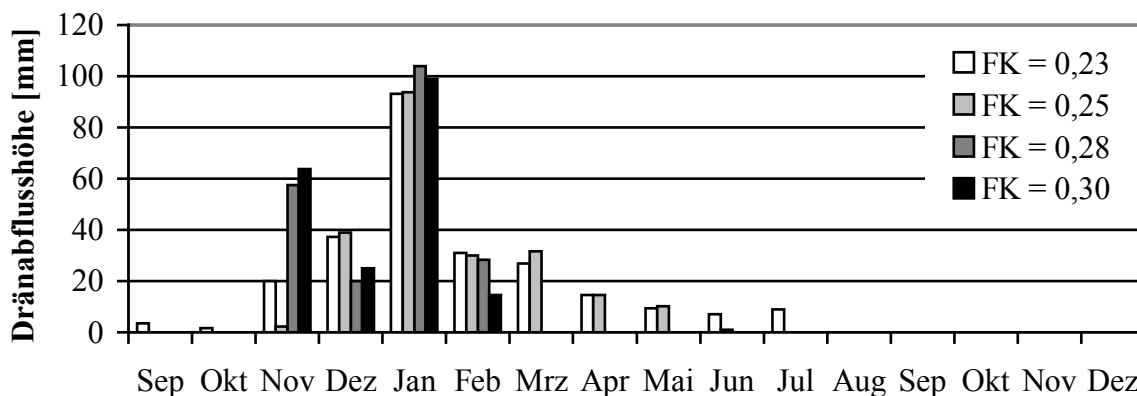
Die Variation der Feldkapazität der Wurzelbodenschicht hat ebenfalls einen erheblichen Einfluss auf alle Wasserbilanzkomponenten. Verdeutlicht anhand der Veränderungen der Evapotranspirationshöhe (vgl. Abb. 32) und der Dränabflusshöhe (vgl. Abb. 33). Der Verlauf der Evapotranspirationshöhe zwischen September 2002 und Dezember 2003 zeigt eine deutliche Veränderung in den Sommermonaten, insbesondere im August 2003.

Durch die Erhöhung der Feldkapazität wird die reale Evapotranspiration im Zusammenspiel mit der Pflanzenaktivität, die durch den BFI beschrieben wird, erhöht. Die Feldkapazität bestimmt den Anteil des Niederschlagswassers das in der Wurzelbodenschicht langfristig gehalten werden kann. Damit steigt auch die Aufenthaltszeit des Wassers über der Verdunstungszone und damit das für die Pflanzen verfügbare Wasser. Die Erhöhung der Feldkapazität des Wurzelbodens verursacht auch deutliche Veränderungen der Dränabflusshöhe der OKF Schicht. So führt eine höhere Feldkapazität des Wurzelbodens zur Verstärkung der Maximal- und der Minimalwerte des OKF- Abflusses.



Monatssummen (Sep. 2002 bis Dez. 2003)

Abbildung 32: Veränderung der realen Evapotranspirationshöhe durch Variation der Feldkapazität (FK) der Wurzelbodenschicht von 0,23 bis 0,30.



Monatssummen (Sep. 2002 bis Dez. 2003)

Abbildung 33: Veränderung der Dränabflusshöhe des OKF durch Variation der Feldkapazität (FK) der Wurzelbodenschicht von 0,23 bis 0,30.

Variation des Permanenten Welkepunktes (PWP)

Die Variation des Permanenten Welkepunktes des Wurzelbodens zwischen 0,12 und 0,18 verursacht eine deutlichen Änderung des Abflussverhaltens der unter dem Wurzelboden lokalisierten OKF. Die Erhöhung des Permanenten Welkepunktes bewirkt die insgesamt Erhöhung des Dränschichtabflusses im OKF. Im betrachteten Zeitraum vom September 2002 bis zum Dezember 2003 beträgt bei einem PWP von 0,12 die Gesamtabflusshöhe 212 mm, bei einem PWP von 0,16 etwa 222 mm, bei einem PWP von etwa 247 mm und bei einem PWP von 0,18 etwa 251 mm.

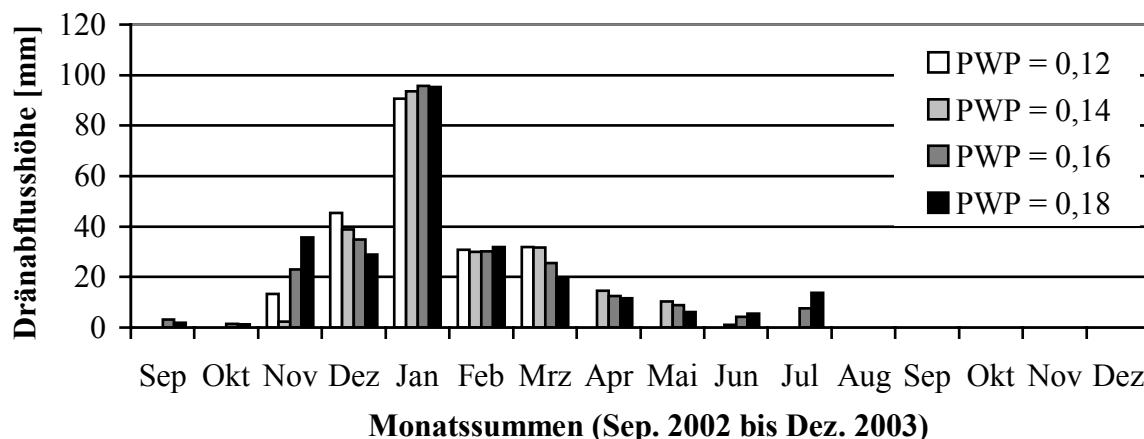


Abbildung 34: Veränderung der Dränabflusshöhe des OKF durch Variation des Permanenten Welkepunktes der Wurzelbodenschicht (PWP) von 0,12 bis 0,18.

Ursache dieser Reaktion ist die Erhöhung der Wassermenge innerhalb der Wurzelbodenschicht, denn die Erhöhung des PWP führt zur Reduktion des für Pflanzen verfügbaren Bodenwassers und damit zu einer erhöhten Tiefensickerung bis unterhalb der Verdunstungstiefe und damit zu einer Erhöhung des Dränabflusses (vgl. Abb. 34).

Variation des Durchlässigkeitsbeiwertes (k_f)

Die Verringerung des Durchlässigkeitsbeiwertes der Wurzelbodenschicht von $1 \cdot 10^{-6}$ auf $6 \cdot 10^{-7}$ m/s verursacht eine unerwartete Änderung der Summe der Dränabflusshöhe innerhalb der OKF-Schicht im betrachteten Zeitraum vom September 2002 bis Dezember 2003. Die Summe der Dränabflusshöhe beträgt jeweils 222 mm ($k_f = 1 \cdot 10^{-6}$ m/s), 218 mm ($k_f = 2 \cdot 10^{-6}$ m/s) 227 mm ($k_f = 6 \cdot 10^{-7}$ m/s) und 230 mm ($k_f = 8 \cdot 10^{-7}$ m/s) (vgl. Abb. 35). So verursachten die Änderungen im Bereich höherer Durchlässigkeitsbeiwerte eine entgegengesetzte Wirkung als bei geringen Durchlässigkeitsbeiwerten. So bleibt hier festzustellen, dass nicht jede Veränderung eines Eingabewertes zu erwartungsgemäßen Ergebnissen führt.

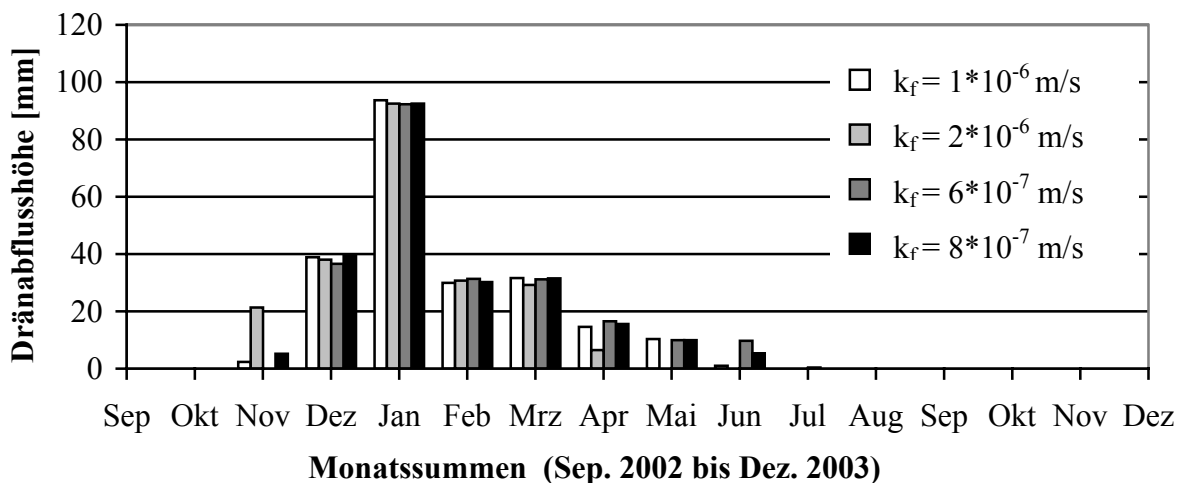


Abbildung 35: Veränderung der Dränabflusshöhe des OKF durch Variation des Durchlässigkeitsbeiwertes (k_f) der Wurzelbodenschicht.

Variation der Porenzahl (n)

Durch das Herabsetzen der Porosität wird die Abflusskurve des OKF nach links verschoben, während die Erhöhung die gegensätzliche Reaktion verursacht. Durch die Verringerung der Porenzahl wird die Fließgeschwindigkeit des Wassers innerhalb der Schicht erhöht (vgl. Abb. 36).

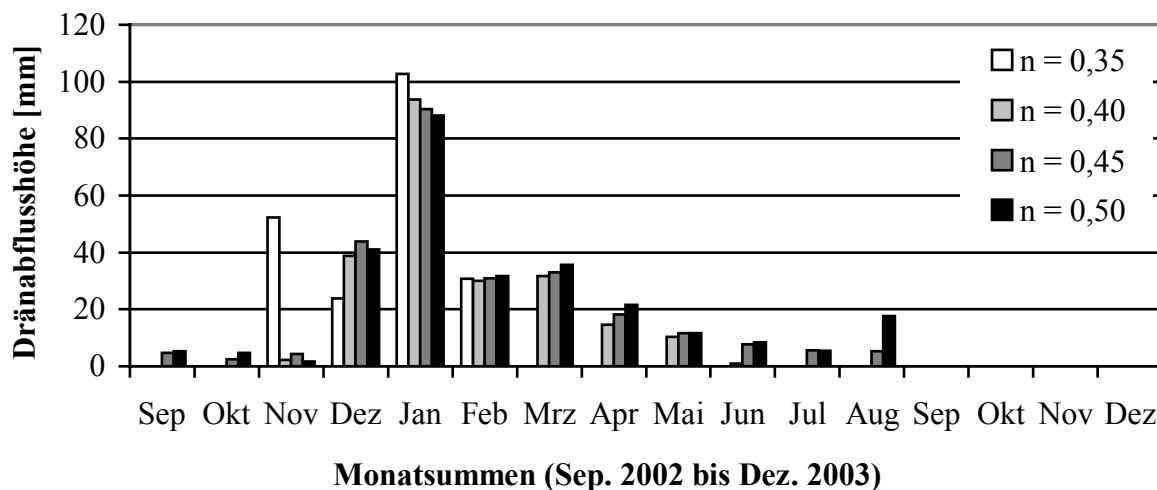


Abbildung 36: Veränderung der Dränabflusshöhe des OKF durch Variation der Porenzahl (n) der Wurzelbodenschicht von 0,35 bis 0,5.

4.4.2.2 Ergebnisse der Modellsensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse des HELP Modells zeigt, dass geringe Änderungen von Eingabewerten einer einzelnen Schicht, zu deutlichen Veränderungen des Verlaufes und der Abflusshöhen jeder Komponente der Wasserbilanz führt. Die Veränderungen eines schichtspezifischen Eingabewertes innerhalb eines Mehrschichtenmodells bewirkt auch die Änderung der Modellergebnisse jeder Wasserbilanzkomponente. Diese Sensitivitätsanalyse zeigt auch, dass jede Veränderung eines schichtspezifischen Wertes auch vorhersehbare Veränderungen auf das gesamte Modell verursacht. Die Sensitivitätsanalyse bildet die Grundlage für die Modellkalibrierung. Die beobachteten Reaktionen des Modellprogramms dienen der Anpassung an reale Verhältnisse. So zeigt sich, dass die Variation eines einzelnen Wertes sinnvoll ist, denn die Reaktionen des HELP Modells bleibt vorhersehbar. Werden allerdings zwei oder mehr Eingabewerte bei einzelnen Modellläufen gleichzeitig variiert, so ist eine Vorhersage der Modellreaktion nicht mehr möglich.

4.5 Kalibrierung des HELP Modells

Für die Kalibrierung des HELP Modells wurden Modellergebnisse durch die Änderung von Eingabegrößen so genau wie möglich an die Ergebnisse des Lysimetertestfeldes II der HMD Karlsruhe-West angepasst. Die Kalibrierung erfolgte durch Iterationen aus Variationen der Modelleingabegrößen und dem Vergleich mit den Messdaten der Entwässerungsversuche. Bei dieser Methode werden bestimmte Modelleingangsgrößen variiert und das Modell gestartet. Die Modellergebnisse werden dann mit den Daten des Lysimetertestfeldes II verglichen und bewertet. Die Basis der Variation der hydraulischen Eingabegrößen bilden Durchflussversuche mit zahlreichen Bodenproben, die im Bereich und im Umfeld des Lysimetertestfeldes gewonnen wurden (vgl. Tab. 1). Die dargestellten Modelleingangsdaten resultieren aus der jeweils bestmöglichen Modellanpassung für die Jahre 2002 bis 2005 (vgl. Tab. 5).

Tabelle 5: Eigenschaften der Lysimeterschichten der Wurzelbodenschicht, der mineralischen Dichtungsschicht Min und des oberen Kiesflächenfilters OKF nach der Modellkalibrierung für die Jahre 2002 bis 2005.

Modelljahr	Schicht	M [cm]	FK [-]	n [-]	PWP [-]	k_r [m/s]
2002	Wurzelboden	200	0,250	0,400	0,140	$1,0 \cdot 10^{-6}$
	OKF	15	0,030	0,400	0,010	$1,6 \cdot 10^{-2}$
	MIN.	50	0,320	0,350	0,240	$5,5 \cdot 10^{-9}$
2003	Wurzelboden	200	0,250	0,400	0,140	$1,0 \cdot 10^{-6}$
	OKF	15	0,032	0,397	0,013	$1,6 \cdot 10^{-2}$
	MIN.	50	0,320	0,350	0,240	$5,5 \cdot 10^{-9}$
2004	Wurzelboden	200	0,301	0,400	0,155	$1,0 \cdot 10^{-6}$
	OKF	15	0,032	0,397	0,013	$1,6 \cdot 10^{-2}$
	MIN.	50	0,32	0,350	0,240	$3,0 \cdot 10^{-8}$
2005	Wurzelboden	200	0,25	0,400	0,140	$1,0 \cdot 10^{-6}$
	OKF	15	0,032	0,397	0,013	$1,6 \cdot 10^{-2}$
	MIN.	50	0,320	0,350	0,240	$5,5 \cdot 10^{-9}$

Die jährliche Kalibrierung des HELP Modells durch die Veränderung der Eingangsgrößen ist für eine zufriedenstellende Modellkalibrierung unbedingt nötig, da sich die natürlichen Voraussetzungen verändern. Die Änderung von hydraulischen Eigenschaften innerhalb der Wurzelbodenschicht des Lysimetertestfeldes erfolgt durch die Ausbildung von bevorzugten Fließwegen. Das sind Inhomogenitäten wie Wurzelröhren, Tierbauten, Schrumpfrisse, Risse infolge unterschiedlicher Setzungen oder diagenetischer Prozesse die zu röhren-, spalten- oder kanalartigen Wasserwegsamkeiten führen, in denen die Durchlässigkeit um Zehnerpotenzen über jener der Matrix-Durchlässigkeit liegt. Diese Bereiche erhöhter Wegsamkeiten werden unter dem Begriff „Makroporen“ zusammengefasst. Deren Größe liegt nach den Definitionen zwischen etwa 50 µm und etwa 1 cm (GALLMEISTER & AZZAM, 2003). Die Änderung von hydraulischen Eigenschaften der mineralischen Dichtungsschicht kann durch die Ausbildung von Trockenrissen verursacht durch klimatisch bedingte Schwankungen der Bodenfeuchte erfolgen (WITT & ZEH, 2004) oder auch bautechnisch durch die Luftzirkulation im Bereich der Dränschichten und der Dränrohre entstehen. Es besteht die Vermutung, dass ein wesentlicher Wassertransport in Dampfphase innerhalb der grobkörnigen OKF Schicht insbesondere im Sommer stattfindet (GIURGEA & HÖTZL, 2004).

4.5.1 Wasserbilanz des Lysimetertestfeldes II für 2002 bis 2005

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Modellkalibrierung des HELP Modells dargestellt (vgl. Abb. 37). Die Ergebnisse der einzelnen Abflusskomponenten des Lysimetertestfeldes und der HELP Modellierung werden gegenübergestellt und verglichen. Die Bilanzkomponenten sind in der Abfolge ihrer Lokalität innerhalb des Lysimetertestfeldes untereinander dargestellt. Zunächst findet die Wasserbilanzeingangsgröße, der Niederschlag, darunter die Ergebnisse der Ermittlung der realen Evapotranspiration von HELP und dem Lysimeter, gefolgt von der Bilanzgröße Dränabfluss (Q_{OKF}). Die letzte Abflusskomponente ist der Sickerwasserabfluss (Q_{Min}) des Lysimetertestfeldes. Die dargestellten Sickerwasserdaten des Lysimetertestfeldes ergeben sich aus der Summe des Kapillarschichtabflusses und des Kapillarbruchschichtabflusses. Da HELP den Kapillarsperreneffekt nicht berücksichtigen kann ist die Gliederung der Einzelabflüsse des Lysimetertestfeldes für die Kalibrierung des HELP Modells nicht nötig.

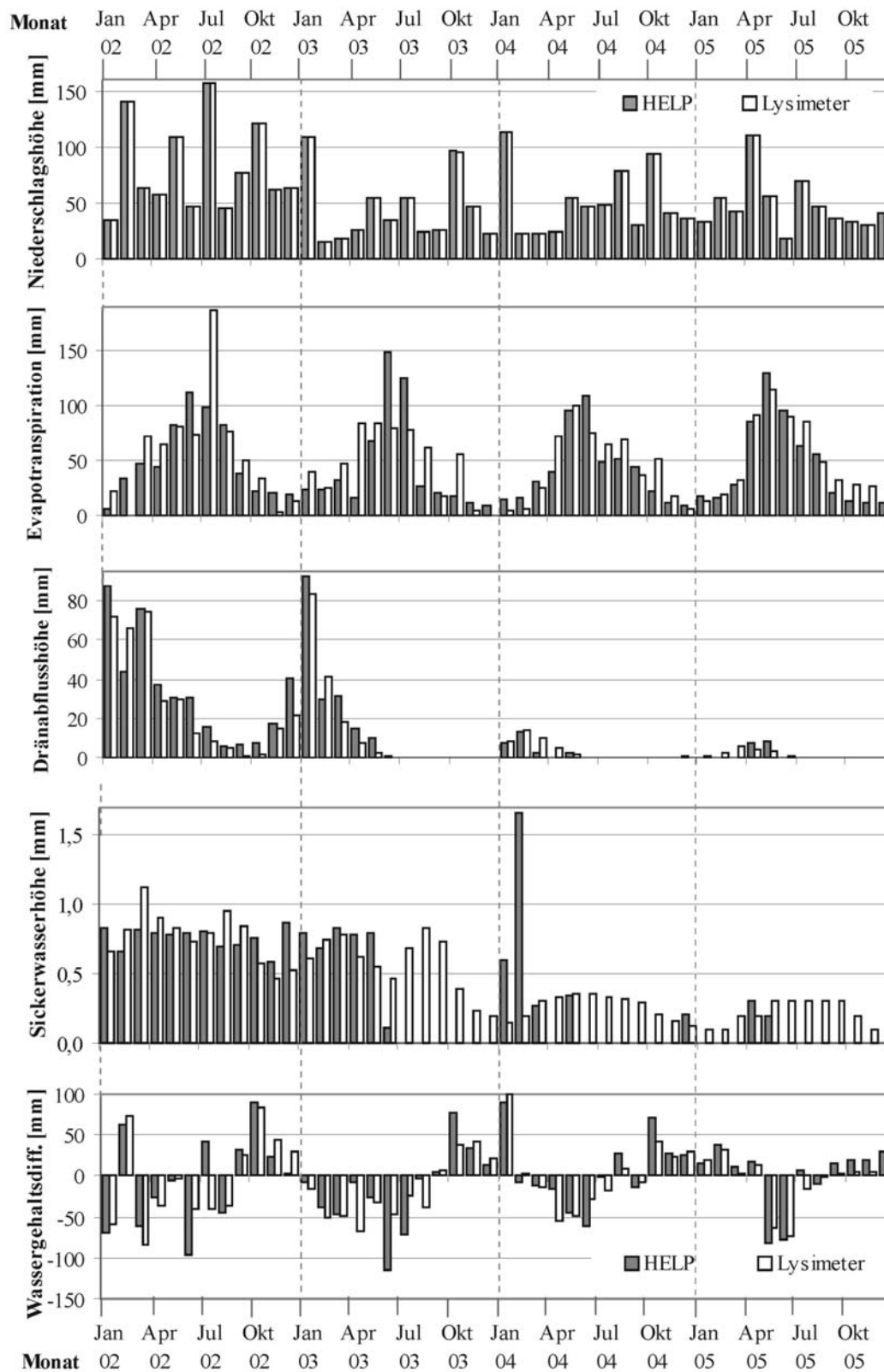


Abbildung 37: Vergleich der Ergebnisse der Wasserbilanzierung mit Lysimetermessungen und HELP Modellkalibrierung für den Zeitraum 2002 bis 2005.

Wasserbilanzvergleich des HELP Modells und Lysimetertestfeldes II für das Jahr 2002

Die Ergebnisse der Modellkalibrierung für das Jahr 2002 sind in Abbildung 37 dargestellt. Durch die geringfügige Veränderung der Modelleingangsparameter Verdunstungstiefe und der hydraulischen Daten der Modellschichten, konnte eine insgesamt gute Anpassung an die Wasserbilanzdaten des Lysimetertestfeldes erfolgen. Große Abweichungen zeigen sich in den Monaten Februar und Juli. Die Höhe der Evapotranspiration im Monat Februar 2002 beträgt laut HELP Berechnung 33,5 mm, mittels Lysimetermessungen wurde dagegen nur ein Wert von 0,3 mm bestimmt. Diese unterschiedlichen Größen wirken sich entsprechend auf weitere Bilanzkomponenten aus. Die Lysimetermessungen zeigen, dass etwa 50 % des Niederschlages in die Abflusskomponenten Dränabfluss und Durchsickerung überführt werden und weitere 50 % innerhalb der Lysimeterschichten gespeichert werden. HELP berechnet die Bodenwasserspeicherung als zu gering und es wird zuviel Wasser in die darunter liegenden Schichten abgeführt.

Eine weitere Abweichung der Vergleichsdaten zeigt sich im Monat Juli 2002. Die Verdunstungsbestimmung mittels Lysimeter ist mit 187 mm um 88 mm höher als die der HELP Modellrechnungen (etwa 98 mm). Dies verursacht wiederum bedeutende Unterschiede weiterer Bilanzkomponenten beider Systeme im Vergleich. Während das Lysimeter den Monat Juli mit deutlich negativen Bodenwassergehaltsdifferenzen abgeschlossen hat, bewertet das HELP Modell die Bodenwassergehalte deutlich im positiven Bereich. HELP bewertet eine geringe Evapotranspiration und mit gleichzeitigem starken Niederschlag mit einem positiven Wert für die Bilanzkomponente Bodenwassergehaltsdifferenzen.

Wasserbilanzvergleich des HELP Modells und Lysimetertestfeldes II für das Jahr 2003

Auch hier finden sich die maßgeblichen Unterschiede der Ergebnisse in den Bilanzkomponenten Evapotranspiration und Wassergehaltsdifferenzen. Im Zeitrahmen von April bis Oktober weichen die Vergleichsdaten dieser beiden Bilanzkomponenten stark voneinander ab. Hier sind Abweichungen, wie im Vorjahr festzustellen waren, hauptsächlich in den Sommermonaten zu finden.

Die Bilanzkomponente Dränabfluss des Lysimetertestfeldes zeigt, wie auch HELP, im Monat Juli keine maßgeblichen Abflüsse. Jedoch konnten unterhalb der mineralischen Dichtungsschicht weiterhin Sickerwassermengen gemessen werden. In Anbetracht der Tatsache, dass kein Dränabfluss vorhanden ist, sollte auch die Sickerwassermenge der mineralischen Dichtungsschicht, entsprechend der HELP Ergebnisse, Null sein.

Wasserbilanzvergleich des HELP Modells und Lysimetertestfeldes II für das Jahr 2004

HELP bewertet die Evapotranspiration in der ersten Jahreshälfte des Jahres 2004 etwas zu hoch und in der zweiten Jahreshälfte zu niedrig. Bedeutende Unterschiede in Bezug auf Evapotranspiration und Wassergehaltsänderungen sind allerdings in diesem Jahr nicht festzustellen.

Die Dränabflusshöhe ist aufgrund der äußerst geringen Niederschläge besonders niedrig. Geringe Dränabflüsse zeigen sich nur in der ersten Jahreshälfte 2004. Trotz der geringen Abflüsse im Vergleich zu den Jahren 2002 und 2003 kann HELP den Verlauf des Dränabflusses sehr gut abschätzen.

Ein außergewöhnliches Verhalten zeigt die Abflusskomponente Sickerwasser (Durchsickerung der mineralischen Dichtungsschicht) des Lysimetertestfeldes. Wie im Vorjahr, findet dort in den Monaten Juli bis November ein ständiger Sickerwasserabfluss statt und das, obwohl die Dränschicht innerhalb dieser Monate vollständig trocken ist. Der Sickerwasserabfluss ist besonders in den Sommermonaten ausgeprägt und zeigt in den Wintermonate ein Minimum.

Wasserbilanzvergleich des HELP Modells und Lysimetertestfeldes II für das Jahr 2005

Der Vergleich der Wasserbilanzmodellierung und der Ergebnisse des Lysimetertestfeldes für das Jahr 2005 zeichnet sich durch eine besonders gute Übereinstimmung der Bilanzkomponenten Evapotranspiration und Wassergehaltsdifferenzen aus. Im Bereich der zweiten Jahreshälfte bewertet HELP die Evapotranspiration etwas zu hoch. Dies wirkt sich negativ auf die Wassergehaltsänderungen aus, die dadurch insgesamt von HELP als zu gering berechnet werden. Die abnehmende Tendenz der Dränabflussmenge zeigt sich auch im Jahr 2005. Die Größenordnung als auch die Höhe der Dränabflussmenge kann, wie im Vorjahr, noch gut modelliert werden.

Bemerkenswert, wie auch im Jahr 2004, ist der besondere Verlauf der Sickerwassermenge welche durch die Lysimetermessungen erfasst wurde. Trotz versiegtem OKF- Abfluss in der zweiten Jahreshälfte zeigt sich ein messbarer Sickerwasserabfluss aus dem Lysimetertestfeld. Die Zunahme der Sickerwasserabflüsse in den Sommermonaten und der Abnahme in den Wintermonaten bestätigt sich auch in diesem Bilanzjahr. Deutlich zeigt sich hier die gemeinsame Abfolge von minimalem und maximalem Verlauf des Sickerwasserabflusses und der Evapotranspiration. Der Verlauf des Sickerwasserabflusses ist vermutlich auf Kondenswasserbildung innerhalb der Schichten unter der mineralischen Dichtungsschicht zurückzuführen (GIURGEA & HÖTZL, 2004).

Der Sickerwasserverlauf ist entweder ein Resultat der Austrocknung der mineralischen Dichtungsschicht oder auf Kondenswasser zurückzuführen. Kondenswasser entsteht durch warme, feuchte Luft, die vom Lysimetermesshäuschen über die Dränrohre in das Lysimeter einströmt. Beide Effekte kann das HELP Modell nicht berücksichtigen. Eine Anpassung der modellierten an die gemessenen Sickerwasserabflüsse ist im Jahr 2005 nicht möglich.

4.5.2 Ergebnisse der Modellanpassung

Die Anpassung des Modellprogramms HELP an reale Verhältnisse durch die Variation von Eingabewerten ist unumgänglich. Die Annahme der Homogenität aller Modellschichten des HELP Modells ist als großer Nachteil des Programms zu bewerten. Natürliche Böden sind in Bezug auf hydraulische Parameter nie homogen. Auch Bodenproben ergeben nie ein vollständiges Bild über die hydraulischen Eigenschaften einer Bodenschicht. Bei der Probennahme aus einer scheinbar gleichartigen Bodenschicht ergibt sich eine Spannbreite eines bestimmten hydraulischen Parameters.

Die Sensitivitätsanalyse ist die Grundlage für die Modellkalibrierung. Beobachtungen, die aus dem gegenseitigen Zusammenspiel aus Variation von Eingabedaten und Änderungen der Ergebnisse resultieren, entscheiden über die sinnvolle Variation der Eingabedaten. Mit der Nutzung von ortsspezifischen Wetterdaten und Parametern sowie durch die Variation bestimmter Eingabedaten, kann das HELP Modell gut an reale Verhältnisse angepasst werden. Die Änderung von hydraulischen Eigenschaften, besonders der Wurzelbodenschicht und der mineralischen Dichtungsschicht, erfordert allerdings die jährliche Kalibrierung des HELP Modells.

4.5.3 Interpretation der Abweichungen der Wasserbilanzen von HELP und Lysimeter

Die Ursache der Abweichungen der Wasserbilanzen von HELP und Lysimeter in den Jahren 2002 und 2003 sind auf einen Defekt der Neutronensonde zurückzuführen. Durch eine unvollständige Datengrundlage bezüglich der Bodenwassergehalte konnte die Wasserbilanzkomponente Bodenwassergehaltsdifferenzen nicht ausreichend bestimmt werden. Der Defekt der Neutronensonde bezog sich auf eine Störung der Messtechnik beim Überschreiten der Außentemperaturen von ca. 20 °C. Ab Juli 2004 konnte allerdings eine neue Neutronensonde zum Einsatz gebracht werden. Der Einsatz der neuen Neutronensonde lässt sich an der guten Übereinstimmung der Daten der Wassergehaltsänderungen sehr deutlich erkennen. Besonders hohe Abweichungen in den Sommermonaten sind nicht mehr vorhanden.

Die Ergebnisse der Sickerwassermenge sind besonders bemerkenswert, da die Dränabflussmenge, im Zusammenspiel mit der Dichtungswirkung der mineralischen Dichtungsschicht, die Sickerwasserabflussmenge bestimmt. Der Abflussverlauf des Sickerwassers aus dem Lysimeter korrespondiert nicht mit dem Abflussverhalten der Dränschicht. Vielmehr korrespondiert das Abflussverhalten des Sickerwassers mit dem Verlauf der ermittelten Evapotranspiration und der Außenlufttemperaturen (vgl. Abb. 24). Das Abflussverhalten des Sickerwasserabflusses ist nicht nur ein Resultat der Durchsickerung der mineralischen Dichtschicht sondern auch das Resultat der Trocknung und Entwässerung der mineralischen Dichtschicht sowie von Kondensationswasser, das innerhalb des Rohrleitungssystems zwischen Lysimetermesshaus und Lysimetertestfeld entsteht. Über das Rohrleitungssystem wird durch tageszeitliche Temperaturschwankungen und Luftdruckschwankungen feuchte, warme Luft in des Rohrleitungssystems eingesaugt. Aufgrund der geringeren Temperaturen im Rohrleitungssystem wird die feuchte Außenluft abgekühlt, überschreitet den Taupunkt, das Wasser kondensiert an den Kunststoffrohren und fließt zurück in die Auffangbehälter des Lysimetermesshäuschens, wo es als Sickerwasserabfluss gemessen wird.

4.6 Erstellung der Wasserbilanz der Oberflächenabdichtung der HMD Karlsruhe-West mit dem HELP Modell

Das kalibrierte HELP Modell ist die Basis für die Bestimmung der Wasserbilanz des Oberflächenabdichtungssystems der HMD Karlsruhe-West. Der Aufbau des kalibrierten HELP Modells entspricht im Aufbau weitestgehend dem Aufbau der Abdichtung mit mineralischer Dichtungsschicht und darunter liegender Kapillarsperre. Diese Abdichtungsvariante wurde bisher auf einer Fläche von ca. 7,5 ha realisiert. Die Kalibrierung und Modellierung der Gesamtabdichtung umfasst die Bilanzjahre 2002 bis 2005. Während dieser Zeit wurde die Fläche der Gesamtabdichtung von ca. 6,8 ha auf 7,5 ha erweitert.

Maßgebliche Unterschiede zwischen dem Modell und der realen Oberflächenabdichtung sind die Hanglänge sowie die Flächengröße. Durch die Änderung der Modellhanglänge von 20 m auf 80 m und der Änderung der Flächengröße von 0,02 ha auf 7,5 ha, kann das kalibrierte HELP Modell für die Modellierung der Gesamtabdichtung der Deponie verwendet werden.

Die Gegenüberstellung der Modellwasserbilanzierungen des Lysimetertestfeldes und der Gesamtabdichtungsfläche mit HELP zeigt die Wasserbilanzkomponenten Niederschlagshöhe, Evapotranspiration, Dränabflusshöhe, Sickerwasserhöhe und Wassergehaltsdifferenzen. Sie sind in Abbildung 38 untereinander dargestellt.

Der Vergleich der beiden Modellflächen zeigt folgendes Bild: Die Bilanzkomponenten Niederschlag, Evapotranspiration und Bodenwassergehaltsdifferenzen des Lysimetertestfeldmodells und der Gesamtabdichtung sind identisch. Jedoch zeigen die Dränabflusshöhe und die Sickerwasserabflusshöhe ein anderes Bild. Der Vergleich dieser Komponenten zwischen beiden Modellflächen zeigt bedeutende Unterschiede bezüglich der Abflusshöhen. Die Dränabflüsse des Lysimetertestfeldmodells übersteigen die der Gesamtabdichtung im Schnitt um 10 %.

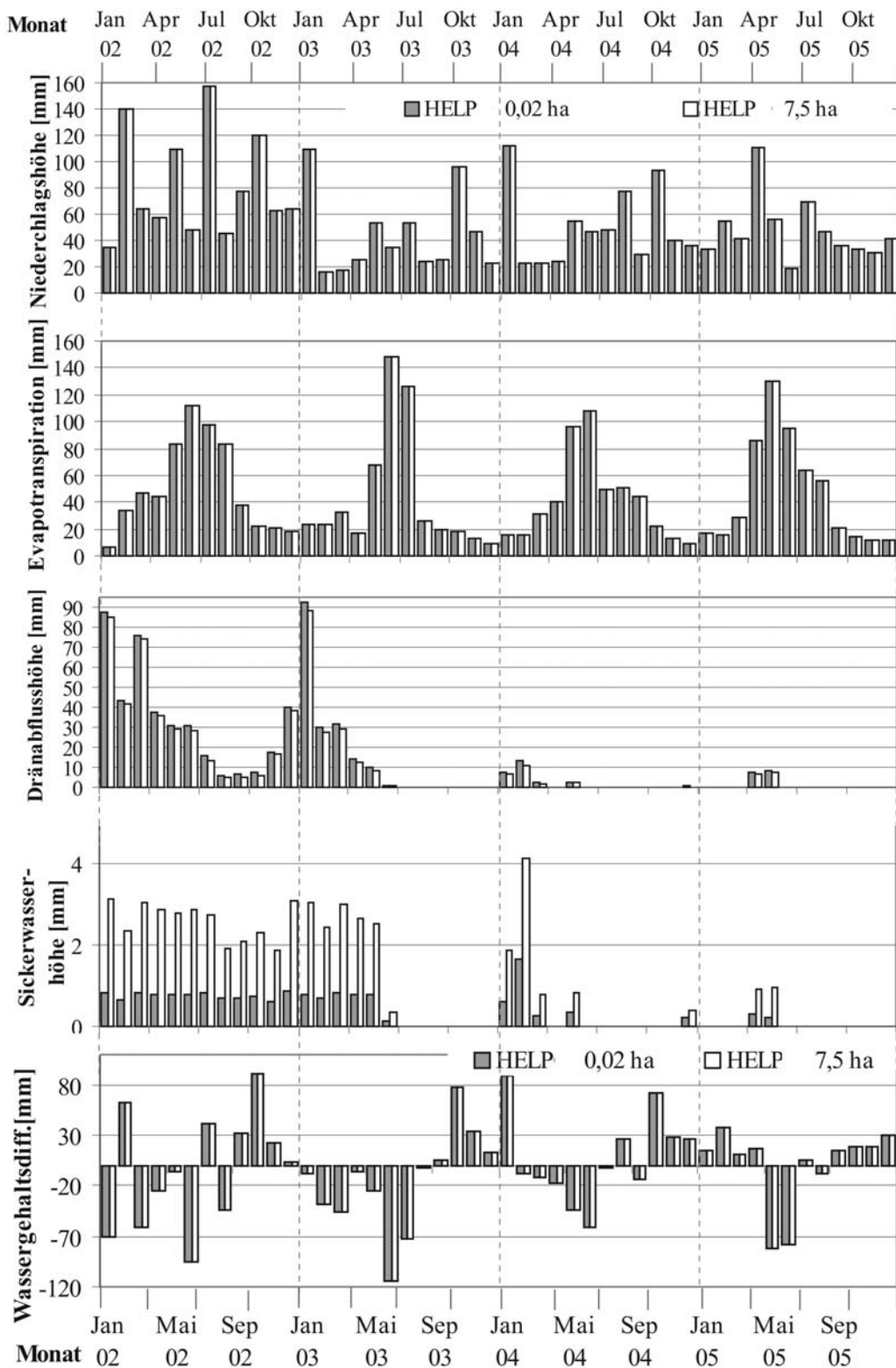


Abbildung 38: Vergleich der HELP Modellergebnisse [mm] für die Modellierung des Lysimeterfeldes (0,02 ha) und die der Gesamtabdichtung (7,5 ha).

Die Sickerwasserhöhe der Gesamtabdichtung ist drei mal höher als die des Lysimetertestfeldmodells (vgl. Tab. 6 und 7). Die Summe von Sickerwasserabfluss und Dränabfluss ist allerdings, unter Berücksichtigung einer Veränderung des Oberflächenabflusses für beide Modelle identisch. Dies bedeutet, dass beide Komponenten in direkter Wechselwirkung zueinander stehen und eine Verringerung der einen Abflusskomponente zu einer Erhöhung der anderen Abflusskomponente führt. So entspricht die Differenz der Abflusshöhen der dargestellten Dränabflüsse jeweils der negativen Differenz der dargestellten Sickerwasserabflüsse.

Schlussfolgernd ist zu bemerken, dass mit der Sensitivitätsanalyse und der Modellkalibrierung der bedeutende Einfluss der Modellgeometrie auf die Komponenten Dränabfluss und Durchsickerung der mineralischen Dichtungsschicht festgestellt wurde. Die Verlängerung der Hanglänge erhöht die Sickerwasserabflusshöhe und verringert damit die Dränabflusshöhe (siehe Kap. 4.8).

Tabelle 6: Ergebnisse der Wasserbilanzierung mit HELP für das Lysimeter (0,02 ha) von 2002 bis 2005 **ohne** Berücksichtigung der Kapillarsperre.

HELP	Nieder- schlag	Oberflächen- abfluss	Evapotrans- piration	Drän- abfluss	Durch- sickerung	Boden- wassergehalt
0,02 ha	N [mm]	Q_{Surf} [mm]	ET_a [mm]	Q_{OKF} [mm]	$Q_{\text{Min.}}$ [mm]	ΔW [mm]
2002	977,5	10,6	605,7	399,2	9,1	-47,1
2003	524,9	0,0	522,7	179,8	4,0	-181,6
2004	607,9	0,0	494,9	26,4	3,1	83,5
2005	570,1	1,2	549,5	15,8	0,5	3,1

Tabelle 7: Ergebnisse der Wasserbilanzierung mit HELP für die Gesamtabdichtung (6,8 bis 7,5 ha) von 2002 bis 2005 **ohne** Berücksichtigung der Kapillarsperre

HELP	Nieder- schlag	Oberflächen- abfluss	Evapotrans- piration	Drän- abfluss	Durch- sickerung	Boden- wassergehalt
6,8 bis 7,5 ha	N [mm]	Q_{Surf} [mm]	ET_a [mm]	Q_{OKF} [mm]	$Q_{\text{Min.}}$ [mm]	ΔW [mm]
2002 / 6,8 ha	977,5	10,6	605,7	377,3	31,0	-47,1
2003 / 7,1 ha	524,9	2,3	522,7	167,4	14,0	-181,6
2004 / 7,5 ha	607,9	0,0	494,9	21,5	8,0	83,5
2005 / 7,5 ha	570,1	1,2	549,5	14,5	1,9	3,1

Die modellierte Sickerwassermenge der Gesamtabdichtung der Deponie von 2002 bis 2005 ohne die Berücksichtigung der Kapillarsperre zeigt einen deutlichen Rückgang der Sickerwassermengen, die durch die mineralische Dichtungsschicht sickern (vgl. Tab. 7). Die kontinuierliche Verringerung des Sickerwassers von 31 mm (ca. 2.108 m³) im Jahre 2002 bis 3,1 mm (ca. 233 m³) im Jahr 2005 resultiert aus den geringen Niederschlägen der Jahre 2003 bis 2005 (vgl. Tab. 6 und Tab 7).

4.6.1 Die Bestimmung der Abflusshöhen der Kapillarsperre und der Sickerwassermenge der Gesamtabdichtung der Deponie

Das HELP Modell kann den Kapillarsperreneffekt nicht berechnen. Aus diesem Grund konnte die Wasserbilanzierung des Oberflächenabdichtungssystems bisher nur bis einschließlich der mineralischen Dichtungsschicht durchgeführt werden. Für die Quantifizierung der tatsächlichen Sickerwassermenge der HMD Karlsruhe-West muss die Durchlässigkeit der Kapillarsperre jedoch berücksichtigt werden. Nur der Sickerwasseranteil der letztendlich durch die Kapillarsperre dringt, entspricht dem Sickerwasser, das in den Deponiekörper eindringt und Schadstoffe mobilisieren kann.

Ein speziell für diese Problemstellung entwickeltes Lösungsverfahren nutzt Daten von Lysimetern. Unter Einbindung der folgenden Funktion wird ein Korrekturfaktor bestimmt, der aus den Messdaten des Lysimeterfeldes II abgeleitet wurde (HÖTZL & GIURGEA, 2006):

$$kor. = \frac{Q_{KBS}}{(Q_{KS} + Q_{KBS})}, \quad (4.1)$$

wobei:

$kor.$	= Korrekturfaktor [-],
Q_{KBS}	= Abflusshöhe der Kapillarbruchscht [mm],
Q_{KS}	= Abflusshöhe der Kapillarschicht [mm].

Dieser Korrekturfaktor ermöglicht die Trennung der Eingangsgröße Sickerwassermenge der mineralischen Dichtungsschicht (Q_{Min}) in die Abflüsse der Kapillarschicht (Q_{KS}) und die Abflüsse der Kapillarbruchscht (Q_{KBS}) (vgl. Abb. 39). Durch den Einsatz des Korrekturfaktors wird der Anteil des Kapillarbruchschtabflusses (Q_{KBS}) innerhalb der Ausgangsgröße Sickerwasser der mineralischen Dichtungsschicht des Lysimeterfeldes ermittelt. Damit wird auch das Verhältnis der Kapillarschichtabflüsse der Gesamtabdichtung, die mittels HELP Modellierung ermittelt wurde, bestimmt.

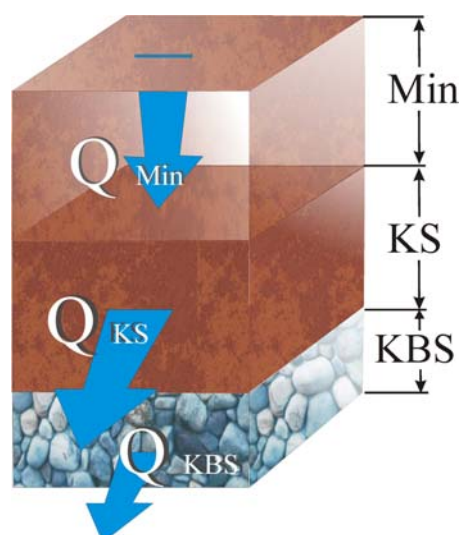


Abbildung 39: Skizze des Aufbaus der unteren drei Schichten des Lysimetertestfeldes und Auftrennung des Abflusses der mineralischen Dichtungsschicht (Q_{Min}) in die zwei Abflüsse der Kapillarschicht (Q_{KS}) und der Kapillarbruchschicht (Q_{KBS})

Aufgrund der extremen Trockenheit im Jahre 2005 waren die Abflüsse innerhalb des Lysimetertestfeldes im Bereich der Kapillarsperre so gering, dass ein Korrekturfaktor aus den gemessenen Abflussdaten nicht bestimmt werden konnte. Die Abflüsse im Bereich der Kapillarsperre entsprachen im Jahr 2005 zum Teil gerade mal 1/10 der Abflüsse in Durchschnittsjahren mit etwa 800 mm Niederschlag. Aus diesem Grund wurde für die Wasserbilanzierung 2005 ein Korrekturfaktor benutzt, der aus den Mittelwerten aller bisher bestimmten Korrekturfaktoren errechnet wurde.

Tabelle 8: Die Berechnung des Korrekturfaktors für die Bilanzjahre 1999 bis 2005 am Beispiel der im Lysimetertestfeld II gemessenen Abflusshöhen des oberen Kiesflächenfilters (OKF), der Kapillarschicht (KS) sowie der Kapillarbrechenden Schicht (KBS) (HÖTZL & GIURGEA, 2002, 2003, 2004 & 2005).

Jahr	N [mm]	Lysimetertestfeld [% von N]		Korr. Korrekturfaktor [-]	Gesamtabdichtung (modelliert) [mm]		
		Q_{KS}	Q_{KBS}		Q_{Min}	Q_{KS}	Q_{KBS}
2002	977,5	1,09	0,59	0,35	31,0	20,1	10,9
2003	524,9	0,94	1,22	0,56	14,0	6,1	7,9
2004	607,9	0,17	0,07	0,29	8,0	5,7	2,3
2005	570,1	n.b.	n.b.	*0,36	1,9	1,2	0,7

*Aufgrund der schlechten Datengrundlage wurde dieser Korrekturfaktor aus dem Mittelwert aller bisher bestimmten Korrekturfaktoren von 1999 bis 2004 ermittelt.

Unter Berücksichtigung des Korrekturfaktors kann nun die Gesamtsickerwassermenge (Q_{KBS}) bestimmt werden. Demnach sind im Jahr 2002 10,9 mm Sickerwasser durch die Oberflächenabdichtung (6,8 ha) der Deponie gesickert. Dies entspricht einem Wasservolumen von 741 m^3 bzw. 1 % des Niederschlagswassers. In den folgenden Jahren wurde die Sickerwassermenge trotz Vergrößerung der Deponiefläche geringer und entspricht mit $52,5 \text{ m}^3$ (entspr. 0,7 mm) nur noch 0,1 % des Niederschlagswassers (vgl. Tab. 8).

4.7 Bestimmung der Wasserbilanz der gesamten Oberflächenbedeckung der HMD Karlsruhe-West

Zweck der Ermittlung der Wasserbilanz der gesamten Oberflächenabdeckung der HMD Karlsruhe-West ist die Bestimmung jener Wassermenge, die durch Tiefsickerung in den Deponiekörper eindringt und dort einen Schadstoffaustrag verursachen kann. Das HELP Modell wurde speziell für diesen Zweck entwickelt. Das HELP Modell bietet allerdings keine Option verschiedenartige Oberflächen in einem Modelllauf zu kombinieren, um dann deren Wechselwirkungen oder deren Gesamtwasserbilanz zu ermitteln.

Die Bestimmung der Gesamtwasserbilanz der Deponie erfolgt über die Ausweisung von Homogenitätsbereichen, deren Wasserbilanzen in gesonderten Modellläufen ermittelt werden. Die Gesamtwasserbilanz der Deponie ergibt sich dann aus den Summen der einzelnen Wasserbilanzkomponenten aller Homogenitätsbereiche.

4.7.1 Ausweisung von Homogenitätsbereichen

Ein Homogenitätsbereich bezeichnet die Gleichheit von Eigenschaften über die gesamte Ausdehnung einer Fläche. Bezüglich der HELP Modellierung ist das die Gleichheit bezogen auf die Eingabeparameter Bewuchsart, Verdunstungstiefe, Hangneigung, Hanglänge und hydraulische Eigenschaften. Aufgrund von baulichen Tätigkeiten und der dadurch verursachten Veränderungen auf dem Deponiegelände ist die jährliche Charakterisierung und Einteilung der Oberfläche in Homogenitätsbereiche notwendig (vgl. Abb. 40).

Die Gesamtfläche der Deponie von etwa 21 ha wurde in den Jahren 1999 bis 2005 nicht verändert. Allerdings ergaben sich durch bauliche Tätigkeiten innerhalb des Deponiegeländes zahlreiche Veränderungen. Durch Begehungen mussten diese erfasst und jährlich aktualisiert werden, um so die Verteilung der Homogenitätsbereiche korrekt berücksichtigen zu können.

Für die Bestimmung der Wasserbilanz 2002 verfügte die Deponieoberfläche über insgesamt 15 Homogenitätsbereiche. Für das Modelljahr 2003 betrug die Anzahl der Homogenitätsbereiche

10, für das Jahr 2004 und 2005 nur noch 7. Während die Größe mancher Flächen verändert wurde, wie im Falle der Gesamtabdichtung mit mineralischer Abdichtung, so wurden andere Flächen vollständig neuartig gestaltet, beispielsweise der Bau der Oberflächenabdichtung mit Trisoplast (Nordfläche) als Dichtungselement.

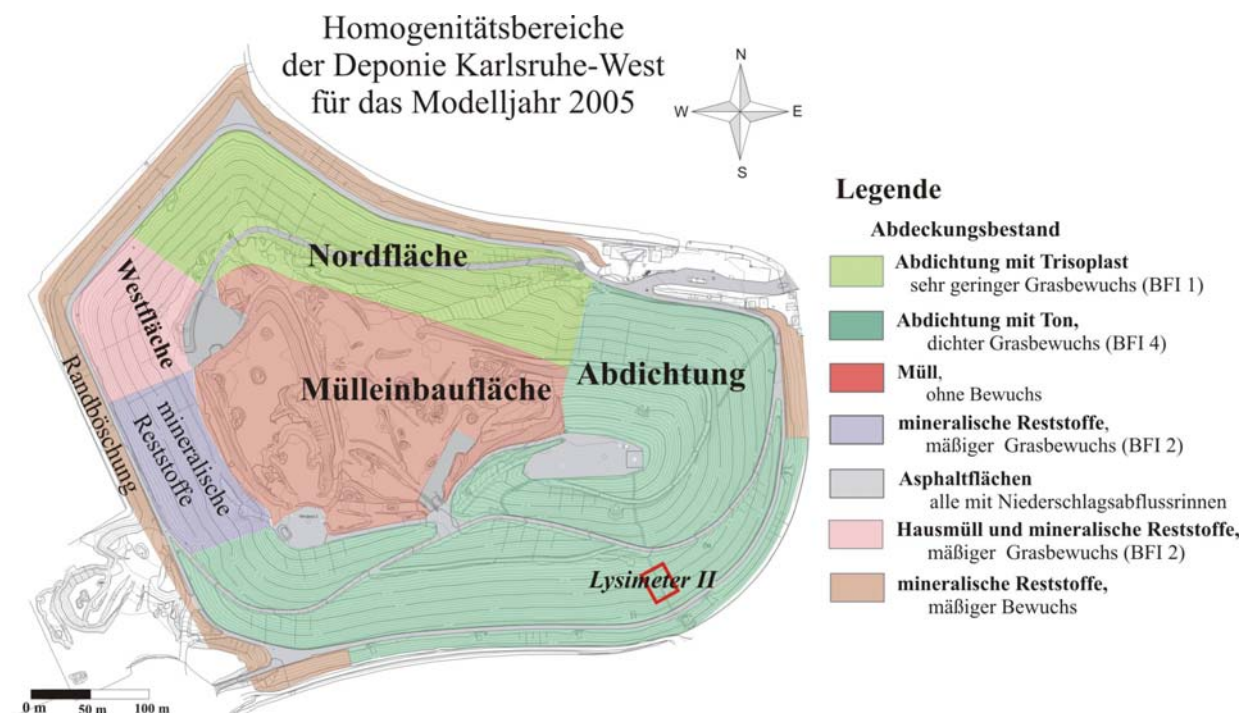


Abbildung 40: Topographische Karte der HMD Karlsruhe-West und die Verteilung der Homogenitätsbereiche der Deponieoberfläche am Beispiel des Modelljahres 2005.

4.7.2 Sickerwassermengen der Homogenitätsbereiche

Ein Vergleich der Sickerwasserhöhen, zeigt, dass der Bereich „*Mineralische Reststoffe*“ mit etwa 97 mm und die „*Mülleinbaufläche*“ mit etwa 96 mm die höchsten Sickerwasserneubildungsraten aufweisen. Das entspricht damit etwa 17 % des gesamten Niederschlagswassers. Der Grund dieser vergleichsweise hohen Sickerwasserneubildung ergibt sich aus der Kombination von geringem Oberflächenbewuchs und niedriger Feldkapazität (vgl. Abb. 41).

Die Sickerwasserneubildung ist im Bereich der *Westfläche* mit 28 mm, entsprechend 5 % des gesamten Niederschlags, deutlich geringer. Die *Westfläche* besitzt im Gegensatz zu den Flächen „*Mülleinbaufläche*“ und „*Mineralische Reststoffe*“ eine deutlich üppigere Pflanzendecke, bestehend aus Sträuchern und Gräsern. Der Boden besitzt außerdem mit 55 % eine deutlich höhere Feldkapazität. Wasser wird also langfristig im obersten Bodenhorizont

gespeichert und steht der Pflanzendecke zur Transpiration zur Verfügung. Folglich kann durch Deckmaterialien mit hoher Feldkapazität und einer dichten Pflanzendecke eine deutliche Senkung der Sickerwassermenge erreicht werden. Allerdings bestehen die Deckschichten der Westfläche aus humusartigem Material. Folglich werden auch die positiven hydraulischen Eigenschaften durch die Zersetzung des Deckmaterials in den folgenden Jahren zurückgehen.

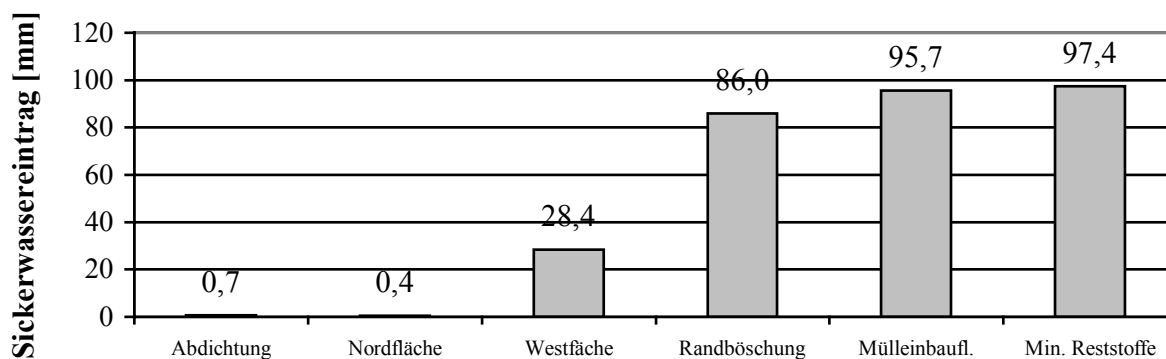


Abbildung 41: Sickerwassereintrag der jeweiligen Homogenitätsbereiche in mm für das Jahr 2005.

Ein Vergleich der Volumina der Sickerwasserneubildung in m^3 zeigt, dass der Bereich der „Mülleinbaufäche“ mit $4059 m^3$ den größten Anteil zur Gesamtsickerwassermenge von $6786 m^3$ beiträgt (vgl. Abb. 42). Obwohl diese Fläche mit ca. 4,3 ha nur ca. 20 % der Deponiefläche entspricht, werden 60 % der Gesamtsickerwassermenge durch den Bereich verursacht, in dem aktuell Materialien umgelagert oder neue eingelagert werden. Solange diese Fläche in diesem Maße bestehen bleibt, muss unterhalb der „Mülleinbaufäche“ mit einer Sickerwasserneubildung von ca. $10.000 m^3$ pro Jahr (bei einer Jahresniederschlagshöhe von 800 mm) gerechnet werden.



Abbildung 42: Sickerwassereintrag der jeweiligen Homogenitätsbereiche in m^3 für das Jahr 2005.

Ausgehend von der Gesamtsickerwasserneubildung der Deponie, wird durch den fortschreitenden Bau der Abdichtung in den Hangbereichen, der Sickerwasserrückhalt nur im Bereich weniger Prozent verbessert. Dies ist, wie schon beschrieben, darauf zurückzuführen, dass die nun abgedichteten Bereiche der „Westfläche“, schon aufgrund ihres zuvor hohem Sickerwasserrückhaltevermögens, keinen großen Beitrag zur Sickerwasserneubildung hatten.

4.7.3 Sickerwassermenge der gesamten HMD Karlsruhe-West für die Jahre 1999 bis 2005

Die gesamte Sickerwassermenge der Deponie ergibt sich aus den Summen der einzelnen Wasserbilanzkomponenten aller Homogenitätsbereiche. Insgesamt wurden Wasserbilanzen für die 7 aufeinanderfolgenden Jahre von 1999 bis einschließlich 2005 erstellt. Die höchste Sickerwassermenge wurde mit ca. 43.900 m³ für das Jahr 2002 ermittelt. Die geringste Sickerwassermenge mit 6.800 m³ ergab sich für das letzte Modelljahr 2005 (vgl. Abb. 43). Diese bedeutenden Unterschiede der Sickerwassermengen werden hauptsächlich durch äußerst unterschiedliche Umweltbedingungen verursacht. Die Niederschlagsmenge im Jahr 2002 war mit 977,5 mm (entspr. ca. 205.275 m³ auf 21 ha) überdurchschnittlich hoch während der Niederschlag im Jahr 2005 mit 570,1 mm (entspr. ca. 119.720 m³ auf 21 ha) äußerst gering war. Weitere Ursachen sind allerdings auch die Höhe der Evapotranspiration und die Höhe der Wasserzwichenspeicherung im Boden. Diese Bilanzkomponenten werden wiederum durch die Verdunstungstiefe, den Oberflächenbewuchs, die Windgeschwindigkeit und von hydraulischen Parametern beeinflusst. Diese gegenseitigen und komplizierten Abhängigkeiten bestimmen die Höhe der jährlichen Sickerwassermengen. Die Oberflächenabdichtung besitzt einen bedeutenden Einfluss auf das Sickerwasserrückhaltevermögen. So betrug die Größe der Gesamtabdichtung der Deponie während der Jahre 1999 bis 2005 ca. ein Drittel der Gesamtoberfläche. Ihr Beitrag an der Gesamtsickerwassermenge ist jedoch mit durchschnittlich ca. 2 % äußerst gering. Rechenbeispiele für eine Oberflächenabdichtung mit einer Fläche von 21 ha wie sie bis zum Jahr 2012 auf der HMD Karlsruhe-West realisiert werden soll, unterstreicht diese Tatsache. Dementsprechend kann nämlich dann mit einer mittleren Gesamtsickerwassermenge von ca. 1.800 m³ gerechnet werden (entsprechend ca. 1,2 % des Niederschlagswassers bei einer jährlichen Niederschlagshöhe von ca. 800 mm). Bei einer vollständigen Bedeckung kann damit die Sickerwassermenge auf 7 bis 8 % des bisherigen Wertes reduziert werden.

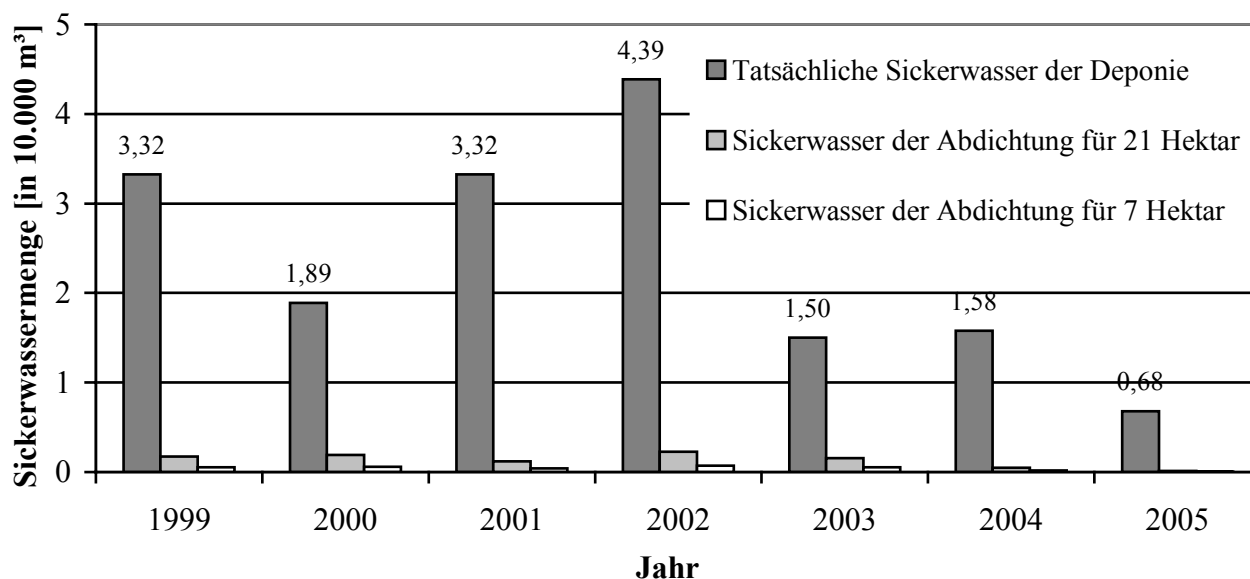


Abbildung 43: Mittels HELP Modellierung ermittelte tatsächliche Sickerwassermenge der gesamten Deponie unter Berücksichtigung des Kapillarsperreneffektes der Dichtungsschicht für die Jahre 1999 bis 2005. Zum Vergleich die Sickerwassermenge bei vollständiger Abdichtung der Deponieoberfläche sowie der Beitrag der derzeitigen Abdichtung am Gesamtsickerwasseranteil.

4.8 Längenabhängiger und neigungsabhängiger Effekt

Die Sensitivitätsanalyse des HELP Modells ergab, dass die Änderung der Länge der Dränschicht (Dränschichtlänge) als auch die Änderung der Hang- bzw. Dränschichtneigung einen bedeutenden Einfluss auf die Modellergebnisse hat. Ihre Änderungen beeinflussen die Wasserbilanzkomponenten Dränabflusshöhe (Q_{OKF}) und Durchsickerung der mineralischen Dichtungsschicht (Q_{Min}). So führt die Verlängerung der Dränschicht zu einer Reduktion der Dränabflusshöhe und einer Erhöhung der Sickerwasserabflusshöhe.

Der Anstieg der Sickerwasserhöhe entspricht dabei, unter Berücksichtigung der Änderung des Oberflächenabflusses exakt der Abnahme der Dränabflusshöhe. Ein Erhöhung des Neigungswinkels führt dagegen zu einer Erhöhung der Dränabflusshöhe und zu einer Verringerung der Sickerwasserhöhe. Auch hier entspricht die Abnahme der Sickerwasserhöhe dem Wert der Zunahme der Dränabflusshöhe.

Dieser längen- und neigungsabhängige Effekt bewirkt eine deutliche Verschiebung der Größen der Verteilung der Wasserbilanzkomponenten. Es zeigt sich, dass der berechnete Anteil der jährlichen Durchsickerung der gesamten Abdichtung im Mittel (1999 bis 2005) um den Faktor 3,5 höher ist als die berechnete Durchsickerung des Lysimetertestfeldes (vgl. Tab. 9). Die ab Kap. 4.8.1 präsentierte Studie über den Einfluss der Hanglänge und der Hangneigung wurde

am Beispiel der mit HELP berechneten Wasserbilanz des 1. Januar 2003 durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Studie können jedoch auf jeden beliebigen Modelltag übertragen werden.

Tabelle 9: Errechnete Bilanzgrößen des Lysimetertestfeldes II und der Gesamtabdichtung der Deponie (N = Niederschlagshöhe, Q_{Surf} = Oberflächenabfluss, ET_a = Evapotranspiration, Q_{OKF} = Abfluss innerhalb des oberen Kiesflächenfilters, Q_{Min} = Wassermenge, welche die mineralische Dichtungsschicht durchsickert und ΔS = Bodenwassergehaltsdifferenzen) im Jahr 2003.

Wasserbilanz 2003	HELP Modellierung des Lysimetertestfeldes II / 20 m		HELP Modellierung der Gesamtabdichtung / 80 m	
	Gesamt mm	Gesamt % von N	Gesamt mm	Gesamt % von N
N	524,90	100	524,90	100
Q_{Surf}	0,03	0,01	2,32	0,44
ET_a	522,72	99,58	522,72	99,58
Q_{OKF}	179,74	34,24	167,45	31,90
Q_{MIN}	3,98	0,76	13,98	2,66
ΔS	-181,57	-34,59	-181,57	-34,59

4.8.1 Untersuchung des Längen- und Neigungsabhängigen Effekts

Die Ursache der Veränderung der Wasserbilanzkomponenten ist auf Eingabewerte zurückzuführen, welche die Geometrie des Modells beschreiben. Die Geometrie des Modells wird durch drei Größen definiert: die Hanglänge, die Hangneigung und die Größe der Fläche. Als Ursache für die genannten Effekte konnte die Änderung der Flächengröße bereits bei der Sensitivitätsanalyse ausgeschlossen werden. Die geometrischen Angaben zur Hanglänge und zur Hangneigung werden bei der HELP Modellierung für die Berechnung von Dränabflussmengen und der Wasseraufstauhöhe innerhalb der Dränschicht benötigt. So kann die Ursache der Bilanzgrößenänderung direkt innerhalb der Wirkungsweise der Dränschicht lokalisiert werden und deren Auswirkung auf die darunter liegende mineralische Dichtungsschicht. Um die Ursache der Änderung der Wasserbilanzkomponenten zu verstehen, werden zunächst die theoretischen Grundlagen zur HELP Dränabflussberechnung und die Berechnung der Durchsickerung der mineralischen Dichtungsschicht beschrieben. Zunächst wurde eine Parameterstudie durchgeführt und für zahlreiche Hanglängen und Hangneigungen HELP Modellierungen durchgeführt. Auf Grundlage der HELP Funktionen wurden mit Hilfe von Tabellenkalkulationen die HELP Ausgabedaten geprüft.

4.8.1.1 Theorie des Dränabflusses und der Sickerwasserberechnung von HELP

Die Berechnungsgrundlage für die Lösung von Drän- und Sickerwasserabflüssen mit HELP wird durch zwei Funktionen beschrieben. Zur Berechnung der Sickerwassermenge der mineralischen Dichtungsschicht dient das *Gesetz von Darcy* und für die Berechnung des lateralen Flusses dient eine Näherung nach *Bousinesq*. Für die Lösung der Funktionen dient u.a. die HELP Ausgabegröße des mittleren Wasseraufstaus „h“. Diese Größe beschreibt die mittlere piezometrische Druckhöhe bzw. die mittlere Mächtigkeit des wassergesättigten Bereichs direkt über der mineralischen Dichtungsschicht (BERGER, 1998). Unter Verwendung dieser Funktionen können die HELP Ausgabegrößen Dränabflusshöhe und Durchsickerung der mineralischen Dichtungsschicht mittels Tabellenkalkulation berechnet und überprüft werden.

Die Berechnung der Durchsickerung der mineralischen Dichtungsschicht wird mit dem *Gesetz von Darcy* für den gesättigten und ausschließlich von Gravitationskräften angetriebenen Wasserfluss berechnet (SCHROEDER ET AL., 1994):

$$q = K_s * i = K_s * \frac{dh}{dl}, \quad (4.2)$$

wobei:

q	Durchsickerungen [mm/d],
K_s	kf [mm/d],
i	hydraulischer Gradient [-],
h	piezometrische Druckhöhe bzw. mittlere Aufstauhöhe über der mineralischen Dichtungsschicht und Schichtdicke der mineralischen Dichtungsschicht [mm],
l	Länge der Flussrichtung (Die Flussrichtung des Sickerwassers ist senkrecht, womit l der Mächtigkeit der mineralischen Dichtungsschicht [mm] entspricht).

Die Berechnung des lateralen Dränabflusses innerhalb des Oberen Kiesflächenfilters bzw. der Dränschicht erfolgt dabei auf der Grundlage der Strömungsgleichung für den eindimensionalen Dränabfluss auf geneigter, durchlässiger Sohle nach der ersten Näherung nach *Bousinesq* (BERGER, 1998):

$$q_D = K_D 2 \sin \alpha \cos \alpha \frac{h}{DL} \quad (4.3)$$

wobei:

q_D	= Dränabflusshöhe [m]
K_D	= gesättigte Wasserleitfähigkeit für den Dränabfluss [m/s],
DL	= Dränschichtlänge [m],
α	= konstante Neigung der Sohle,
h	= vertikaler Aufstau auf der Sohle [m].

4.8.1.2 Parameterstudie

Zur Lösung der Ursache des längen- und neigungsabhängigen Effektes wurde eine Parameterstudie durchgeführt. Die Eingabegrößen, welche sowohl die Neigung als auch die Länge der Dränschicht des Modells beschreiben, wurden unabhängig voneinander variiert und deren Auswirkung auf die Modellwasserbilanz beschrieben. Für die Parameterstudie dienten, die kleinsten von HELP bilanzierbaren Ausgabedaten: die Tageswerte. In diesem kleinstmöglichen Zeitintervall lässt sich die mathematische Grundlage von HELP gut erkennen.

Als Referenztag diente der 1. Januar 2003. Es wurden zahlreiche Modellläufe durchgeführt, wobei die Hanglänge zwischen 1 und 300 m variiert wurde. Die Tageswerte der Dränabflüsse und der Sickerwassermenge wurden in Diagrammen gegen die Hanglänge aufgetragen. Weiterhin wurden zur Vereinfachung des Modells alle Effekte, die sich im Randbereich des Modells abspielen, vernachlässigt. Diese Randkomponenten des Modells sind der Oberflächenabfluss und die Verdunstung. Beide Komponenten der Bilanz können durch bestimmte, vereinfachte Annahmen auf den Wert Null gesetzt werden.

Die Verdunstung lässt sich mit der Annahme einer Luftfeuchte von 100 % und einer Windgeschwindigkeit von 0 km/h gänzlich unterbinden. Alle anderen Eingabedaten entsprechen jenen, welche für die Modellierung der gesamten Abdichtung als auch für das Lysimeter für das Bilanzjahr 2003 verwendet wurden. Das so beschriebene Modell bildet die Ausgangsbasis für alle weiteren, nun folgenden Untersuchungen.

4.8.1.3 Ergebnis Variation der Dränschichtlänge

Es wurden 28 HELP Modellrechnungen für die Hanglängenvarianten von 1 bis 300 m mit einer Modellneigung von 43,5 %, entsprechend dem Lysimeter, erstellt (vgl. Abb. 44). Der Zusammenhang zwischen Verlängerung der Dränschichtlänge und der damit verbundenen Abnahmen der Dränschichtabflusshöhe und der Durchsickerung der mineralischen Dichtungsschicht ist bis ca. 200 m linear. Die Zunahme der Durchsickerung der mineralischen Dichtungsschicht entspricht dabei exakt der Abnahme der Dränschichtabflusshöhe. Die Schwankungen der Ergebnisse zwischen den Hanglängen 200 und 300 m sind modellbedingte Schwankungen und zeigen damit auch die Grenzen des HELP Modells.

Der Vergleich der Sickerwasserabflusshöhen bei den Hanglängen 20 m und 80 m zeigt (vgl. Abb. 45), dass die Sickerwasserabflussmenge der Längenvariante mit 80 m um das 3 ½-fache größer ist als die der Längenvariante mit 20 m. Diese Größe entspricht auch dem Unterschied der jährlichen Abflussmengen, die für die Wasserbilanzierung für das Jahr 2003 ermittelt wurden.

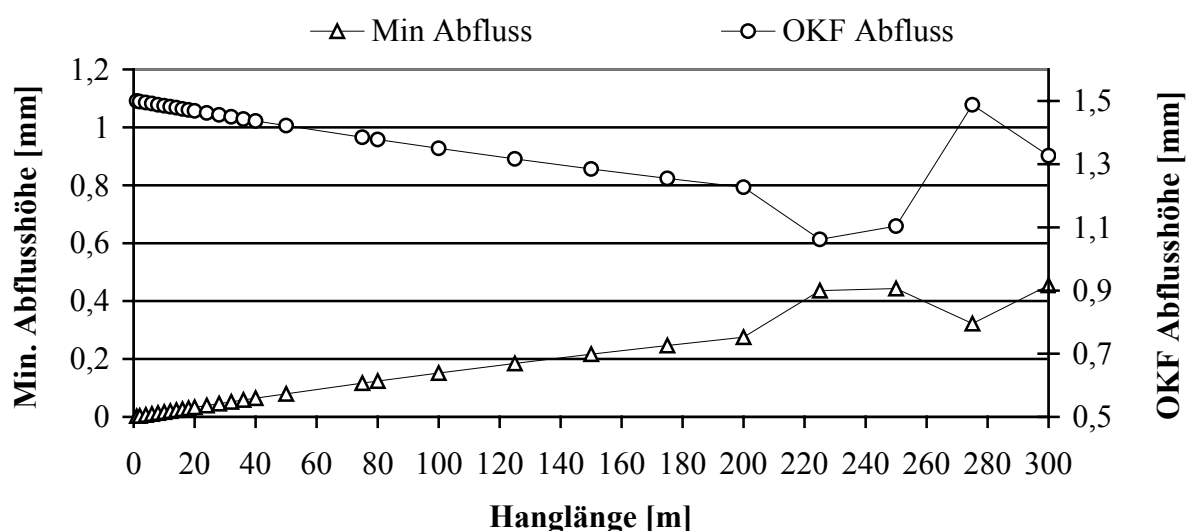


Abbildung 44: Gegenüberstellung der Wasserabflusshöhe der mineralischen Dichtungsschicht (Q_{Min}) und der Dränschichtabflusshöhe (OKF Abfluss) bei unterschiedlichen Hanglängen bei einer Hangneigung von 23,5 °.

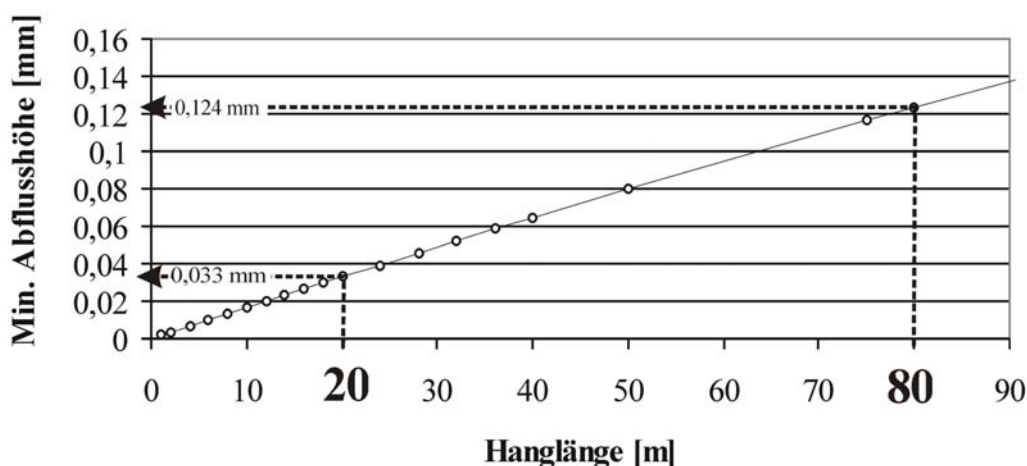


Abbildung 45: Anstieg des Abflusses der mineralischen Dichtschicht (Q_{Min}) mit zunehmender Hanglänge. Am Beispiel des Modelltages 1. Januar 2003 bei einer Hangneigung von 23,5 °. Die Abflussmenge der Gesamtabdichtung mit einer Hanglänge von 80 m entspricht dabei dem 3,5-fachen des Abflusses des Lysimeterfeldes mit einer Hanglänge von 20 m.

4.8.1.4 Ergebnis der Variation der Hangschichtlänge und der Hangneigung

Für die Prüfung des Einflusses der Hangneigung wurden mittels zweier Modelllängenvarianten (10 m und 80 m) 55 Neigungsvarianten zwischen 0 und 50 % modelliert. Auch hier entspricht der Verlauf der Dränabflusshöhe in spiegelverkehrter Form dem Verlauf der Sickerwasserabflüsse (vgl. Abb. 46). Die Zunahme der Hangneigung verursacht zum Einen eine Verringerung der Sickerwasserhöhe und zum Anderen eine Erhöhung der Dränabflussmenge.

Eine größere Hangneigung verursacht höhere Fließgeschwindigkeiten, und damit geringere mittlere Wasseraufstauhöhen auf der mineralischen Dichtungsschicht. Daraus resultiert ein geringerer hydraulischer Gradient und damit auch eine geringere Durchsickerung der mineralischen Dichtungsschicht. Insgesamt können die Kurven, die mit einer Hanglänge von 10 m erstellt wurden, mit einer exponentiellen Funktion beschrieben werden.

Die Form und die Abfolge von Schwankungen ist bei allen Kurven identisch. Allerdings zeigt die Kurve der 10 m Dränlängenvariante einen deutlich gestauchteren Verlauf. Die Schwankungen zu Beginn der Kurven sind modellbedingt und zeigen die Grenzen des HELP Modells.

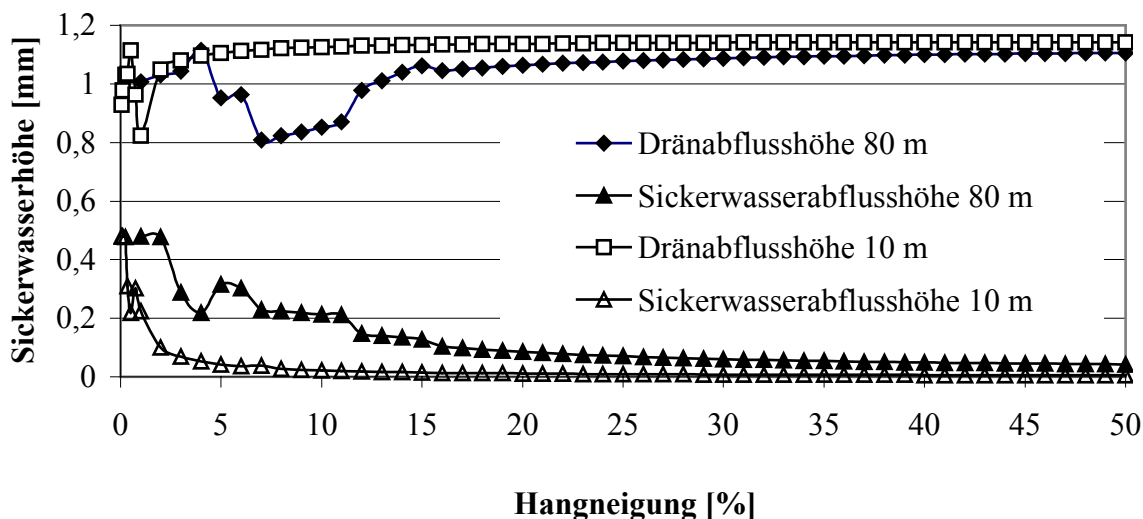


Abbildung 46: Gegenüberstellung der Wasserabflusshöhe der mineralischen Dichtungsschicht (Q_{Min}) und der Dränschichtabflusshöhe (Q_{OKF}) bei unterschiedlichen Hangneigungen bzw. Dränschichtneigungen anhand der zwei Längenvarianten 10 m und 80 m.

4.8.2 Ursache des längen- und neigungsabhängigen Effektes

Die Änderung der Eingabegrößen Dränschichtlänge (DL) und Hangneigung haben einen bedeutenden Einfluss auf die Ergebnisse, die HELP Ausgabedateien und der Wasserbilanz. Die Verlängerung der Dränschicht führt zur Erhöhung des Sickerwasserhöhe (Q_{Min}) durch die mineralischen Dichtungsschicht sowie zu einer Verringerung des Dränschichtabflusses (vgl. Abb. 47 und Abb. 48). Dagegen führt die Versteilung eines Modellhanges zu einer deutlichen Reduktion der Sickerwasserabflüsse der mineralischen Dichtungsschicht und zu einer Erhöhung des Dränschichtabflusses.

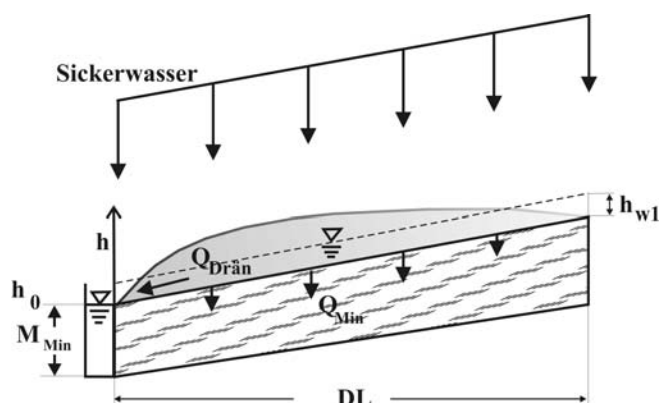


Abbildung 47: Skizzierter Verlauf des Dränabflusses auf kurzer, geneigter und durchlässiger Sohle.

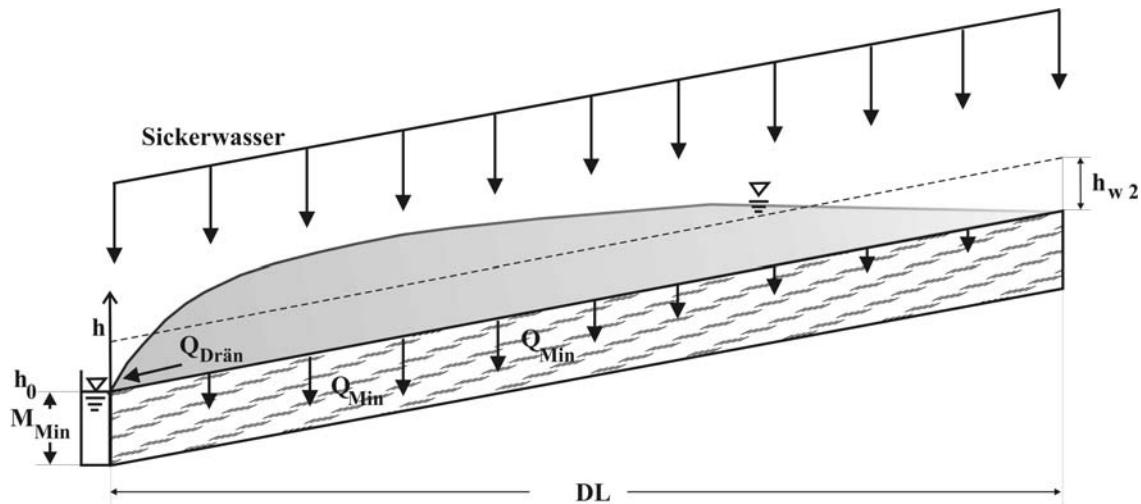


Abbildung 48: Skizzierter Verlauf des Dränabflusses auf langer, geneigter und durchlässiger Sohle.

Programmintern ist dieser Effekt auf das Zusammenspiel der Gleichungen für die Berechnung der Dränabflusshöhe ($Q_{\text{Drän}}$) (*Bousinesq*), der Durchsickerung der mineralischen Dichtungsschicht (*Darcy*) und der mittleren Wasseraufstauhöhe (h_w) zurückzuführen. Maßgebliche Ursache ist dabei der Anstieg des mittleren Wasseraufstaus innerhalb der Dränschicht bzw. auf der Oberfläche der mineralischen Dichtungsschicht ($h_{w1} < h_{w2}$). Mit zunehmender Dränschichtlänge steigt auch die mittlere Wasseraufstauhöhe und damit auch der hydraulische Gradient bzw. der hydraulische Druck (h), der auf die mineralische Dichtung wirkt. Dieser hydraulische Gradient bestimmt zusammen mit dem Durchlässigkeitsbeiwert der mineralischen Dichtungsschicht die Sickerwasserabflussmenge der mineralischen Dichtungsschicht. Eine Erhöhung der Hangneigung verursacht eine Erhöhung der Abflussgeschwindigkeit innerhalb der Dränschicht. Bei einer gleichbleibenden Dränschichtlänge wird eine Versteilung eines Hangs auch immer die Reduktion der mittleren Wasseraufstauhöhe bzw. des hydraulischen Gradienten und damit der Durchsickerung einer mineralischen Dichtungsschicht zur Folge haben.

5 WASSERBILANZIERUNG MIT DEM HYDRUS 2D – MODELL

5.1 Einleitung

Zweck der Modellierung mit Hydrus 2D ist die zweidimensionale Betrachtungsweise des Lysimetertestfeldes II der HMD Karlsruhe-West und die Prüfung der bisher mit dem HELP Modell gewonnenen Ergebnisse bezüglich des längenabhängigen Effektes. Das Programm Hydrus 2D bietet entgegen dem HELP Modell, die Möglichkeit, die Kapillarsperre bzw. den Kapillarsperreneffekt zu berücksichtigen und damit eine Wasserbilanz zu erstellen, die innerhalb eines Modelllaufs alle hydraulischen Effekte innerhalb des Lysimetertestfeldes berücksichtigen kann.

Es zeigte sich allerdings nach der ersten Auswertung der Modellergebnisse, dass Hydrus 2D die Einzelabflüsse des Lysimetertestfeldes nicht getrennt darstellen kann. Unterschiedliche Abflussegmente werden nur als kumulative Summe zusammengefasst dargestellt. Die Möglichkeit der quantitativen Abflussbestimmung mehrerer Dränrohre mit Hydrus 2D ist nur mit sehr einfachen zylindrischen Modellen möglich (RASSAM ET AL., 2003). Die Wassergehalte der jeweiligen Materialschichten im Lysimeter können zwar ermittelt werden, jedoch reicht diese Datengrundlage mit Niederschlags- und Evapotranspirationsdaten sowie der Gesamtabflussmenge der drei Dränrohre nicht aus, um die Einzelabflüsse der drei Dränrohre zu separieren.

Im Folgenden wird ein neuer Ansatz vorgestellt, der die Separierung und die Bestimmung der Abflussvolumina jeder einzelnen Abflusskomponente des Lysimetertestfeldes mit Hydrus 2D erlaubt. Hydrus 2D ermöglicht durch die Verwendung des Befehls „*Observation Nodes*“ (Beobachtungspunkte) bestimmte Knotenpunkte des Finite-Elemente-Netzes zu markieren und deren Wassergehalte einem bestimmten Zeitpunkt zu bestimmen. Über diese Option lässt sich nun der Wassergehalt des Bodenmaterials im direkten Umfeld der Dränrohre ermitteln.

Unter Verwendung dieser Option kann folgende Beobachtung gemacht werden: der Wasseranteil, der über der Bodenfeuchte θ_r (residualer Wassergehalt) liegt, muss letztlich in die Dränrohre abfließen. Unterschreitet die Bodenfeuchte θ_r , so wird kein Wasser mehr in die Dränrohre abfließen. Folglich ist die Differenz aus tatsächlichem Wassergehalt und θ_r jene Wassermenge, welche letztendlich in die Dränrohre fließt.

Durch die Definition von Beobachtungspunkten in unmittelbarer Nähe der Dränrohre lässt sich nun jene Wassermenge bestimmen, welche ins Dränrohr abfließen wird. Das Abfließen des

Wassers findet allerdings nicht schlagartig statt, sondern abhängig vom Sättigungsgrad in unterschiedlicher Intensität. Der Übertritt von Bodenwasser in die Dränrohre folgt einer Leerlauf Funktion, die für jede Bodenschicht mit Hydrus 2D ermittelt werden kann.

5.2 Hydrus 2D Parametrisierung

In Hydrus 2D erfolgt die Parametrisierung schrittweise, in getrennten Eingabemodulen innerhalb der graphischen Benutzeroberfläche, dem so genannten *Pre-Processing*. In diesen Eingabemodulen werden jeweils die, für die spätere Modellrechnung benötigten Daten schrittweise eingegeben. Der erste Schritt ist die Definition des zu simulierenden Prozesses. Die Simulation von Wasser-, Wärmebewegung oder die Bewegung von gelösten Stoffen in porösen Medien sind hierbei möglich. Danach folgt die Parametrisierung des Modells mittels Eingabe von Daten zur räumlichen und zeitlichen Diskretisierung sowie der Angabe von Werten, welche die modellinternen Berechnungen beeinflussen. Ebenso werden die für die Modellierung gültigen Längeneinheiten, die Zeitschritte und die Anzahl der Bodenklassen gewählt. In der weiteren Abfolge der Parametrisierung kann durch die Festlegung von Toleranzbereichen die Modellgenauigkeit gesteuert werden. So führt die Einstellung geringer Toleranzbereiche zu einer langen Rechenzeit und geringen Bilanzfehlern und die Einstellungen großer Toleranzbereiche zu größeren Bilanzierungsfehlern. Danach folgen die Definition des verwendeten hydraulischen Modells, die Eingabe der hydraulischen Parameter der zu modellierenden Bodenschichten und die Eingabe der Wetterdaten.

Innerhalb des *Pre-Processing* ist die Definition der Modellgeometrie möglich. Hier dient das Programm MESHGEN2D zur Erstellung eines zweidimensionalen Profils und dem Finite Elemente Netz. Durch die Verteilung von Punkten auf den Rändern des Profils wird die Anzahl der Finite Elemente des Netzes definiert. Je feiner die Auflösung des Netzes, desto detailreicher ist auch die Simulation. Dies bedeutet allerdings auch einen höheren Rechenaufwand im Vergleich zu einer einfachen Geometrie. Dieses Netz bildet die Grundlage für die weitere Definition von Randbedingungen. Das letzte Modul *Boundary Condition Editor* dient unter anderem der räumlichen Diskretisierung von Bodenarten, der Verteilung der Anfangswassergehalte der jeweiligen Schichten und der Definition von Randbedingungen (FINK & WETZEL, 2005).

5.3 Festlegung der Rahmenbedingungen

Die Rahmenbedingungen, welche die Rechengrundlage des Modells bilden, müssen bei den Vorarbeiten für die Modellierung eingegeben werden. So muss zunächst die räumliche Position des Modells festgelegt werden. Da das Hydrus 2D Modell ein zweidimensionales Modellprogramm ist, ergeben die Modellgrenzen eine Fläche welche eine bestimmte Lage in einem dreidimensionalen Raum einnehmen kann. Diese Lage muss zunächst definiert werden. Am Beispiel des Lysimetertestfeldes liegt die gewünschte Modellfläche senkrecht in einem dreidimensionalen Raum. Ebenso muss der Maßstab des Modells bestimmt werden. Die Festlegung des Maßstabes erfolgt durch die Wahl der gewünschten Längeneinheit. Weiterhin folgt die Definition des gewünschten Modellnetzes, rektangular oder general bzw. triangular, die zeitlichen Rahmenbedingungen und der Definition der gewünschten Ausgabedateien. Zur Modellierung des Lysimetertestfeldes II wurde die Längeneinheit Meter und als kleinste zeitliche Einheit der Tag gewählt. Die Erstellung des Modellnetzes erfolgte mit einem triangularen Netz, da das Lysimeter, aufgrund seiner Konturen, mit einem rektangularen Netz nicht darstellbar ist. In der weiteren Abfolge der Parametrisierung werden die Modellgenauigkeit, durch die Definition von Toleranzbereichen und die Wetter- und Bodendaten festgelegt

5.4 Wetter- und Bodendaten

Für die Wasserbilanzsimulation mit Hydrus 2D wurden jene Wetterdaten genutzt, die auch bei der HELP Modellierung verwendet wurden. Hydrus 2D benötigt folgende Wetterdaten: Tageswerte des Niederschlages, mittlere Tageslufttemperatur, Tagessumme der Globalstrahlung, Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit und relative Luftfeuchte. Weiterhin werden für die Hydrus 2D Modellierung Daten der realen Evapotranspiration benötigt. Entgegen dem HELP Modell erfolgt keine automatisierte Berechnung der realen Evapotranspiration. Darum dienten die mittels HELP Modell berechneten realen Evapotranspirationsdaten für die Modellierung mit dem Hydrus 2D Modell.

Die Berechnung der realen Evapotranspiration erfolgte mit dem HELP Modell über die Ermittlung der potentiellen Verdunstung nach dem vereinfachten Ansatz nach PENMAN und unter Berücksichtigung der Transpiration von Wasser durch Pflanzen und dem im Boden verfügbaren Wasser (BERGER, 1998). Aufgrund der äußerst guten Übereinstimmung der mittels Lysimeter ermittelten und mit dem HELP Modell berechneten realen Evapotranspiration wurde keine gesonderte Berechnung für die Bestimmung der realen Evapotranspiration durchgeführt.

Zur Beschreibung der bodenhydraulischen Eigenschaften des Untergrundes benötigt das Hydrus 2D Modell VAN GENUCHTEN-Parameter und Angaben zur Durchlässigkeit des Bodenmaterials. Grundlage der Eingabeparameter sind hydraulische Kenngrößen, die mittels Entwässerungsversuche gemessen wurden (vgl. Tab. 10).

Tabelle 10: Die vier verschiedenen Bodenmaterialien, ihre bodenhydraulischen Kenngrößen (VAN GENUCHTEN-Parameter und Durchlässigkeitsbeiwerte), welche zur Modellierung des Lysimeterfeldes II mit Hydrus 2D benutzt wurden.

	VAN GENUCHTEN-Parameter				Durchlässigkeitsbeiwert
	Θ_r [-]	Θ_s [-]	α [1/L]	n [-]	k_f [m/s]
Wurzelboden	0,09	0,36	4,24	1,480	$9,6 \cdot 10^{-6}$
Sand (KS)	0,10	0,35	1,50	1,443	$1,1 \cdot 10^{-4}$
Ton (Min.)	0,21	0,45	4,71	1,430	$4,9 \cdot 10^{-7}$
Kies (KS/KBS)	0,01	0,40	8,74	1,371	$1,0 \cdot 10^{-3}$

5.5 Erstellung der Modellgeometrie und des Finite Elemente Netzes

Die Modellgeometrie, die Mächtigkeit der Schichtenabfolge sowie die Lage der Dränrohre wird graphisch mit dem Programm MESHGEN2D definiert. Die Länge des Modelllysimeterfeldes, projiziert auf die Horizontale, beträgt 20 m und die Neigung der Modelllysimeteroberfläche $23,5^\circ$ (vgl. Abb. 49) und entspricht damit den Dimensionen des Lysimeterfeldes II und dem Schichtenaufbau der Lysimeterfeldkompartimente Au und Bo. Zur Vereinfachung des Modells wurde auf die Berechnung der Bilanzkomponente Oberflächenabfluss sowie auf die Lysimeterunterteilung in Kompartimente verzichtet.

Das Modell weist, wie das reale Vorbild, eine Schichtenunterteilung auf. Von oben nach unten: die 2 m mächtige Wurzelbodenschicht, danach die 15 cm mächtige Kiesschicht des OKF mit einer Mächtigkeit von 50 cm folgt dann die mineralische Dichtungsschicht (Min). Die letzte Abfolge des Modells bilden die beiden Schichten der Kapillarsperre bestehend aus der 30 cm mächtigen, sandigen Kapillarschicht (KS) und der 15 cm mächtigen, kiesigen Kapillarbruchsicht (KBS). Die letzten Komponenten des Lysimeterfeldes bilden Dränrohre, die jeweils an der tiefsten Stelle des OKF, der KS und der KBS installiert wurden (vgl. Abb. 49, rechts).

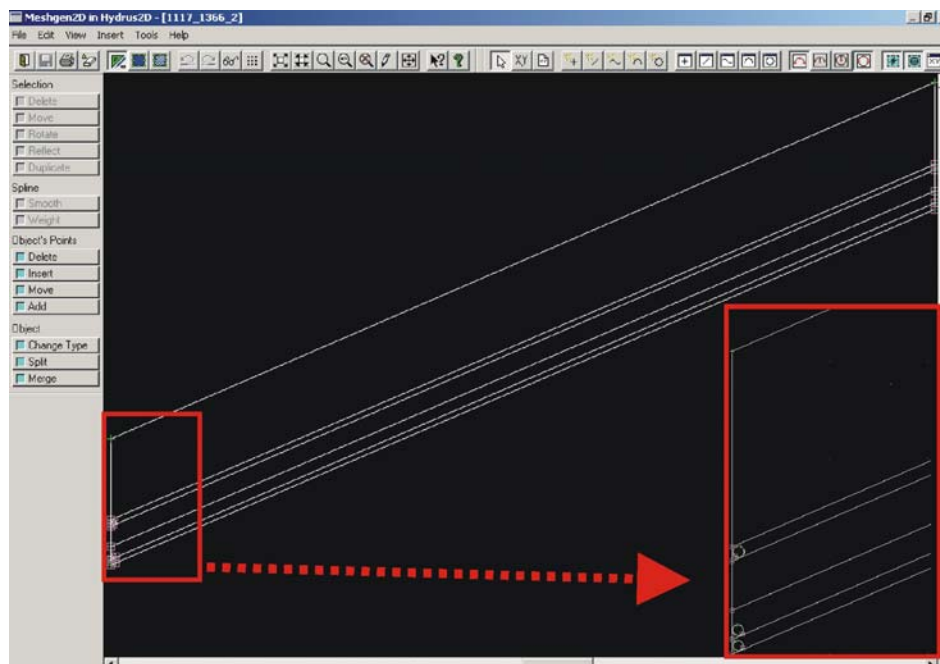


Abbildung 49: Eingabe der Geometrie des 20 m langen Modelllysimeters. Der rot umrahmte Ausschnitt, im Bild rechts unten, verdeutlicht die Lage der drei Dränrohre und die Schichtgrenzen.

Die Definition des Finite Elemente Netzes erfolgt ebenfalls mit dem Programm MESHGEN2D und wird automatisch über die Nutzung der Funktionstaste „*Make Mesh*“ generiert (vgl. Abb. 50).

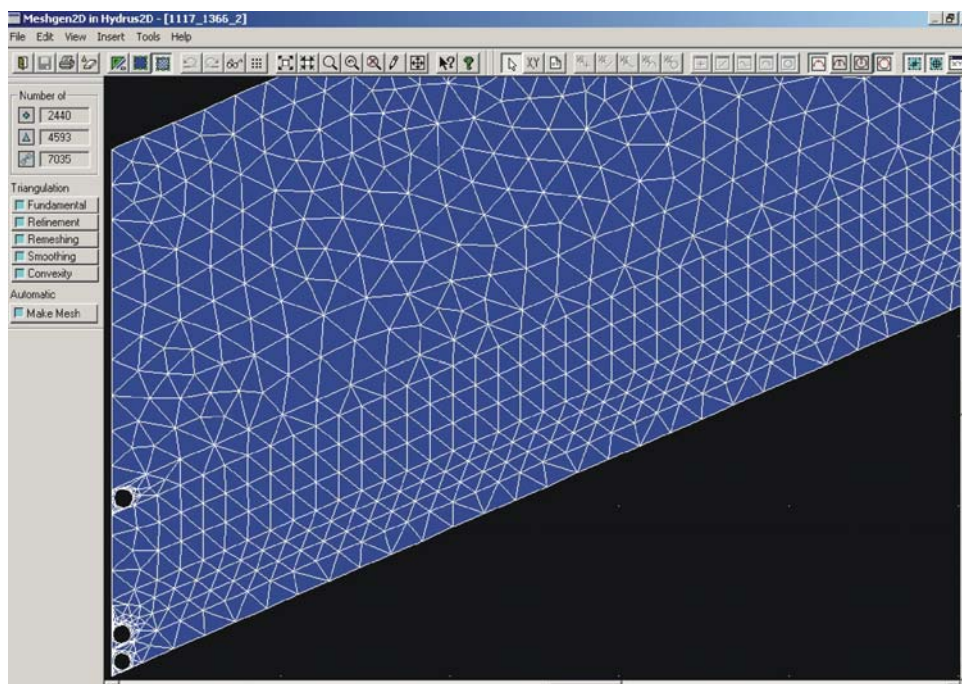


Abbildung 50: Ansicht der Knotenpunkte im Finite Elemente Netz.

5.6 Eingabe der Modellrandbedingungen

Auf der Grundlage der zuvor erstellten Modellgeometrie erfolgt nun mit dem „*Boundary Condition Editor*“ die Definition der räumlichen Parameter des Modells. Das sind die Lokalitäten der Datenein- und -ausgabe, die Definition der Verteilung der Bodenklassen, Anfangsbodenfeuchte und die Definition von Beobachtungspunkten (vgl. Abb. 51).

Im vorliegenden Beispiel bildet nun die schräge Oberfläche des Lysimetermodells jenen Bereich der durch Niederschlag und Evapotranspiration Einfluss auf das Modell nimmt. Diese Grenze ist das Verbindungsstück zwischen Untergrund und Atmosphäre. Ebenso werden den Dränrohren, welche bisher nur durch ihre Geometrie charakterisiert wurden, die Eigenschaft als Dränrohre zugewiesen (vgl. Abb. 51, Fenster 1).

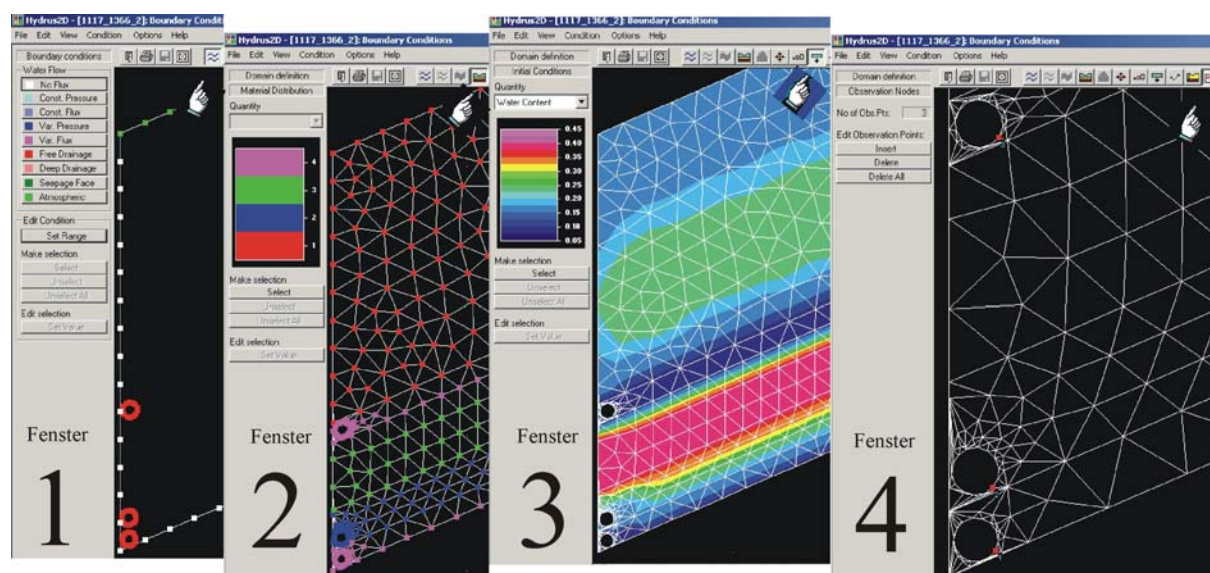


Abbildung 51: Vier Fensterausschnitte des Hydrus 2D Modells für die Definition der Modellrandbedingungen. Fenster 1: Definition der Lokalität der Modellrandbedingungen (rot). Fenster 2: Definition der hydraulischen Eigenschaften der Knotenpunkte, Fenster 3: Die Definition des Anfangswassergehaltes und Fenster 4: Die Definition der Beobachtungspunkte (kleine, rote Quadrate).

Als nächster Schritt folgt die Definition der verschiedenen Bodenklassen. Zu diesem Zweck werden den einzelnen Knotenpunkten des Finite Elemente Netzes die hydraulischen Eigenschaft der entsprechenden Bodenklasse (vgl. Tab. 10) graphisch zugewiesen (vgl. Abb. 51, Fenster 2). Ebenso erfolgt die Zuweisung des Anfangswassergehaltes der einzelnen Bodenschichten (vgl. Abb. 51, Fenster 3). In einem weiteren Schritt werden die für die Wasserbilanzierung wichtigen Beobachtungspunkte definiert (vgl. Abb. 51, Fenster 4).

5.7 Ausgabedaten

Für die Modellierung des hier gezeigten Lysimeters ergaben sich insgesamt 12 Ausgabedateien, von denen die folgenden drei für die Erstellung einer Wasserbilanz des Lysimetertestfeldes II benötigt werden:

Ausgabedatei *ObsNod.out*

In dieser Datei werden zeitdiskrete Wassergehalte der Beobachtungspunkte abgelegt.

Ausgabedatei *Cum_Q.out*

Diese Datei enthält zeitdiskrete Angaben zur kumulativen Dränwassermenge.

Ausgabedatei *Balance.out*

In dieser Datei sind zeitdiskrete Angaben zur Höhe des Wassergehaltes der Segmente des Modells enthalten.

5.8 Die Erstellung einer Wasserbilanz des Lysimetertestfeldes II mit Hydrus 2D

Für die Bestimmung der Lysimetertestfeldabflüsse der Schichten OKF, KS und KBS wurde ein zweijähriges Wasserbilanzmodell des Lysimetertestfeldes II der Jahre 2004 und 2005 mit dem Hydrus 2D Modellprogramm erstellt. Die Auswertung erfolgte in Monatsschritten. Die Wasserbilanz enthält Daten der Wasserbilanzkomponenten Niederschlag (N), Evapotranspiration (ET), Wassergehaltsdifferenzen (ΔS) und Dränrohrabflüsse der Schichten OKF, KS und KBS für die Monate Januar bis Dezember:

$$N=ET+\Delta S+Q_{Ges}, \quad (5.1)$$

wobei:

$$Q_{Ges} = \text{Gesamtabflusshöhe aus der OKF-, KS- und KBS- Schicht.}$$

Wie bereits besprochen, ist allerdings die Separierung der Gesamtabflüsse (Q_{Ges}) mit Hydrus 2D nur mit sehr einfachen, zylindrischen Modellen möglich. Allerdings können unter Verwendung zweier Modellläufe und eines Näherungsverfahrens die Abflüsse des Lysimetertestfeldmodells bestimmt werden. Hierbei spielen die Ergebnisse der drei

Beobachtungspunkte, welche jeweils im Grenzbereich von Dränrohr und Bodenmaterial gesetzt wurden die zentrale Rolle (vgl. Abb. 51, Fenster 4).

Diese Beobachtungspunkte ermöglichen die zeitdiskrete Bestimmung der volumetrischen Wassergehalte an diesen Stellen. Dort werden die Wassergehalte maßgeblich durch den Einfluss der Dränrohre bestimmt, d.h. Wassergehaltsänderungen an diesen Punkten werden nur durch die Abgabe von Porenwasser in die Dränrohre verursacht. Allerdings wird der Wassergehalt an diesen Punkten auch durch den Anfangswassergehalt bestimmt, der zu Beginn für das Modell festgelegt werden musste. Dabei ist festzustellen, dass dieses Porenwasser sehr langsam abfließt und wie ein „Grundrauschen“ über den niederschlagsbedingten Wassergehalten liegt. Durch die Entfernung dieses „Grundrauschens“ wird jener Wassergehaltsanteil bestimmt der durch den Niederschlag verursacht wird und in die Dränrohre abfließt (vgl. Abb. 52).

Für die Wasserbilanzierung wurde eine Modellierung des Lysimetertestfeldes unter Einbindung der Wasserbilanzkomponenten Niederschlag und Evapotranspiration bzw. der Wetterdaten durchgeführt, während bei einem weiteren Modell darauf verzichtet wurde. Beim erstgenannten Modell wurde eine Modelleinlaufphase von etwa 2 Modelljahren (750 Tage) durchgeführt, um einen stabilen Modelldurchlauf zu gewähren. Dabei wurde in den ersten 750 Modelltagen auf die Eingabe der Wetterdaten verzichtet. Erst ab dem Modelltag 751 beginnt die Eingabe der Wetterdaten. Dieser Modelltag entspricht dabei dem 1. Januar 2004.

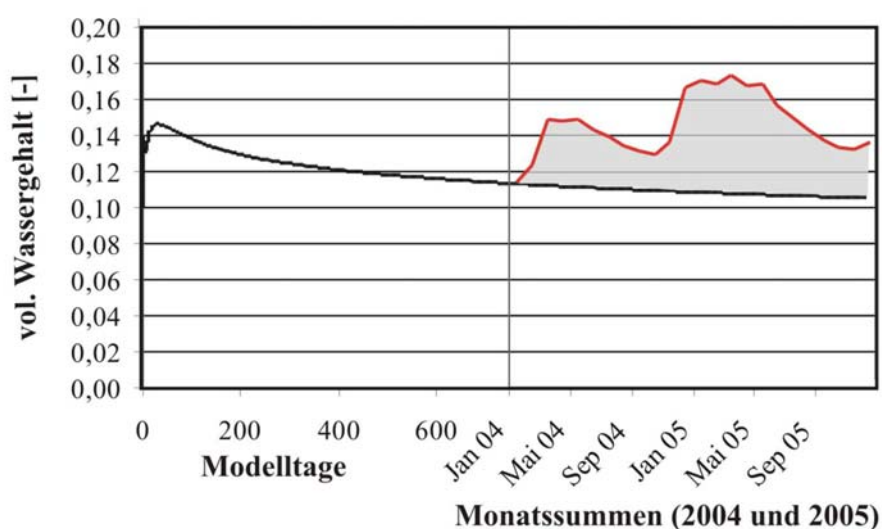


Abbildung 52: Verlauf der Änderung des vol. Wassergehaltes der OKF-Schicht ohne Wetterdaten, schwarze Linie und der Verlauf mit Wetterdaten, dunkelgraue Linie. Die Differenz aus beiden ergibt die abflusswirksamen Wassergehaltsänderungen (graue Fläche) mit welchen die Separierung des Gesamtdränrohrabflusses möglich ist.

Der abflusswirksame Anteil des volumetrischen Wassergehaltes ergibt sich aus der Differenz des volumetrischen Wassergehaltes einer Schicht, welcher unter Einbindung der Wetterdaten erstellt wurde und der Leerlauffunktion, die ohne die Einbindung von Wetterdaten erstellt wurde (vgl. Abb. 54). Mit diesem Verfahren wird der Einfluss des Anfangswassergehaltes, der zu Beginn der Modellrechnung für jede Schicht angenommen wurde, entfernt. Für jede Abflusskomponente ergibt sich dabei eine andere Leerlauffunktion. Die Differenz aus volumetrischen Wassergehalten, unter Einbindung der Wetterdaten und der Leerlauffunktion, ergeben den abflusswirksamen Wassergehalt:

$$\Theta_{OKF} = \Theta_{OKF_w} - \Theta_{OKF_L} \quad (5.2)$$

wobei:

- Θ_{OKF} = abflusswirksamer Anteil des Wassergehaltes der OKF- Schicht [-],
- Θ_{OKF_w} = volumetrischer Wassergehalt der OKF- Schicht [-],
- Θ_{OKF_L} = Wert des Wassergehaltes ohne Berücksichtigung der Wetterdaten aus der Leerlauffunktion[-].

Der Verlauf der Summe der abflusswirksamen Wassergehalte von OKF, KS und KBS kann, unter Berücksichtigung einer Funktion, sehr gut an den Verlauf des Gesamtabflusses (Q_{Ges}) angepasst werden (vgl. Abb. 53):

$$Q_{Ges} = 100 * (\Theta_{OKF} + \Theta_{KS} + \Theta_{KBS})^2, \quad (5.3)$$

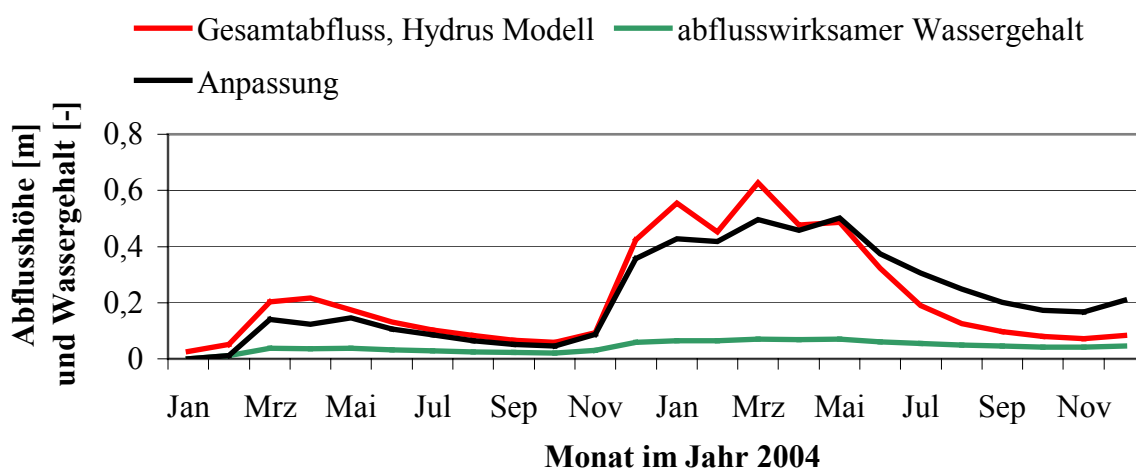


Abbildung 53: Die Anpassung (rot) des abflusswirksamen Wassergehaltes (grün) an den Verlauf des Gesamtdränrohrabflusses von Hydrus 2D (schwarz).

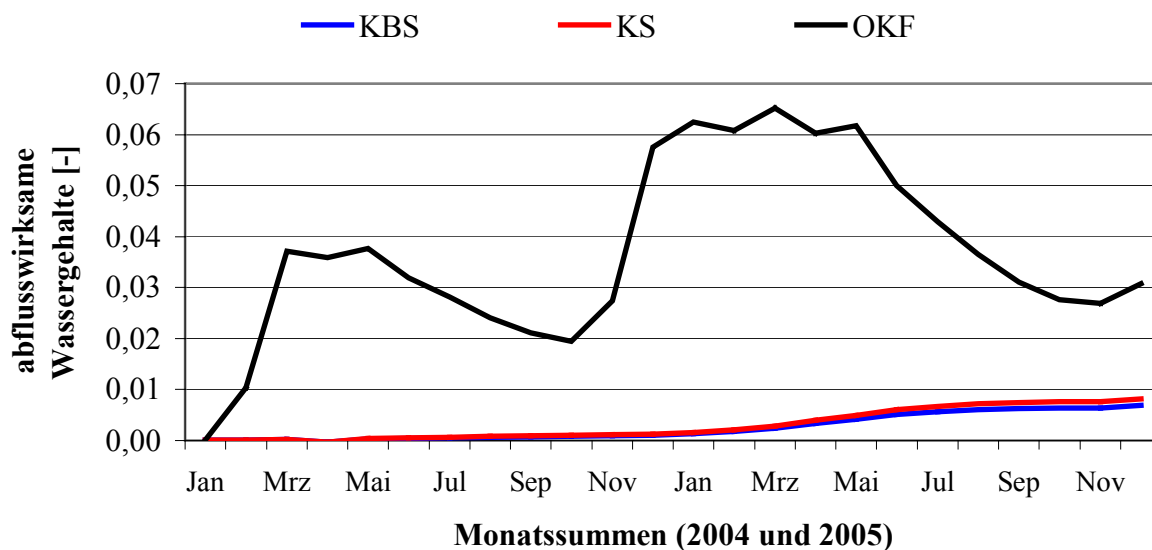


Abbildung 54 Abflusswirksame Wassergehaltsänderungen der OKF-, KS- und KBS- Schicht.

Die somit bestimmten abflusswirksamen Wassergehalte entsprechen in ihrer Verteilung den tatsächlichen Abflussverhältnissen in den Lysimeterschichten und können in Prozentanteil der abflusswirksamen Wassergehalte umgerechnet werden:

$$W_{OKF} = \frac{100}{\Theta_{Ges}} * \Theta_{OKF}, \quad (5.4)$$

$$W_{KS} = \frac{100}{\Theta_{Ges}} * \Theta_{KS}, \quad (5.5)$$

$$W_{KBS} = \frac{100}{\Theta_{Ges}} * \Theta_{KBS}, \quad (5.6)$$

wobei:

W_{OKF} = abflusswirksamer Anteil des Wassergehaltes der OKF- Schicht [-],
 W_{KS} = abflusswirksamer Anteil des Wassergehaltes der KS- Schicht [-],
 W_{KBS} = abflusswirksamer Anteil des Wassergehaltes der KBS- Schicht [-],
 Θ_{Ges} = Summe der abflusswirksamen Anteile des Wassergehaltes [-].

Unter Verwendung der Gesamtabflussmenge und der prozentualen Anteile der abflusswirksamen Wassergehalte, können nun die Einzelabflüsse des Modells des Lysimetertestfeldes bestimmt werden (vgl. Abb. 55):

$$Q_{OKF} = Q_{Ges} * W_{OKF} \quad (5.7)$$

$$Q_{KS} = Q_{Ges} * W_{KS} \quad (5.8)$$

$$Q_{KBS} = Q_{Ges} * W_{KBS} \quad (5.9)$$

wobei:

Q_{Ges} = Gesamtabfluss, von Hydrus 2D berechnet [mm]
 Q_{OKF} = Abflusshöhe des oberen Kiesflächenfilters [mm],
 Q_{KS} = Abflusshöhe der Kapillarschicht [mm],
 Q_{KBS} = Abflusshöhe der Kapillarbruchschiicht [mm].

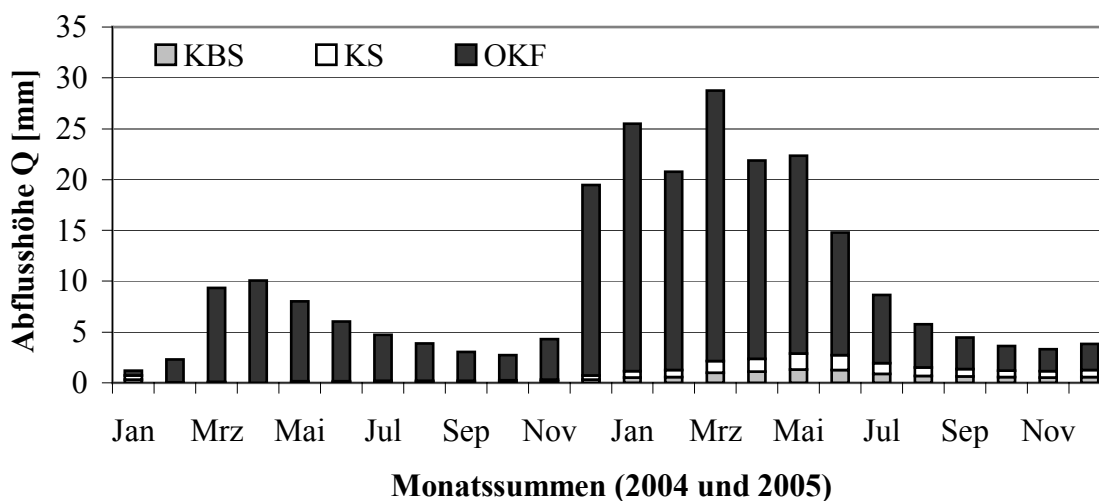


Abbildung 55: Die Gesamtabflusshöhe und die Verteilung der Dränabflusshöhen der drei Dränrohre des Lysimetertestfeldes, ermittelt aus den Feuchtedaten der Beobachtungspunkte und nach Berücksichtigung der Leerlauffunktion.

5.9 Ergebnisse der Wasserbilanzierung des Lysimetertestfeldes II mit Hydrus 2D

Das Hydrus 2D Modell besitzt keine Option die es erlaubt, die Einzelabflüsse von Dränrohren in einem Modell, getrennt zu bestimmen (RASSAM ET AL., 2003). Allerdings zeigen die bereits beschriebenen Ergebnisse, dass mit der Verwendung der Programmfunktion *ObsNod.out* und der Einbindung einer Leerlauffunktion, die Trennung der Gesamtabflussdaten in Einzelabflussdaten der Dränrohre möglich ist. In Tabelle 11 und Tabelle 12 sind die Wasserbilanzen für die Jahre 2004 und 2005 für ein Modell des Lysimetertestfeldes II dargestellt, deren Gesamtabflüsse mit dem oben genannte Verfahren getrennt wurden.

Tabelle 11: Wasserbilanz des Lysimetertestfeldes II der HMD Karlsruhe- West für das Jahr 2004, erstellt mit dem Simulationsprogramm Hydrus 2D.

Jahr	Niederschlag	Evapotranspiration	Dränabfluss	KS-Abfluss	KBS-Abfluss	Bodenwasser- gehaltssdifferenzen
	N	ET_a	Q_{OKF}	Q_{KS}	Q_{KBS}	
	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]
2004						
Januar	112,6	22,8	0,5	0,4	0,3	88,6
Februar	22,6	19,0	2,3	0,0	0,0	1,2
März	22,1	35,6	9,2	0,1	0,0	-22,8
April	23,6	38,0	10,1	0,0	0,0	-24,3
Mai	54,6	113,4	7,9	0,1	0,1	-66,8
Juni	47,0	68,2	5,9	0,1	0,1	-27,2
Juli	47,9	46,8	4,5	0,1	0,1	-3,7
August	78,1	50,5	3,7	0,1	0,1	23,7
September	29,9	45,8	2,8	0,1	0,1	-18,9
Oktober	93,7	23,2	2,5	0,1	0,1	67,8
November	40,2	12,5	4,0	0,2	0,1	23,5
Dezember	35,8	10,4	18,7	0,4	0,3	6,0
Summe	608,1	485,9	72,0	1,7	1,4	47,2
Summe [%]	100,0	79,9	11,8	0,3	0,2	7,8

Tabelle 12: Wasserbilanz des Lysimetertestfeldes II der HMD Karlsruhe-West für das Jahr 2005, erstellt mit dem Simulationsprogramm Hydrus 2D.

Jahr	Niederschlag	Evapotranspiration	Dränabfluss	KS-Abfluss	KBS-Abfluss	Bodenwasser- gehaltssdifferenzen
	N	ET _a	Q _{OKF}	Q _{KS}	Q _{KBS}	
	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]
2005						
Januar	33,0	17,1	24,3	0,6	0,5	-9,6
Februar	54,1	16,1	19,5	0,7	0,6	17,2
März	41,7	28,4	26,6	1,2	1,0	-15,5
April	110,6	85,6	19,5	1,3	1,1	3,1
Mai	56,0	130,1	19,5	1,6	1,3	-96,4
Juni	18,1	95,4	12,1	1,5	1,2	-92,0
Juli	69,8	63,5	6,7	1,1	0,9	-2,4
August	46,9	55,5	4,2	0,8	0,7	-14,3
September	35,5	20,6	3,1	0,7	0,6	10,5
Oktober	33,1	13,8	2,4	0,7	0,6	15,7
November	30,7	12,2	2,2	0,6	0,5	15,1
Dezember	41,5	11,3	2,6	0,7	0,6	26,4
Summe	570,9	549,5	142,7	11,4	9,6	-142,3
Summe [%]	100,0	96,2	25,0	2,0	1,7	-24,9

Die Wasserbilanz des Modells des Lysimetertestfeldes II besteht aus den Komponenten N, ET, ΔS , Q_{Ges} (Q_{OKF} , Q_{KS} und Q_{KBS}). N und ET sind Modelleingangsdaten und Q_{Ges} Modellausgabedaten. ΔS ergibt sich aus der Differenz von N, ET und Q_{Ges} . Da die Modelleingangsdaten N und ET nicht mit Hydrus 2D ermittelt wurden, können nur die Bilanzkomponenten ΔS und Q_{Ges} für die Bestimmung der Modellqualität genutzt werden.

Unter Verwendung des Näherungsverfahrens sind im Jahr 2004 insgesamt 75,1 mm (entsprechen 12,3 % von N) Wasser innerhalb des OKF, der KS und der KBS abgeführt worden (vgl. Tab. 11).

Dabei wurden innerhalb des OKF 72 mm (entsprechen 11,8 % von N), innerhalb der KS 1,7 mm (entsprechen 0,3 % von N) und innerhalb der KBS 1,4 mm (entsprechen 0,2 % von N) Wasser abgeführt.

Im Jahr 2005 wurden insgesamt 163,7 mm Niederschlagswasser (entsprechen 28,7 % von N) innerhalb des OKF, der KS und der KBS abgeführt (vgl. Tab. 12).

Dabei wurden innerhalb der OKF- Schicht 142,7 mm (entsprechen 25 % von N), innerhalb der KS- Schicht 11,4, mm (entsprechen 2 % von N) und innerhalb der KBS 9,6 mm (entsprechen 1,7 % von N) Wasser abgeführt.

Dabei ist festzustellen, dass, obwohl im Modelljahr 2004 mehr Niederschlagswasser in das Modell eingeht, weniger Wasser in den Lysimeterschichten abgeführt wurde als im darauf folgenden Modelljahr. Die Ursache dafür ist in der Modelleinlaufphase zu finden. Die Modellrechnung beginnt am 1. Januar des Jahres 2004 mit äußerst trockenen Modellanfangsbedingungen. Die trockenen Anfangsbedingungen führen dazu, dass die Niederschläge im Jahr 2004 in erster Linie den Bilanzkomponente ET und ΔS , also der Verdunstung und der Bodenfeuchte, zugeführt werden. Erst im Jahr 2005 überschreitet die Wurzelbodenfeuchte die Feldkapazität und es kommt zu signifikanten Abflüssen in der KS und der KBS.

5.10 Vergleich der Hydrus 2D modellierten und im Lysimeterfeld II gemessenen Wasserbilanzen

Der Vergleich von Ergebnissen des Lysimeterfeldes II erfolgt anhand der Abflussergebnisse der Bilanzkomponente ΔS und der Abflusshöhen des OKF. Die Ergebnisse resultieren aus den gemessenen Abflüssen des Lysimeterfeldes II und den berechneten Abflusshöhen mit dem Hydrus 2D Modell.

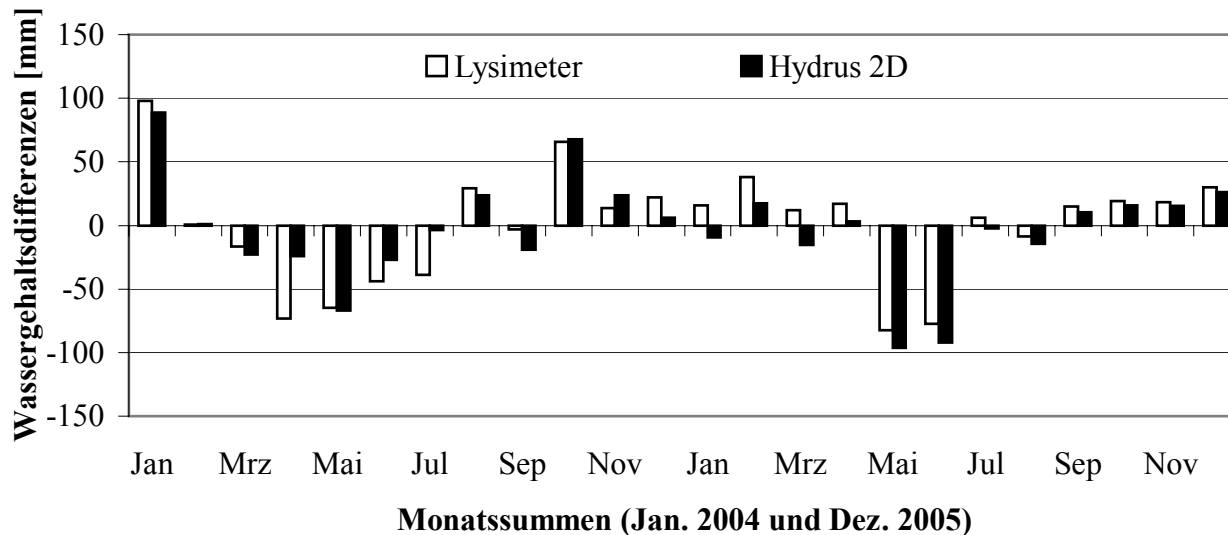


Abbildung 56: Vergleich der Wasserbilanzkomponente Wasserbilanzdifferenzen, welche mit dem Lysimeterfeld II gemessen und mit dem Hydrus 2D Modell berechnet wurden.

Der Vergleich der berechneten und modellierten Wasserbilanzgröße ΔS zeigt eine insgesamt gute Übereinstimmung im Verlauf. Bedeutende Unterschiede ergeben sich im Jahr 2004 in den beiden Monaten März und Juli und im Jahr 2005 in den Monaten Januar bis April

(vgl. Abb. 56). Diese Abweichungen von Lysimetermessungen und Modellrechnungen ergeben sich maßgeblich durch die unterschiedlichen Abflusshöhen des OKF des Lysimetertestfeldes und des Modells (vgl. Abb. 57).

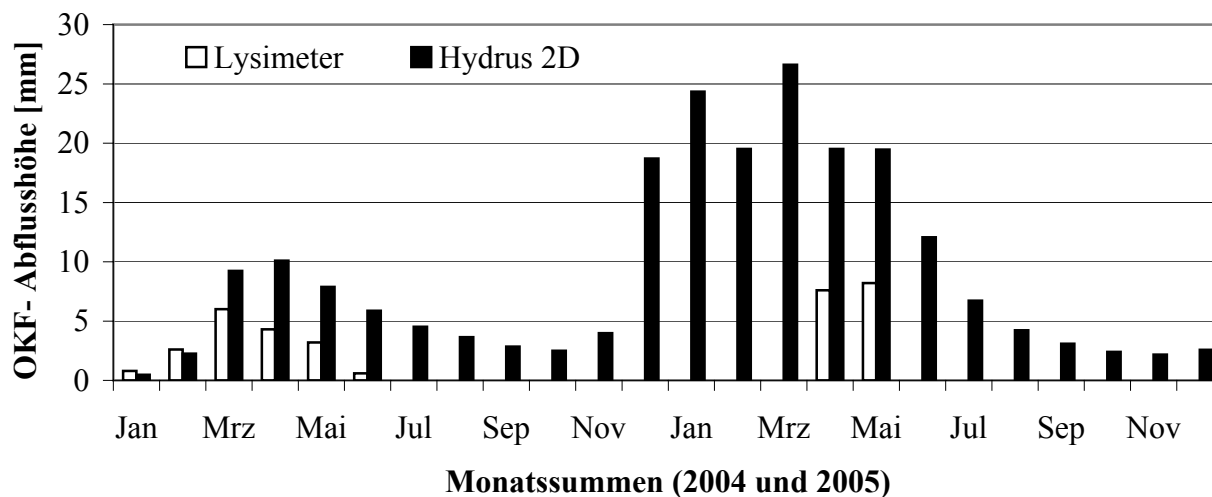


Abbildung 57: Vergleich der Wasserbilanzkomponente OKF- Abflusshöhe, welche mit dem Lysimetertestfeld II gemessen und mit dem Hydrus 2D Modell berechnet wurden.

Insgesamt bewertet Hydrus 2D die Abflüsse des OKF viel zu hoch. Allerdings kann durch die Veränderung der hydraulischen Parameter eine Modellanpassung durchgeführt werden. Durch die Reduktion des k_f - Wertes ließe sich die Verweilzeit des Wassers innerhalb der Wurzelbodenschicht verringern und dadurch die Abflussmaxima der OKF Modellabflussergebnisse mehr in Richtung Jahresbeginn 2004 verschieben. Durch die Erhöhung der Feldkapazität und der Berücksichtigung des Oberflächenabflusses kann die Reduktion der Gesamtabflussmenge des OKF erfolgen. Allerdings ist die Anpassung des Hydrus 2D Modells mit einem erheblichen Zeitaufwand verbunden und ist nicht Bestandteil dieser Arbeit. So dienen die Ergebnisse jedoch für die Untersuchung des längenabhängigen Effektes, der bei der HELP Modellierung festgestellt wurde. Hierzu wurde der Einfluss der Hang- bzw. Drängschichtlängenänderung auf die Verteilung der Abflusskomponenten Q_{OKF} , Q_{KS} und Q_{KBS} geprüft. Der Vergleich der Abflusshöhen von Hydrus 2D und dem HELP Modell sind wie im Folgenden gezeigt wird, als kritisch zu bewerten.

5.11 Erstellung der Wasserbilanz der Oberflächenabdichtung mit unterschiedlichen Hanglängen

Zur Prüfung der Ergebnisse der HELP Modellierung bezüglich des Einflusses der Längenänderung des Modells wurden Modellrechnungen mit Hydrus 2D erstellt. Dazu wurden vier Modelle mit den Hanglängen 5 m, 10 m, 20 m und 80 m berechnet. Alle weiteren Eingangsdaten blieben dabei unverändert. Die Separierung der Teilabflüsse Q_{OKF} , Q_{KS} und Q_{KBS} wurden nach dem oben beschriebenen Näherungsverfahren ermittelt.

Die Gegenüberstellung der mit Hydrus 2D berechneten Gesamtabflüsse (Q_{Ges}) bei unterschiedlicher Hanglänge zeichnet sich durch eine große Variabilität, verursacht durch die Hanglängenänderung, aus (vgl. Abb. 58). Dabei ist die höchste Gesamtabflusshöhe mit 90,3 mm (entsprechen ca. 15 % von N) bei der Hanglänge 10 m zu finden. Die geringste Gesamtabflusshöhe findet sich mit 53,7 mm (entsprechen ca. 9 % von N) bei dem Modell mit der Hanglänge 80 m. Die Gesamtabflussmenge bei den Hanglängen 5 und 20 m betragen jeweils 48,8 mm (entsprechen 8 % von N) und 75,1 mm (entsprechen 12 % von N).

Insgesamt lässt sich mit Ausnahme des ersten Modells erkennen, dass im beobachteten Zeitraum die Verlängerung der Hanglänge die Reduktion der Gesamtsickerwassermenge verursacht. Die Verlängerung der Hanglänge von 20 m auf 80 m verursacht eine Verringerung der Gesamtabflussmenge um 21,4 mm (entsprechen 3,5 % von N).

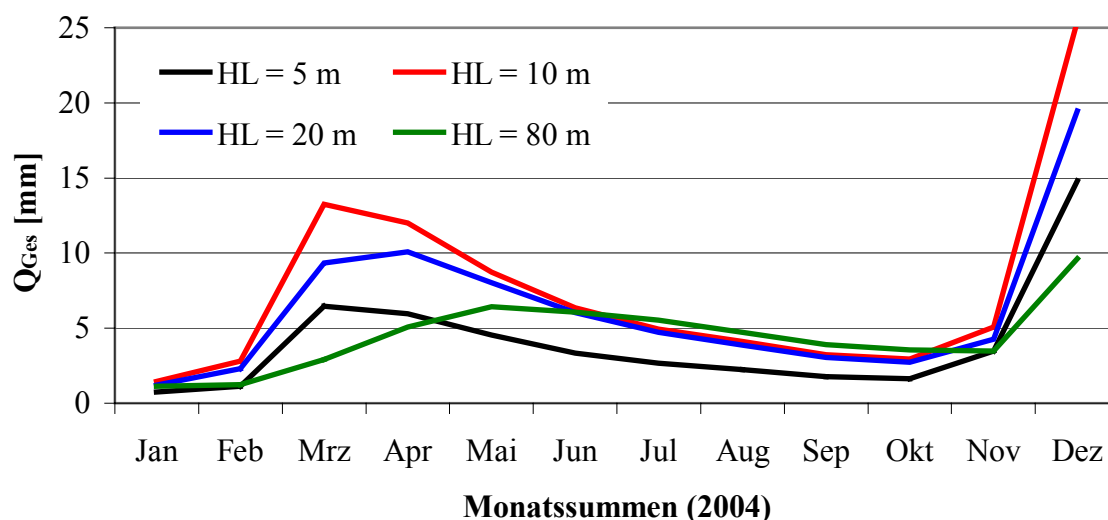


Abbildung 58: Änderung der monatlichen Abflusshöhe [mm] durch die Veränderung der Hanglänge des Lysimeterstfeldmodells am Beispiel der Hänglängen 5 m, 10 m, 20 m und 80 m.

Da die Hanglängenänderung einen bedeutenden Einfluss auf die berechnete Gesamtabflusshöhe besitzt, ist der direkte Vergleich der Teilabflüsse des OKF, der KS und des OKF und deren Vergleich mit HELP Ergebnissen nicht sinnvoll. Um den oben genannten Effekt auszuschließen, müssen die Teilkomponenten als Prozentanteil von Q_{Ges} dargestellt werden (vgl. Abb. 59).

Die Abbildung 59 zeigt die Ergebnisse der vier Modellrechnungen der drei Abflusskomponenten des Lysimeterterstfeldes als Anteil von Q_{Ges} . Die übereinanderliegenden Punkte gehören zu je einem Modell. Insgesamt zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit der Teilabflüsse voneinander. Denn mit zunehmender Hanglänge sinkt der Abflussanteil des OKF von nahezu 99,8 % bei 5 m Hanglänge bis 44,4 % bei 80 m Hanglänge. Im gleichen Maß steigt auch die Summe der Abflusshöhe aus der KS und der KBS von 0,2 % bei 5 m Hanglänge und 55,6 % bei 80 m Hanglänge.

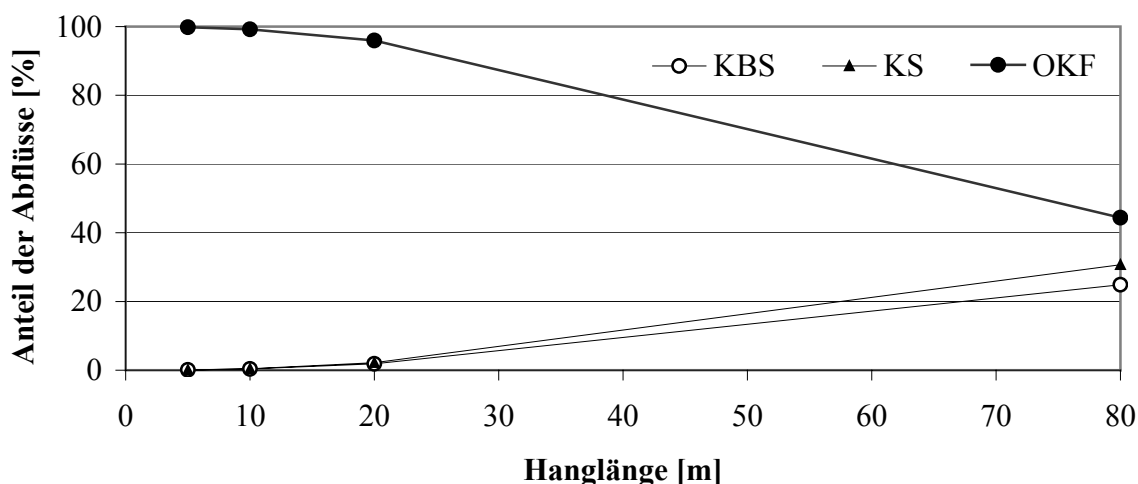


Abbildung 59: Die Abflusskomponenten des Lysimeterterstfeldmodells und deren Anteilsänderung am Gesamtabfluss bei unterschiedlichen Hanglängen.

Wie bereits bei der HELP Modellierung festgestellt wurde, wird mit dem Hydrus 2D Modell der bedeutende Einfluss der Hanglänge auf die Wasserbilanzkomponenten des Lysimeterterstfeldmodells bestätigt. Durch die Verlängerung der Hanglänge wird das Verhältnis der Abflussmenge des OKF in Richtung der tieferliegenden KS und der KBS verschoben.

Tabelle 13: Ergebnis der Bestimmung der Verhältnisse der Abflüsse des OKF, der KS, des KBS und der Min. am Gesamtabfluss (Q_{Ges}) mit dem Hydrus 2D Modell.

Hanglänge [m]	Q_{OKF} [% von Q_{Ges}]	Q_{KBS} [% von Q_{Ges}]	Q_{KS} [% von Q_{Ges}]	Q_{Min}^* [% von Q_{Ges}]
5	99,8	0,1	0,1	0,2
10	99,2	0,4	0,4	0,8
20	95,9	1,9	2,2	4,1
80	44,4	24,9	30,7	55,6

*entspricht der Summe aus der KBS und der KS

Tabelle 14: Ergebnis der Bestimmung der Verhältnisse der Abflüsse des OKF und der Min. am Gesamtabfluss (Q_{Ges}) mit dem HELP Modell.

Hanglänge [m]	Q_{OKF} [% von Q_{Ges}]	Q_{KBS} [% von Q_{Ges}]	Q_{KS} [% von Q_{Ges}]	Q_{Min}^* [% von Q_{Ges}]
5	99,3	n.b.	n.b.	0,7
10	98,9	n.b.	n.b.	1,1
20	97,8	n.b.	n.b.	2,2
80	91,8	n.b.	n.b.	8,2

*entspricht der Summe aus der KBS und der KS

Der Vergleich der Wasserabflüsse des OKF, der KS und der KBS an Q_{Ges} der beiden Modellprogramme Hydrus 2D und HELP bestätigt in beiden Fällen den bedeutenden Einfluss von Hanglängenänderung auf die Abflussverteilungen (vgl. Tab. 13 und Tab. 14). Wobei das Hydrus 2D Modell die Hanglängenänderung als schwerwiegender beurteilt als das HELP Modell. Bei einer Hanglänge von 80 m bewertet das Hydrus 2D Modell den Anteil des Teilabflusses aus KBS und KS (entspricht Min.), mit 55,6 % vom Gesamtabfluss 47,4 % höher als des HELP Modell. Allerdings bewertet Hydrus 2D die Erhöhung der Hanglänge mit einer Verringerung der Gesamtabflussmenge, während das HELP Modell dieses nicht tut. Dies bedeutet, dass der direkte Vergleich der Abflusshöhen von Hydrus 2D und HELP keine vergleichbaren Daten liefert.

5.12 Zusammenfassung der Ergebnisse der Wasserbilanzierung mit Hydrus 2D

Die Erstellung einer Wasserbilanz des Lysimetertestfeldes II mit dem Modellprogramm Hydrus 2D unter Berücksichtigung der Kapillarsperre konnte erfolgreich durchgeführt werden. Zunächst konnte festgestellt werden, dass die Bestimmung von Abflusshöhen unterschiedlicher Schichten mit dem Hydrus 2D nur bei sehr einfachen Modellen möglich ist. Die Abflusshöhen werden nur als Abflusssumme dargestellt. Durch die Bestimmung der Wassergehaltsänderungen direkt an den Dränrohren und der Berücksichtigung von Wasserleerlaufunktionen für die drei Schichten des OKF, der KS und der KBS ist eine Separierung der Gesamtabflusshöhe möglich. Die Separierung erfolgt durch die Bestimmung der abflusswirksamen Wassergehalte an der Grenze zwischen Dränrohren und Bodenmaterial. Mit diesem Verfahren kann nun eine Gesamtbilanz des Lysimetertestfeldes II der HMD Karlsruhe-West unter Berücksichtigung der Kapillarsperre erstellt werden.

Allerdings sind für die Arbeit mit Hydrus 2D auch Nachteile erkennbar. Neben dem hohen Zeitaufwand für die Berechnung der einzelnen Abflusskomponenten, ist hier die nicht vorhandene Berechnung der Evapotranspiration zu nennen. Die Modelleingangsgröße Evapotranspiration muss erst extern ermittelt und dann einer bestimmten Modellgrenze zugeordnet werden. Eine Anpassung des Hydrus 2D wird dadurch weitaus komplexer bzw. kaum durchführbar.

Während die Änderung von hydraulischen Parametern am Beispiel des HELP Modells auch zu einer Veränderung der Wasserbilanzkomponente ET führt, verhält sich Hydrus 2D dagegen statisch. Die Bilanzkomponente ET bleibt bei einer Änderung der Modellrahmenbedingungen immer unverändert. Die Bewertung der Wechselwirkung von ET, Bodeneigenschaften und Bewuchs ist mit Hydrus 2D nicht möglich. Die Modellierung von Wasserbilanzen mit dem Hydrus 2D Modell ist erst dann sinnvoll, wenn die automatisierte Berechnung der Evapotranspiration unter Berücksichtigung von Bodeneigenschaften und Pflanzenwachstum Bestandteil des Hydrus 2D Modells wird.

Für die realitätsnahe Berechnung der Wasserbilanz des Lysimetertestfeldes mit Hydrus 2D ist, wie am Beispiel des HELP Modell, eine Anpassung an reale Verhältnisse nötig. Die Erstellung einer Wasserbilanz mit der Separierung des Gesamtabflusses erfolgt allerdings noch manuell und ist nur durch äußerst hohen Zeitaufwand möglich.

Der Vergleich von HELP und Hydrus 2D ist als kritisch zu bewerten. Hydrus 2D bewertet die Vergrößerung der Hanglänge mit einer Verringerung der Gesamtabflussmenge, während das HELP Modell dieses nicht tut. Dies führt zu bedeutenden Änderungen der Wassergehaltsdifferenzen im Hydrus 2D Modell. Die Wassergehaltsänderungen des HELP Modells bleiben bei veränderter Hanglänge immer konstant. Dies bedeutet, dass der direkte Vergleich der Abflusshöhen von Hydrus 2D und HELP nicht möglich ist.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Die Wasserbilanzierung von Oberflächenabdichtungen und -Abdeckungen dient der Bestimmung des Anteils des Niederschlagswassers, das in den Deponiekörper eindringt, dort Schadstoffe mobilisiert und diese in das Grundwasser einträgt. Die HMD Karlsruhe-West besitzt keine durchgehende geologische Barriere. In Bereichen ohne Oberflächenabdichtung gelangen in niederschlagsreichen Jahren etwa 40 % des Niederschlagswassers in den Deponiekörper. Durch den Bau einer Oberflächenabdichtung wird dieser Anteil des Niederschlagswassers auf 1 % reduziert und entsprechend auch der Schadstoffaustrag aus dem Deponiekörper.

Das Sickerwasser ist eine Komponente der Wasserbilanz der HMD Karlsruhe-West. Für die Bestimmung dieser Wasserbilanz wurden Abflussdaten des Lysimetertestfeldes II, das im Aufbau weitestgehend dem der Abdichtung HMD Karlsruhe-West entspricht, und Modellprogramme verwendet. Während mit einem Lysimetertestfeld die natürliche Wasserbilanz direkt gemessen wird, können mit Modellprogrammen zahlreiche Bedeckungsvariationen und deren Wasserbilanzen der Deponie simuliert werden. Die Eigenschaften eines Modells können entgegen den eines Lysimetertestfeldes sehr einfach verändert werden. Dadurch lassen sich verschiedenste Bodenvarianten berücksichtigen und die gesamte Wasserbilanz einer Deponieoberfläche bestimmen. Erst die Kombination aus Lysimetermessungen und Modellierung ermöglicht die Erstellung einer realitätsnahen Wasserbilanz der Oberflächenabdeckung und –Abdichtung der HMD Karlsruhe-West.

Als Modellprogramme dienen das HELP- und das Hydrus 2D- Modell. Das HELP Modell wurde speziell für die Bestimmung von Wasserbilanzen von Deponien erstellt. Das Hydrus 2D Modell ist dagegen ein flexibles Modell, das für eine Vielzahl von Fragestellungen in der Hydrologie erstellt wurde. Der Vorteil des HELP Modells liegt in seiner einfachen Anwendung, bedingt durch das überschaubare Maß an Eingabewerten. HELP Ergebnisse können insgesamt gut nachvollzogen werden bzw. die Modellreaktion, verursacht durch die Veränderung der Eingabedaten, bleibt immer nachvollziehbar und kann mittels Tabellenkalkulation nachgerechnet werden.

HELP kann allerdings den Kapillarsperreneffekt nicht berücksichtigen und die Modellierung muss, wie im Falle des Modells der Oberflächenabdichtung der HMD Karlsruhe-West, direkt unterhalb des primären Dichtungselementes, der mineralischen Dichtungsschicht, beendet werden. Die Abflussdaten der Kapillarsperre müssen deshalb mit dem Lysimetertestfeld

ermittelt und dann mit der Wasserbilanz des HELP Modells verknüpft werden. Die Lysimetertestfeldmessungen zeigen, dass seit Messbeginn im Jahr 1999 im Mittel etwa 37 % des Sickerwassers der mineralischen Dichtungsschicht durch die Kapillarsperre dringt. Allerdings wird dieser Wert nicht nur durch das Sickerwasser der mineralischen Dichtungsschicht gebildet, sondern auch durch Kondensationswasser. So unterstreichen die hier gezeigten Ergebnisse, dass gerade in den warmen Sommermonaten Kondenswasser die maßgebliche Komponente der Abflüsse der Kapillarsperre bildet.

Die HELP Modellierung beweist den deutlichen Einfluss der Modellgeometrie auf die Wasserbilanzkomponenten Dränabfluss und der darunter lokalisierten Durchsickerung der mineralischen Dichtungsschicht. Am Beispiel der Wasserbilanz des Lysimetertestfeldes II für das Jahr 2003, führt die Verlängerung des Modellhanges von 20 auf 80 m zu einer Erhöhung der Sickerwassermenge um den Faktor 3,5. Dies bedeutet, dass die Übertragung von Lysimeterdaten auf ein größeres bzw. längeres Umfeld, ohne Berücksichtigung dieses Effektes, zu einer bedeutenden Unterschätzung der Sickerwassermengen (um den Faktor 3,5) führt.

Das Hydrus 2D Modell kann den Kapillarsperreneffekt berücksichtigen und ermöglicht damit die Bestimmung einer Wasserbilanz unter Berücksichtigung der Kapillarsperre. Allerdings ist Hydrus 2D nicht in der Lage verschiedene Abflüsse in einem Modell getrennt darzustellen. Durch aufwendige manuelle Berechnungen können jedoch die Teilabflüsse des OKF, der KS und der KBS bestimmt werden. Dies erfolgt auf der Grundlage von Wassergehaltsänderungen des Modellbodenmaterials und unter Berücksichtigung einer Leerlauffunktion.

Diese Separierung erfolgt durch manuelle Nachberechnungen und erfordert einen erheblichen Zeitaufwand. Für die Nutzung von Hydrus 2D als Wasserbilanzmodell und Alternative für das HELP Modell wären folgende Verbesserungen erforderlich:

- Die Implementierung der Berechnung der realen Evapotranspiration.
- Die Automatisierung der Berechnung der Einzelabflüsse von Lysimeterabflusskomponenten.

Für die Erstellung der Wasserbilanz der HMD Karlsruhe-West hat sich die Kombination aus HELP Modellierung und der tatsächlich gemessenen Wasserbilanz des Lysimetertestfeldes II als äußerst zweckmäßig herausgestellt. Die Nachteile des einen Systems werden durch die Vorteile des anderen Systems kompensiert. So wird das HELP Modell jährlich mittels der Ergebnisse des Lysimetertestfeldes II an reale Verhältnisse kalibriert. Durch die Abflüsse der Kapillarsperre des Lysimetertestfeldes wird ein Korrekturfaktor bestimmt, der die Trennung des Sickerwasserabflusses des HELP Modells in den Abfluss der Kapillarschicht und der

Kapillarbruchschiicht ermöglicht. Durch den Einsatz des HELP Modells kann, entgegen dem Lysimetertestfeld, die Veränderung des Dränschicht- und Sickerwasserabflusses der mineralischen Dichtschicht durch Änderung der Modellgeometrie berücksichtigt werden.

Temperaturen bis zu 38 °C, innerhalb der Oberflächenbedeckung und -Abdichtung, belegen eine hohe biochemische Aktivität. Diese wird durch Sickerwasser, in Kombination mit Humus und Müllstoffen, verursacht. Innerhalb von Bereichen mit Oberflächenabdichtung ist die mittlere Jahrestemperatur nur geringfügig über der mittleren Jahrestemperaturen der Außenluft. Im nördlichen Bereich der Deponie konnte allerdings eine maximale Temperatur von etwa 27 °C im Bereich der mineralischen Dichtungsschicht gemessen werden. Diese hohen Temperaturen, unter anderem durch den hohen Humusgehalt der Wurzelbodenschicht verursacht, kann zur Austrocknung und Beschädigung der mineralischen Dichtungsschicht führen. Damit zeigen diese Temperaturmessungen, dass ein hoher Humusgehalt der Wurzelbodenschicht unbedingt zu vermeiden ist.

Für die Bestimmung der Wasserbilanz des Lysimetertestfeldes II wurden die Bodenwassergehalte mit der Neutronensonde ermittelt. Neutronensondenmessungen dienen auch der Bestimmung von Verdunstungstiefen die wiederum durch den Pflanzenwuchs sowie der Durchwurzelungstiefe beeinflusst werden. Die Verdunstungstiefe stellt einen wichtigen Eingabewert für die Wasserbilanzierung mit HELP dar. Durch Neutronensondenmessungen in Kombination mit der Entnahme und der Laboruntersuchung von Stechzylinderproben aus einem Versuchsdamm, konnte die gute Qualität der zuvor durchgeführten Kalibrierung der Neutronensonde bestätigt werden.

7 LITERATUR

AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4 Auflage, Hannover 392 S..

ARBEITSKREIS TRISOPLAST (2002): Gemeinsame Stellungnahme der im Arbeitskreis Trisoplast vertretenen Landesumweltbehörden, mit 2 Anlagen, 6 S.. Hrsg.: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Abfallwirtschaft Fakten, Download: <http://www.nloe.de>.

ATV-DVWK DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2002): Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden. Hrsg.: Abwasser und Abfall e.V., Mitarb.: Konrad Miegel u.a.,: *ATV-DVWK Merkblatt*. M-504. Hennef: Druckpartner Moser Theinbach.

GALLMEISTER, K. & AZZAM, R. (2003): Untersuchung und Bewertung des Makroporeneinflusses auf das Sickerwasser in der ungesättigten Bodenzone. Berichte zur Zwischenpräsentation des BMBF Förderschwerpunktes "Sickerwasserprognose" in Karlsruhe.

BARTZ, J. (1982): Quartär und Jungtertiär II im Oberrheingraben im Großraum Karlsruhe, Geol. Jb., A63, 237 S., Hannover.

BEAR, J. (1979): *Hydraulics of Groundwater*, McGraw – Hill Book Company, 569 S., New York.

BERGER, K. (1998): Validierung und Anpassung des Simulationsmodells HELP zur Berechnung des Wasserhaushalts von Deponien für deutsche Verhältnisse, 557 S., Umweltbundesamt, Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung des BMBF.

BERGER, K., (2002): Anwendung des HELP Modells für die Simulation des Wasserhaushalts von Oberflächenabdichtungssystemen. Hrsg.: Franzius / Brandt / Wolf, Handbuch der Altlastensanierung, 2. Aufl., 57 S..

BERGER, K., (2004): Das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Modell, Benutzerhandbuch für die deutsche Version 3, Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, 4. überarbeitete Auflage zur deutschen HELP-Version 3.80 D 117 S..

BERGER, K, (2005): Das HELP Modell, Deponieworkshop Zittau-Liberec, Hochschule Zittau/Görlitz MVSR Forschungslabor, S13 & 26.

-
- BERGER, K. & DUNGER, V. (2000): Vergleichende Simulationsrechnungen mittels der Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodelle HELP und BOWAHALD. Proceedings zum Weiterbildungsseminar des DGFZ e.V.: Simulation zum Halden-/Deponiewasserhaushalt am 7. und 8. April 2000 in Dresden.
- BRANDELIK, A., HÜBNER, SCHUHMAN, R. (2001): Dichtungskontrollsystem für Deponien, Programm Lebensgrundlage Umwelt und Sicherheit (BWPLUS), Zwischenbericht anlässlich des Statusseminars des BWPLUS am 28.2. und 1.3.2001 im Forschungszentrum Karlsruhe, PDF-Format, 18 S., URL: <http://www.bwplus.fzk.de>.
- BREH, W. (1998): Deponie-West Oberflächenabdichtung numerische Modellierung; Ergebnisse über die numerische Modellierung von Wasserbewegungen in Wurzelbodenschichten einer Deponieoberflächenabdichtung einschließlich Modellvarianten mit dem Computerprogramm HELP. 10 S., Karlsruhe (unveröffentlichter AGK Bericht).
- BREH, W; GIURGEA, V; HÖTZL, H. (2002): Langzeitbeobachtungen zum Verhalten einer verstärkten mineralischen Dichtungsschicht in einer kombinierten Oberflächenabdichtung. Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltwissenschaften, 03, S. 75-90, Abteilung Höxter der FH Lippe und Höxter.
- BOHLEBER, A. (1992): Quantifizierung von Bodenwasserbewegungen unter kombiniertem Einsatz von Neutronen- und Gamma-Gamma-Sonde. – Schriftenreihe der Angewandten Geologie Karlsruhe, 174 S., Karlsruhe.
- BOTHMANN, P. (2002): Die fachgerechte Eigenkontrolle von Deponieentwässerungssystemen, Landesamt für Umweltschutz, Baden Württemberg; veröffentlicht in VKS- News (Fachzeitschrift des Verbandes kommunale Abfallwirtschaft).
- CLAUSSEN, A. (2002): Die Wasserdurchlässigkeit von Trisoplast- Laborversuche, statistische Auswertung und numerische Modellierung, Teil 1 und Teil 2. Hrsg: Müll & Abfall URL: <http://www.Trisoplast.de>.
- CRAWFORD, N.H. & LINSLEY, R.K. (1966): Digital Simulation in Hydrology: Stanford Watershed Model IV, *Technical Report*, Vol. 39, Department of Civil Engineering, Stanford University, Palo Alto, Ca..

-
- DITCOT INSTRUMENT COMPANY LIMITED, 1981: User's Handbook for the Institute of Hydrology Neutron Probe Systeme. Report No 79, DITCOT INSTRUMENT COMPANY LIMITED, Station Road, Abington Road, Oxon OX14 3LD.-35 S..
- VAN DAM, O. (2000): Soil description Pibiri Gap Experiment (PGE) research area, Download: <http://www.geog.uu.nl>.
- DIN 18130: Baugrund Versuche und Versuchsgeräte– Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts, Laborversuche, Normenausschuss Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth, Berlin.
- DIN 19667: Dränung von Deponien; technische Regeln für Planung, Bauausführung und Betrieb,- Normenausschuss Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth, Berlin.
- DIN 19682: Bodenfeuchteuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau; Felduntersuchungen, Bl. 1-13, Normenausschuss Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth, Berlin.
- DIN 43760 Grundlagen Nickel-Widerstandsthermometer.
- DIN 4022: Benennung und Beschreibung von Boden und Fels; Schichtenverzeichnis für Untersuchungen und Bohrungen ohne durchgehenden Gewinn von gekernten Proben, Teil 1,- Normenausschuss Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth, Berlin.
- DIN 4023: Baugrund und Wasserbohrungen, zeichnerische Darstellung der Ergebnisse, Normenausschuss Bauwesen (NABau) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth, Berlin.
- DUNGER, V. (2001): Dokumentation des Modells BOWAHALD zur Simulation des Wasserhaushaltes von wasserungesättigten Deponien / Halden und deren Sicherungssystemen.
- DUNGER, V. (2002): Dokumentation des BOWAHALD- Erweiterungsmoduls DRAINAGE zur Prüfung bzw. Bemessung von Drainageelementen hinsichtlich ihrer Entwässerungskapazität im Starkregenfall.

-
- DUNGER, V. UND DORNBUSCH, L. (2000): Bestimmung von Restdurchsickerungsraten von Altablagerungen als Zielgröße der Altlastensanierung durch Wasserhaushaltsmodelle Müll und Abfall. Heft 7, S. 431-437.
- DURNER, W. (1991): Vorhersage der hydraulischen Leitfähigkeit strukturierter Böden. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Dissertation, 180 S., Universität Bayreuth.
- EGLOFFSTEIN, TH. BURGHARDT G. (1994): Ausführungsvarianten von Oberflächenabdichtungssystemen nach TA-Siedlungsabfall und Ta-Abfall.- in EGLOFFSTEIN, TH. BURGHARDT G. (HRSG.): Oberflächenabdichtungen für Deponien und Altlasten.- Schriftenreihe der Angew. Geologie Karlsruhe, Bd. 34, S. 59-102.
- FINK, M. & M. WETZEL (2005): Application of Hydrus 2D to derive a water balance in a karst dominated catchment, in: Proceedings of Workshop of Hydrus Applications, Utrecht, S.30 -34.
- GALLMEISTER, K. & AZZAM, R. (2003): Untersuchung und Bewertung des Makroporeneinflusses auf das Sickerwasser in der ungesättigten Bodenzone. - Berichte zur Zwischenpräsentation des BMBF Förderschwerpunkt "Sickerwasserprognose" in Karlsruhe.
- GERLACH, A. (2003): Hydrogeologische und hydrologische Untersuchung zum Wasserhaushalt der Deponie Karlsruhe-West unter besonderer Berücksichtigung numerischer Modellierung mit HELP 3.07 (Untersuchungsjahre 1999-2001). 79 S., (unveröffentlichte Diplomarbeit der Angewandten Geologie Karlsruhe (AGK)).
- GERLACH, A., GIURGEA, V., HÖTZL, H. (2003): Hydrogeologische und hydrologische Untersuchung zum Wasserhaushalt der Deponie Karlsruhe-West unter besonderer Berücksichtigung numerischer Modellierung mit HELP 3.07 (Untersuchungsjahr 2002). 25 S. (unveröffentlichter Bericht).
- GERLACH, A., GIURGEA, V., HÖTZL, H. (2004): Hydrogeologische und hydrologische Untersuchung zum Wasserhaushalt der Deponie Karlsruhe-West unter besonderer Berücksichtigung numerischer Modellierung mit HELP 3.55D (Untersuchungsjahr 2003). 21 S. (unveröffentlichter Bericht).
- GERLACH, A., GIURGEA, V., HÖTZL, H. (2005): Hydrogeologische und hydrologische Untersuchung zum Wasserhaushalt der Deponie Karlsruhe-West unter besonderer

-
- Berücksichtigung numerischer Modellierung mit HELP 3.80D (Untersuchungsjahr 2004). 30 S. (unveröffentlichter Bericht).
- GERLACH, A., GIURGEA, V., HÖTZL, H. (2006): Bericht über die hydrogeologischen und hydrologischen Untersuchungen zur Wasserbilanz der Deponie Karlsruhe-West im Jahr 2005 unter besonderer Berücksichtigung numerischer Modellierung mit HELP 3.80D. 28 S. (unveröffentlichter Bericht).
- VAN GENUCHTEN, M. TH. (1980): A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 5, 892 – 898, Madison, Wisc.
- VAN GENUCHTEN, M. TH., LEIF F. J. & YATES S. R. (1991): The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soil. – 67 S., U.S. Salinity Laboratory, U.S. Department of Agriculture Research Service, Riverside, California.
- FAYER, M.J. (2000): UNSAT-H Version 3.0 Unsaturated Soil Water and Heat Flow Model, Theory, User Manual, and Examples, Prepared for the U.S. Department of Energy under Contract DE-ACO6-76RLO 1830.
- GIURGEA, V. I. (1999): Hydrogeologische und geotechnische Voraussetzungen für die Anlage von Standorten zur Lagerung radioaktiver Reststoffe unter Berücksichtigung des CONSOLID-Systems, *Schr. Angew. Geol. Karlsruhe*, 56. 202 S.; Karlsruhe.
- GIURGEA V., HÖTZL H., BREH W. & GERLACH A. (2003): Neutronensondenmessungen der Bodenfeuchte zur Langzeitüberwachung von Deponieoberflächenabdichtungen.– Beitrag (Artikel und öffentlicher Vortrag) zum Workshop Innovative Feuchtbemessung in Forschung und Praxis, 3.-4. Juli 2003, Karlsruhe, veröffentlicht in der Zeitschrift „Boden und Wasser“, Aedificatio Verlag, Freiburg.
- GIURGEA V., HÖTZL H. & BREH W. (2003): Studies on the long-term performance of an alternative surface-sealing system with underlying capillary barrier, Beitrag (Artikel und öffentlicher Vortrag) zum *Nineth International Waste Management and Landfill Symposium 6-10 October 2003, Sardinia 2003*.
- GIURGEA, V., HÖTZL, H. (2004): Langzeituntersuchungen von alternativen Oberflächenabdichtungssystemen in Großlysimetern; Deponie Karlsruhe-West. LGA-Grundbauinstitut Nürnberg, Veröffentlichungen, 82, 257-280, Nürnberg.

-
- GIURGEA, V., HÖTZL, H. (2004): Long-term investigations on the performance of alternative surface-sealing systems consisting of clay liners combined with capillary barriers, in: XIANG, W., CZURDA, K., HÖTZL, H. (eds.): New advances on contaminated sites and waste disposal, ICP Eigenverlag Bauen und Umwelt, 9, 109-120, Karlsruhe.
- GIURGEA, V., HÖTZL, H., GERLACH, A. (2004): Erste Ergebnisse des Lysimetermonitorings einer Asphaltabdichtung mit unterliegender Kapillarsperre, Hausmülldeponie Hohberg, Pforzheim, in: EGLOFFSTEIN, T. et al.. Hrsg.: Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2004, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, 132, 121-137, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- HARTGE, K. H. & HORN, R. (1991): Einführung in die Bodenphysik. 2.; 303 S.; überarb. und erw. Aufl., Stuttgart, Enke.
- HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie : Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie ; 46 Tabellen / Bernward Hölting, 5., 441 S., überarb. und erw. Aufl. Stuttgart, Enke.
- HÖRMANN, G., HERBST, M., KLUGE, W. & WEGEHENKEL M (2001): Modelle zum Wasserhaushalt, in: FRÄNZLE, O. AND MÜLLER, F. AND SCHROEDER, W. (ed.): Handbuch der Umweltwissenschaften, ecomed, Kap. V-3.2.
- HÖTZL, H. & BREH, W. (2000): Abschlußbericht, Untersuchungen zum Wasserhaushalt der Deponie Karlsruhe Ost. 77 S., erstellt für die Stadt Karlsruhe Amt für Abfallwirtschaft; Angewandte Geologie Karlsruhe (AGK) (unveröffentlichter Bericht).
- HÖTZL, H. & GIURGEA, V. (2002): Jahresabschlußbericht zur messtechnischen Überwachung für die Messperiode Januar bis Dezember 2001, erstellt für die Stadt Karlsruhe Amt für Abfallwirtschaft; Angewandte Geologie Karlsruhe (AGK) (unveröffentlichter Bericht).
- HÖTZL, H. & GIURGEA, V. (2003): Jahresabschlußbericht zur messtechnischen Überwachung für die Messperiode Januar bis Dezember 2002, erstellt für die Stadt Karlsruhe Amt für Abfallwirtschaft; Angewandte Geologie Karlsruhe (AGK) (unveröffentlichter Bericht).
- HÖTZL, H. & GIURGEA, V. (2004): Jahresabschlußbericht zur messtechnischen Überwachung für die Messperiode Januar bis Dezember 2003, erstellt für die Stadt Karlsruhe Amt für Abfallwirtschaft; Angewandte Geologie Karlsruhe (AGK) (unveröffentlichter Bericht).

-
- HÖTZL, H. & GIURGEA, V. (2005): Jahresabschlußbericht zur messtechnischen Überwachung für die Messperiode Januar bis Dezember 2004, erstellt für die Stadt Karlsruhe Amt für Abfallwirtschaft; Angewandte Geologie Karlsruhe (AGK) (unveröffentlichter Bericht).
- HÖTZL, H. & GIURGEA, V. (2006): Jahresabschlußbericht zur messtechnischen Überwachung für die Messperiode Januar bis Dezember 2004; Erstellt für die Stadt Karlsruhe Amt für Abfallwirtschaft; Angewandte Geologie Karlsruhe (AGK) (unveröffentlichter Bericht)].
- HUSMANN, M. (1996): Inhomogener Sickerwassertransport in der ungesättigten Zone des Weiherbach-Gebietes. 157 S., Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, 43, Karlsruhe.
- KÄMPF, M., HOLFELDER, T. , MONTENEGRO, H. (1999): Bodenfeuchtedynamik in geschichteten Böden (Obflächenabdichtungssysteme), Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1999; 1999, TU Darmstadt.
- KÄMPF, M., HOLFELDER, T. , MONTENEGRO, H. (1999): *Designing Capillary Barriers*, Proc.Sardinia 99, 7th Int.Landfill :Symposium; Vol. III, p. 381-389, 1999, Sardinia.
- KHIRE, M.V., BENSON, C.H. & BOSSCHER (1997): Water Balance Modeling of Earthen Final Covers. J. Geotech. Geoenviron. Engrg., ASCE, 123 (8), 744-754.
- KLEIN, R (2001): Temperature development in a modern municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash landfill with regard to sustainable waste management, Institute of Hydrochemistry, Technical University of Munich, Marchioninistrasse 17, D-81377, Munich, Germany; PMID: 11348737 (PubMed - indexed for MEDLINE).
- LFU LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1988): Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung im Raum Karlsruhe-Speyer, Analyse des Ist-Zustandes Aufbau eines mathematischen Grundwassermodells, Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg & Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland Pfalz, 111 S. Stuttgart-Mainz.
- MARKWARDT, N. (2004): Ausgeführte Oberflächenabdichtungen/Oberflächenabdeckungen in Sachsen-Anhalt; Aufgrabungsergebnisse und langjährige Wasserhaushaltsmessungen, 15. Nürnberger Deponieseminar - 2004 - Abdichtung, Stilllegung und Nachsorge von Deponien; Deponiebau im Ausland. Hrsg.: Dr. U. Henken-Mellies (LGA Bautechnik GmbH, Grundbauinstitut und LGA TrainConsult GmbH). Eigenverlag LGA, Nürnberg.

-
- MELCHIOR, S. & BERGER, K. (1993): Ergebnisse der Langzeitüberwachung von Oberflächendichtsystemen auf der Deponie Georgswerder (Hamburg). In: AUGUST, H. et al. (Hrsg.): BMFT-Verbundvorhaben Deponieabdichtungssysteme. 2. Arbeitstagung, 17.-19.02.1993 in Berlin. Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, 155-164.
- MELCHIOR, S & STEINERT, B. (2002): Merkblatt Qualitätssicherung bei Abdichtungen aus Trisoplast, Ausgabe 2.2 vom 10.07.2002, erstellt im Auftrag der TD Umwelttechnik GmbH & Co. KG, Wentdorf, Download: <http://www.nloe.de>.
- MONTENEGRO, F.H. (1994): Parameterbestimmung und Modellierung der Wasserbewegung in heterogenen Böden. 149 S., 15, 134, VDI Verlag, Düsseldorf.
- MÜHR, B. (1999): Wetter, Wolken, Klima. URL: <http://www.imk-physik.uni-karlsruhe.de/muehr/Precip.phys.html>.
- MÜLLER, S. (2000): Hydrogeologische und hydrologische Untersuchungen zum Wasserhaushalt der Deponie Karlsruhe Ost mit geologischer und hydrogeologischer Kartierung des weiteren Deponieumfeldes, 119 S. (unveröffentlichte Diplomarbeit der Angewandten Geologie Karlsruhe (AGK)).
- PRINZ, H. (1997): Abriss der Ingenieurgeologie, mit Grundlagen der Boden- und Felsmechanik, des Erd-, Grund- und Tunnelbaus sowie der Abfalldeponien ; 84 Tabellen, 546 S., Stuttgart.
- D. RASSAM, J. SIMUNEK, AND M. VAN GENUCHTEN, TH. (2003) ND CONSULT, BRISBANE, AUSTRALIA. 2003, Paperback plus CD-ROM, 677 S. Segoe Rd., Madison, WI 53711 USA.
- RAMKE, H. G. (2000): Wasserhaushalt der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien und Altlasten. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 302 S., Band 47.
- ROTH & PARTNER (1990): Gutachten zur Standsicherheit der Hausmülldeponie Karlsruhe-West, erstellt für die Stadt Karlsruhe 22 S. (unveröffentlicht).
- ROTH & PARTNER (2000): Schematischer Querschnitt des Lysimetertestfeldes II (unveröffentlicht).

-
- ROTH & PARTNER (2002): Objektplanung zur Oberflächenabdichtung der Hausmülldeponie Karlsruhe- West, erstellt für die Stadt Karlsruhe, Kartenmaterial (unveröffentlicht).
- SCHEUERMANN, SCHLAEGER, S., BECKER, R., SCHÄDEL, W., SCHUHMAN, R. (2002): Nutzen der TDR-Meßtechnik zur Beurteilung ungesättigter Böden in der Geotechnik, BAW-Kolloquium: Der Einfluss von Lufteinschlüssen auf die Strömungs- und Druckdynamik in Erdbauwerken, Karlsruhe, 23. Oktober 2002.
- SCHROEDER, P. R.; LLOYD. C. M.; ZAPPI, P. A. (1994): The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) Model; 116 S.; User guide for version 3; Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati Ohio USA.
- SCHROEDER, P. R.; BERGER, K. (2002): Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Modell; 111 S, Benutzerhandbuch für die deutsche Version 3; Environmental Laboratory U.S. Army Corps of Engineer, Vicksburg, Mississippi & Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg.
- SCHROEDER, P.R. & BERGER, K. (2004): Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Modell. Version HELP 3.80 D. Unter Mitarbeit von N.M. Aziz, C.M. Lloyd & P.A. Zappi. Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg. CD mit Programm und Dokumentationen.
- SIMUNEK, J. & VAN GENUCHTEN, M. TH. (1999): Using the HYDRUS1D and HYDRUS2D codes for estimating unsaturated soil hydraulic and solute transport parameters, in van Genuchten, M. Th., F. J. Leij, and L. Wu (eds.) Characterization and Measurement of the Hydraulic Properties of Unsaturated Porous Media, University of California, Riverside, CA, 1523-1536.
- STADT KARLSRUHE, AMT FÜR ABFALLWIRTSCHAFT (AFA) (1994): Deponie Karlsruhe-West- Auswahl eines geeigneten Oberflächenabdichtungssystems Teil A, Gutachten erstellt von Ingenieurbüro Roth & Partner vom 23.07.1991: 23 S. (unveröffentlicht).
- STADT KARLSRUHE (1994): Umweltbericht, Bereich Grundwasser- und Trinkwasser, 144 S.; Herg: Stadt Karlsruhe- Umweltamt.
- STADT KARLSRUHE (2006): Internetseite der Stadt Karlsruhe, URL: <http://www.karlsruhe.de>.

-
- TRUNKO, L. (1984): Karlsruhe und Umgebung, Sammlung geologischer Führer, 78, 227 S.; Gebr. Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
- THÜRACH, H. (1912) : Rheingold-Erläuterungen zu den Blättern Karlsruhe und Daxlanden der Geologischen Karte von Baden. Nr. 50 und 51. S. 54 - 55. Heidelberg.
- UMS & GSF, 2006: Lysimeter; UMS - Umwelt Monitoring Systeme Gmunder Straße 37D-81379 Munich, Germany & GSF - Institut für Bodenökologie Abteilung Experimentelle Umweltsimulation Ingolstädter Landstraße 1 D-85764 Neuherberg, www.wikipedia.de.
- WEISS, W., ROTH, D., MÜHLFRIEDEL, F., GÜNTHER, R. & KNOBLAUCH, S. (1998): Verifikation des HELP Programms durch Messungen der Lysimeteranlage Großbrigen, Wasser & Boden, 50 (10), S. 51-56.
- WITT, K. J., ZEH R. 2004: Maßnahmen gegen Trockenrisse in mineralischen Abdichtungen. Sonderdruck des Beitrages zum: Vertiefersseminar Zeitgemäße Deponietechnik 2004, FEI, Universität Stuttgart.
- WOHNLICH, S. (1991): Kapillarsperren - Versuche und Modellberechnungen. - Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe, 15: XVIII, 127 S., 52 Abb. , 10 Tab., 22 Vgl. Abb. im Anh.. Karlsruhe.
- WOHNLICH, S., BALZ, K. & BARTH, C. (2000): Einzelfallnachweis für alternative Oberflächenabdichtungen am Beispiel der Kapillarsperre, Wasser & Boden 5/2000, S. 15-18; Berlin.
- ZEH, R., (2002): Water balance models and programmes – Comparisons and calculation results. De Mello & Almeida (eds): Environmental Geotechnics, Proc. 4th. Intern. Congr. Environmental Geotechnics, Rio de Janeiro, 2002, A.A. Balkema Publisher, Vol. 1, pp. 113-118.
- ZISCHAK, R. (1997): Alternatives Oberflächenabdichtungssystem „Verstärkte mineralische Abdichtung mit unterliegender Kapillarsperre“; AGK – Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe, 47. – 179 S.; Karlsruhe.

Lebens- und Bildungsgang

André Gerlach

Cartesiusdwarstraat 39

2526 SX Den Haag

Tel.: 0031-(0)70-3435768

Geburtstag: 05. Dezember 1973

Geburtsort: Annweiler am Trifels (Deutschland)

Staatsangehörigkeit: deutsch

Familienstand: verheiratet

Tätigkeiten, Studium und Schulbildung

1. Juli 2003- 1. Juli 2006 Mitarbeiter und Promotion am Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität (TH) Karlsruhe. Titel der Promotion: *Wasserbilanzierung der Oberflächen-Abdeckung und -Abdichtung der Deponie Karlsruhe-West unter Verwendung mathematischer Wasserbilanzierungsmodelle.*
21. Februar 2003 Beendigung des Studiums und Erlangung des akademischen Grades eines Diplom Geologen am Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe (AGK) mit der Gesamtnote „gut“. Titel der Diplomarbeit: *Hydrogeologische und hydrologische Untersuchung der Deponie Karlsruhe-West unter besonderer Berücksichtigung numerischer Modellierung mit HELP 3.07.*
- April –2002- Februar. 2003 Diplomarbeit am Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe (AGK) mit folgenden Schwerpunkten: *Hydrogeologie, Ingenieurgeologie, Geophysik, Regionale und Historische Geologie.*

Oktober. 1995 – Februar 2003	Studium der Geologie an der Universität Karlsruhe (TH).
1992 – 1995	Wirtschaftsgymnasium der Berufsbildenden Schule Landau mit Abitur im Mai 1995.
1985 –1992	Orientierungsstufe und Realschule der Kooperativen Gesamtschule in Bad Bergzabern
1981 –1985	Grundschule in Klingenstein

Sonstige Tätigkeiten

November 2003 – Januar 2006	Strahlenschutzbeauftragter des Lehrstuhls für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe (AGK). Berechtig für den Umgang mit geschlossenen radioaktiven Stoffen und der Durchführung von Strahlenschutzunterweisungen der Mitarbeiter der AGK.
September 2003	Teilnahme am Lehrgang: <i>Grundkurs im Strahlenschutz</i> am Forschungszentrum Karlsruhe, Fortbildungszentrum für Technik und Umwelt.
2001 – 2002	Hörfunk- und TV- Journalismus und Moderation von Radiosendungen des Radios der Universität Karlsruhe (TH), Abteilung Presse und Kommunikation.

April – Mai 2000

Teilnahme und Mitarbeit an der Expedition des Forschungsschiffs FS Meteor von Fortaleza / Brasilien nach Libreville / Gabun, GERSHWIN M47/2.

Ziel: *Seismische Untersuchungen des Mittleren Ozeanischen Rückens im Atlantik.*

Ein Projekt des GEOMAR Forschungszentrums für marine Geowissenschaften, Kiel, 2000.

1997 – 2002

Wissenschaftliche Hilfskraft am Lehrstuhl für Regionale und Historische Geologie und am Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe (AGK) für Labor- und Feldarbeiten.